XXX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo

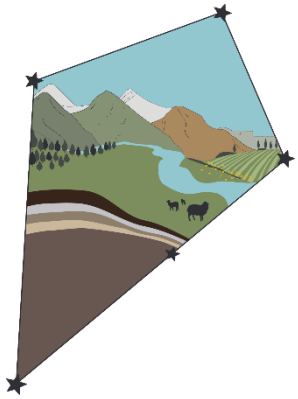
Desafíos de Sur a Norte: Compromiso entre conservar y producir

LIBRO DE ACTAS

Bariloche - Patagonia 2026

UNRN Universidad Nacional de Río Negro

Utilice su escáner de
código qr para acceder
a la versión digital



XXX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo
Bariloche, Patagonia 2026

RESÚMENES Y TRABAJOS EXPANDIDOS

14 al 17 de abril de 2026
Bariloche, Patagonia - Argentina

ORGANIZADO POR

Coorganizado con

Los trabajos de investigación, presentados al XXX CACS como resúmenes y como trabajos expandidos aquí publicados, fueron sometidos a evaluación por pares. Los compiladores no asumen responsabilidad alguna por eventuales errores tipográficos u ortográficos, por la calidad y tamaño de los gráficos, ni por el contenido de las contribuciones. Los trabajos de investigación se publican en versión online tal como fueron enviados en soporte informático por parte de los respectivos autores, con leves adaptaciones de sus formatos, con la finalidad de conferirles uniformidad entre ellos, de acuerdo con las normas previamente establecidas. La mención de empresas, productos y o marcas comerciales no representa recomendación preferente del XXX CACS-2026.

COMISIÓN DIRECTIVA DE LA ASOCIACIÓN ARGENTINA DE LA CIENCIA DE SUELO

Presidenta
Silvia del Carmen Imhoff

Vicepresidenta
María Rosa Landriscini

Secretario
Raúl Omar Cáceres Díaz

Prosecretaria
María del Valle Basanta

Secretaria de Actas
Patricia Fabiana Carfagno

Tesorero
Osvaldo Andrés Barbosa

Protesorero
Guillermo Alberto Studdert

Miembros Vocales Titulares
Diego Julián Cosentino, Mario Guillermo Castiglioni, María Victoria Cremona, Daniel Alberto Riscosa

Miembros Vocales Suplentes:
Alicia Beatriz Irizar, Matias Ezequiel Duval, Rafael Villarreal, María Marta Caffaro

COMISIÓN ORGANIZADORA
XXX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo

Presidenta
Patricia Silvia Satti (UNRN–Grupo de Suelos CRUB-UNCo)
Vicepresidenta
María Victoria Cremona (INTA–UNRN)
Secretario
Carlos Guillermo Buduba (INTA–UNPSJB)

Equipo Organizador
Ludmila La Manna (UNPSJB-CONICET)
Marina Gonzalez Polo (INIBIOMA-CONICET-UNCO-UNRN)
Martín Alejandro Luna (UNRN)
Andrea Soledad Enriquez (IFAB: INTA-CONICET)
Martha Cecilia Riat (UNRN)
María Valeria Aramayo (INTA)
Braian Vogel (APN-PNNH)
Edición científica y compilación del Libro de Actas
Andrea Soledad Enriquez
Marina Gonzalez Polo
Martín Alejandro Luna

Colaboración en organización general, simposios y mesas redondas
Ana María Lupi
Carolina Aumassanne
Carolina Pérez Brandan
Carolina Sasal
Cristian Álvarez
Dorkas Patricia Andina Guevara
Eduardo Sá Pereira
Esteban Panebianco
Fernando Salvagiotti
Germán Soracco
Gisela García
Guillermo Alberto Studdert
María Jimena Rodríguez
María Paz Salazar
Maximiliano Eiza
Miguel Taboada
Osvaldo Andrés Barbosa
Patricia Carfagno
Rodolfo Bongiovanni
Sabrina Loreley Billoni
Silvia Imhoff
Silvia Mestelán

Este Congreso cuenta con el apoyo de

FUNDACIÓN WILLIAMS

Patrocinan

SUMAISI

PICARRO

UGT

ESTEPPA

PROFERTIL

BÜNGE

Mycophos

BIOFERTILIZANTES DIFERENTES

FOSS

INVAP

APN

osde

MUSEO MALVINAS ANTÁRTIDA Y ATLÁNTICO SUR

BARILOCHE - RÍO NEGRO

BARILOCHE CULTURA

MUNICIPIO BARILOCHE

FUNDACIÓN JOSÉ A. BALSEIRO

Carbon Group

Agro-Climatic Solutions

CEB

RN

ASACOMP

AUSPICIAN

REDFOR.AR

Red Argentina de Ciencia y Tecnología Forestal

UNPA

Universidad Nacional de la Patagonia Austral

UNPAUARG

SUMAISI

En SUMAISI, brindamos soluciones avanzadas en instrumentación científica para el monitoreo de suelos y aire, entre otras industrias y sectores

Mediciones de GEI N_2O-CH_4-CO_2-NH_3-H_2O

Mediciones de isótopos estables e inestables

Análisis Elemental CHNS, CO_2 e isótopos Lisímetros

para suelos

Nuestras empresas representadas son

PICARRO

NC TECHNOLOGIES
Innovative Elemental Analysis

ensense
environmental gas monitoring

Unica United
理加联合

UGT UMWELT GERÄTE TECHNIK

Aguas y emisiones en suelos

Mezcla de estuarios e hidrología de aguas subterráneas

Ciencia atmosférica y vapor de agua

Glaciología y Cambio Climático

Oceanografía

Mapeo de fuentes de agua dulce

www.sumaisi.com.ar

The Nature Conservancy

The Nature Conservancy (TNC) es una organización global sin fines de lucro dedicada a la ciencia, la conservación de la naturaleza y el desarrollo sostenible. Con presencia en más de 80 países y territorios, impulsa soluciones innovadoras para proteger las tierras y aguas de las que depende la vida. Su misión es enfrentar la pérdida de biodiversidad y la crisis climática, generando impacto a través de acciones que combinan rigor científico, colaboración multinivel y compromiso con las comunidades.

Desde 2008, TNC trabaja en la Patagonia para conservar y promover el aprovechamiento sostenible de los pastizales y los ecosistemas de agua dulce.
Hoy, a través del **Programa *"Estrategias de Producción y Pastoreo en la Estepa Patagónica"* (ESTEPPA)**, TNC promueve un enfoque integral de conservación y producción. La iniciativa se centra en la promoción de prácticas de manejo ganadero que contribuyen a recuperar ecosistemas degradados, mejorar la salud de suelos y reducir riesgos asociados al cambio climático.

Las líneas de acción del Programa ESTEPPA incluyen: impulsar una plataforma de acompañamiento técnico en el manejo del pastoreo, desarrollar un proyecto de créditos de carbono y fortalecer las cadenas de carne y fibras.

ESTEPPA

Una iniciativa de The Nature Conservancy

ESTRATEGIAS DE PRODUCCIÓN Y PASTOREO
EN LA ESTEPA PATAGÓNICA

Contacto: ESTEPPA@tnc.org / +54 9 2942 57 2551

PROFERTIL

BUNGE

Cuando el mundo cambió
Mycophos®
BIOFERTILIZANTES DIFERENTES
Ya estábamos
sembrando una nueva manera de producir.
Distagro Mycophos
@mycophos
Mycophos Distagro
www.mycophos.com

FOSS

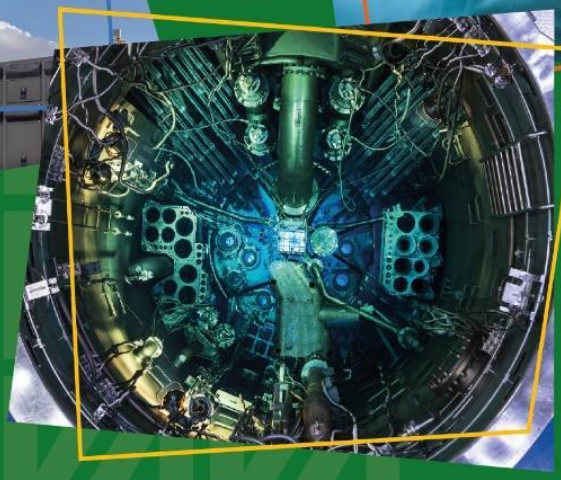
INVAP

PROYECTOS TECNOLÓGICOS COMPLEJOS QUE MEJORAN NUESTRO DÍA A DÍA

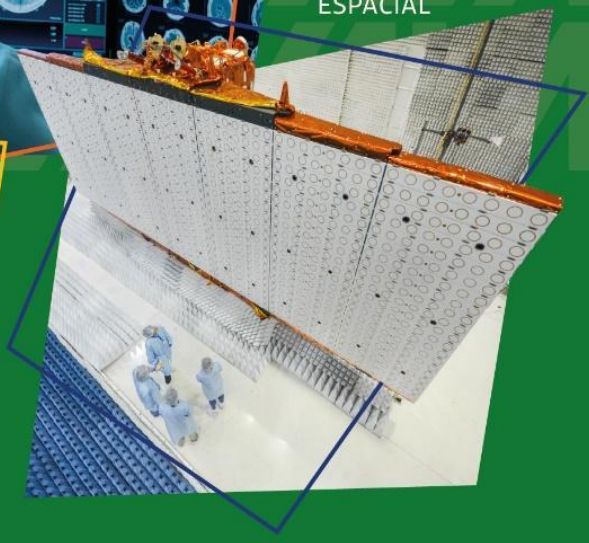
DEFENSA, SEGURIDAD Y AMBIENTE

SISTEMAS MÉDICOS

NUCLEAR



ESPACIAL



invap.com.ar

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1. CONFERENCIAS MAGISTRALES..55

REGENERATING SOIL ORGANIC MATTER FOR THE BENEFIT OF CLIMATE AND FOOD PRODUCTION: A SYSTEMIC MULTIFACETED APPROACH
Cotrufo, M. F.

CONTRIBUCIÓN A LA GEOGRAFÍA DE SUELOS DE LA PATAGONIA: DESDE LA ACIDEZ AUSTRAL HASTA LOS HORIZONTES YESÍFEROS DE NORPATAGONIA
Irisarri, J.

EL FUEGO: ENTRE LA DINÁMICA NATURAL Y LA AMENAZA AMBIENTAL EN LOS SUELOS
Mataix-Solera, J.

MINERAL-ASSOCIATED CARBON PERSISTENCE ARISES FROM STEADY-STATE DYNAMICS, NOT SATURATION
Matus, F., Fajardo, M., Zamorano, D.

EROSIÓN GLOBAL Y SALUD DEL SUELO: METODOLOGÍAS AVANZADAS PARA LA SOSTENIBILIDAD DE SUELO Y AGUA
Navas, A.

REDOX PROCESSES THAT CHANGE COLORS OF WATERLOGGED SOILS
Vepraskas, M. J.

CAPÍTULO 2. SIMPOSIOS..... 62

EL COMPROMISO ENTRE CONSERVAR Y PRODUCIR: DISTINTAS PERSPECTIVAS..... 63

CONFLICTOS HÍDRICOS Y SALINOS EN ECOSISTEMAS FRÁGILES: EVALUACIÓN DE ESTADO DE LOS SUELOS EN REGIONES SEMIÁRIDA Y SUBHÚMEDA
Álvarez, C., Isasti, J., Lert, L., Fernández, R.,

LAS HUELLAS DEL MANEJO FORESTAL EN EL SUELO: DESAFÍOS PARA LA PRODUCCIÓN SOSTENIBLE
Lupi, A. M.

EL COMPROMISO ENTRE CONSERVAR Y PRODUCIR: GANADERÍA OVINA Y EROSIÓN DE SUELOS EN LA ESTEPA PATAGÓNICA
Rostagno, C. M.

LOS MICROBIOMAS DEL SUELO Y LAS PLANTAS, LA SOSTENIBILIDAD Y LAS PERSONAS
Wall, L. G.

GESTIÓN DEL SUELO Y DEL AGUA EN ÁREAS BAJO RIEGO 68

GESTIÓN DEL AGUA EN LOS DISTRITOS DE RIEGO DE LA NORPATAGONIA: TRANSFORMACIONES TERRITORIALES Y SOSTENIBILIDAD DEL SUELO
Aumassanne, C., Mañueco, M. L.

INTERACCIONES SUELO-AGUA: EL CONOCIMIENTO DEL SUELO COMO CLAVE PARA EL MANEJO DEL RIEGO
Martínez, R. S., Holzmann, R. de L.

EL SUELO COMO EJE DEL REDISEÑO DE PAISAJES AGRÍCOLAS EN ARGENTINA: HACIA UNA AGRICULTURA SOSTENIBLE..... 71

BIODIVERSIDAD COMO MOTOR DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: ROL DEL MANEJO DEL SUELO Y DEL PAISAJE AGRÍCOLA
Goijman, A. P., Zermoglio, P. F., Garibaldi, L. A.

LATERALIDAD DE AGUA Y SALES FREÁTICAS: SU MANEJO PARA PRODUCCIÓN Y NATURALEZA EN PAISAJES AGRÍCOLAS
Jobbágy, E. G., Nosetto, M. D., Whitworth-Hulse, J., Llanes, A. L., Díaz, Y.

BRECHAS DE CARBONO DEL SUELO Y POSIBLES ESTRATEGIAS PARA CERRARLAS EN ROTACIONES AGRÍCOLAS
Piñeiro, G., Bazzoni, B., Ravetta, M.

EL SUELO COMO EJE DEL REDISEÑO DE PAISAJES AGRÍCOLAS EN ARGENTINA: HACIA UNA AGRICULTURA SOSTENIBLE
Sasal, M. C., Piñeiro, G., Garibaldi, L., Goijman, A., Jobbagy, E.

GESTIÓN DE PAISAJES AGRÍCOLAS PARA REMEDIACIÓN O MITIGACIÓN DEL IMPACTO DE AGROQUÍMICOS EN EL AMBIENTE
Sasal, M. C.

IMPACTO DEL USO DEL SUELO SOBRE LA BIODIVERSIDAD EDÁFICA Y EL CICLO DE NUTRIENTES EN DISTINTOS AMBIENTES 77

INTERACCIÓN PLANTA-SUELO MODULANDO EL CICLADO DE N Y LA FUNCIÓN PRODUCTIVA EN EL MONTE PATAGÓNICO
Carrera, A., Bertiller, M., Saraví Cisneros, H., Muñoz, M., Bosco, T., Oliferuk, S.

BIODIVERSIDAD DEL SUELO Y SOSTENIBILIDAD: EFECTOS DEL MANEJO AGRONÓMICO EN SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL NOA
Delaporte Quintana, P., Salazar, S. M., Lovaisa, N. C., Canelada Lozzia, M. I., Quiroga, R. J., Portocarrero, R., Fontana, P. D.

FUNCIONAMIENTO DEL SUELO Y BIODIVERSIDAD EDÁFICA: EXPERIENCIAS EN LA REGIÓN SEMIÁRIDA CENTRAL
Frasier, I., Molina, C., Fernández, R., Álvarez, C., Quiroga, A., Noellemeyer, E.

LA CONTRIBUCIÓN DE LA FOTODEGRADACIÓN A LA DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA EN LA REGIÓN PAMPEANA
Vivanco, L., Cabrera, F., Simoes, F., Araujo, P. I., Lichy, M.

EMISIONES DE GEI DESDE EL SUELO: HERRAMIENTAS PARA SU DETERMINACIÓN EN SISTEMAS AGROPECUARIOS NACIONALES 82

EMISIONES DE GEI DESDE EL SUELO: HERRAMIENTAS PARA SU DETERMINACIÓN EN SISTEMAS AGROPECUARIOS NACIONALES
Banegas, N., Gregorutti, V. C., Cosentino, V. R. N., Lewczuk, N. A., Alvarez, C., Enriquez, A. S.

NUEVAS TECNOLOGÍAS APLICADAS AL ESTUDIO DE LOS SUELOS A DIFERENTES ESCALAS 84

LOS RADIONUCLEIDOS COMO POTENTE HERRAMIENTA PARA EL ESTUDIO DE LOS SUELOS
Evrard, O.

OBSERVACIÓN TERRESTRE, ML E IA: NUEVAS CAPACIDADES PARA LA CIENCIA DEL SUELO
Mancini, A.

USO DE ESPECTROSCOPIA VISIBLE E INFRARROJO CERCANO PARA ESTIMAR PROPIEDADES DE SUELO
Ortiz, D. A., Kloster, N., De Dios Herrero, J., Beroisa, C.

APRENDIZAJE AUTOMÁTICO APLICADO AL ESTUDIO Y MONITOREO DE LOS RECURSOS NATURALES
Saucedo, G. I.

SUELOS VOLCÁNICOS..... 89

CARACTERIZACIÓN Y CRONOLOGÍA DE TEFRAS
Daga, R.

PARTICULARIDADES DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE ANDOSOLES DEL CENTRO-SUR DE CHILE
Dörner, J., Zúñiga, F., Dec, D., Valle, S., Ivelic-Sáez, J., Clunes, J., Horn, R.

EVOLUCIÓN DE DEPÓSITOS RECIENTES DE CENIZA VOLCÁNICA: CONTRASTE ENTRE BOSQUES NATIVOS E INTRODUCIDOS EN PATAGONIA, ARGENTINA
González Comunian, D., Vivanco, L., Morrás, H., Buduba, C., La Manna, L.

FERROUS WHEEL II: FROM CARBON STABILIZATION TO ABIOTIC NITROGEN SEQUESTRATION IN VOLCANIC SOILS
Matus, F., Álvarez, E., Godoy, R., Iturriaga-Vásquez, P., Farías-Cea, A., Parada, J., Merino, C., Nájera, F., Mendoza, D., Jofré, I., Knicker, H., Dippold, M. A., Kuzyakov, Y., Schluesselburg, L., Boy, J.

MÁS ALLÁ DEL NPS: DIAGNÓSTICO DE B, ZN, K Y CA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS 94

ZINC EN FOCO: DIAGNÓSTICO EN MAÍZ, TRIGO Y SOJA
Barbieri, P. A.

BORO EN MAÍZ Y SOJA: DIAGNÓSTICO Y MANEJO
Bustos, A. N., Barbieri, P. A., Eyherabide, M., Wyngaard, N., Alvarez, C., Sainz Rozas, H. R.

¿ESTÁ EL POTASIO LIMITANDO LA PRODUCTIVIDAD EN LOS SISTEMAS AGRÍCOLAS PAMPEANOS?: EVIDENCIAS Y DIAGNÓSTICO
Carciochi, W. D., Avila, O., Bonfanti, L., Pautasso, J. M., García F., Orcellet, J. M., Salvagiotti, F., Ferraris, G., Barbagelata, P., Melchiori, R., Monzón, J. P., Pagani, A., Torres Duggan, M., Lamelas, J. L., Grassini, P., Sainz Rozas, H. R.

EL ROL DEL CALCIO EN LA NUTRICIÓN Y CALIDAD DE LA PAPA
Giletto, C. M., Kloster Erreguerrena, M., Ceroli, P., Carciochi, W., Silva, S. E., Rodriguez, S., Salvagiotti, F., Reussi Calvo, N. I.

SUELOS HÍDRICOS. ¿QUÉ SABEMOS HASTA AHORA?.. 99

IDENTIFICACIÓN DE SUELOS HÍDRICOS EN EL NEA MEDIANTE INDICADORES MORFOLÓGICOS
Kurtz, D. B.

DIAGNÓSTICO DE SUELOS HÍDRICOS EN AMBIENTES CONTRASTANTES DE MISIONES
Moretti, L. M.

DEL CONFLICTO SOCIOAMBIENTAL A LA NECESIDAD FUNCIONAL DE RECONOCER SUELOS HÍDRICOS EN ARGENTINA
Navarro, M. F.

EXPERIENCES WITH THE HYDRIC SOIL FIELD INDICATORS USED IN THE UNITED STATES
Vepraskas, M. J.

III SIMPOSIO ARGENTINO DE SUELOS FORESTALES: ESTRÉS EN EL SUELO FORESTAL POR EVENTOS EXTREMOS 104

IMPACTO DE LA SEQUÍA EN PLANTACIONES FORESTALES DEL DELTA DEL PARANÁ A ESCALA DE PAISAJE Y DE RODAL
Alvarez, J. A., Gaute, M., Leverone, L., Faustino, L., Fernández Tschieder, E., Bonnín, S., Gyenge, J.

EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS Y MORTALIDAD EN PLANTACIONES FORESTALES: EL ROL DEL SUELO Y LA TOPOGRAFÍA
Gatica, G., Gyenge, J., Fernández, M. E.

LA VOZ DEL SUELO EN EL PRE- Y POST-INCENDIO
Mataix-Solera, J., García-Carmona, M., Olivares-Martínez, L. D., Nadal-Fuentes, J., Arcenegui, V., García-Orenes, F.

BIO-MONITOREO DE LOS CAMBIOS DE USO DEL SUELO Y LAS SEQUÍAS EN DISTINTOS ECOSISTEMAS
Toledo, S.

AGRICULTURA EN ESCENARIOS DE VARIABILIDAD CLIMÁTICA. APORTES DESDE LA FÍSICA DE SUELOS ... 109

EL ROL DEL SUELO COMO ALMACÉN DE AGUA: ESTUDIOS DE CAMPO Y LABORATORIO PARA MEJORAR LA FUNCIÓN HÍDRICA EN SUELOS AGRÍCOLAS
Dörner, J., Dec, D., Zúñiga, F., Ivelic-Sáez, J., , Ordóñez, I., López, I. F.

ESTRATEGIAS INTEGRADAS, MECÁNICA-BIOLÓGICA, PARA MITIGAR LA COMPACTACIÓN DEL SUELO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS
Fernández, R., Álvarez, C., Quiroga, A., Noellemeyer, E.

FUNCIONES HIDROLÓGICAS DEL SUELO EN ESCENARIOS CLIMÁTICOS ADVERSOS
Polich, N., Villarreal, R., Lozano, L. A., Palazzolo, M., Bellora, G., Salazar, M. P., Soracco, C. G.

DE LA OBSERVACIÓN AL MODELO. APORTES DESDE LA FÍSICA DE SUELO PARA COMPRENDER LA COMPLEJIDAD DE UN SISTEMA DINÁMICO
Villarreal, R., Lozano, L. A., Palazzolo, M., Bellora, G., Salazar, M. P., Polich, N., Soracco, C. G.

AVANCES EN EL ESTUDIO Y MONITOREO DE LA EROSIÓN 114

GESTIÓN DEL AGUA Y EROSIÓN HÍDRICA EN LA PATAGONIA NORTE: UNA MIRADA DESDE EL MICROSITIO HASTA LA CUENCA
Aramayo, V.

EROSIÓN EÓLICA EN ARGENTINA: RESULTADOS DE MEDICIONES Y PREDICCIONES
Buschiazzo, D. E.

EROSIÓN EÓLICA EN ARGENTINA: DISTRIBUCIÓN ESPACIAL, TECNOLOGÍAS Y LEGISLACIÓN
Colazo, J. C.

AVANCES EN MODELIZACIÓN AVANZADA PARA CUANTIFICAR EROSIÓN Y ORIGEN DE SEDIMENTOS CON RADERO Y FINGERPRO
Navas, A., Latorre, B., Gaspar, L.

LA EROSIÓN DEL SUELO Y SU INFLUENCIA EN LA DINÁMICA DE LA VEGETACIÓN DE LA ESTEPA MAGALLÁNICA SECA
Schenkel, C.

CAPÍTULO 3. MESAS REDONDAS 120

MERCADOS DE CARBONO: LA CAPITALIZACIÓN DEL SECUESTRO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO
Moderador: Taboada, M.
Disertantes: Berhongaray, G., Borrelli, P., Díaz García, O. I., Fraguio, M.

LOS CULTIVOS DE COBERTURA EN DIFERENTES REGIONES Y SISTEMAS PRODUCTIVOS
Moderadores: Alvarez, C., Salvagiotti, F.
Disertantes: Baigorria, T., Barraco, M., Mieres, L., Muguiro, A., Sa Pereira, E.

EXPLORANDO LA “HUELLA DE C” DE UN PRODUCTO PATAGÓNICO: EL CASO DE LA CERVEZA ARTESANAL
Moderador: Bongiovanni, R.
Disertantes: Burini, J. Enriquez, A. S., Gonzalez Polo, M., Leibrecht, K., Riat, M. C.

CAPÍTULO 4. TRABAJOS EXTENDIDOS 124

ÁREA TEMÁTICA 1:
Física, Química y Físio-Química de los Suelos 125

APLICACIÓN CONTINUA DE COMPOST DE RESIDUO DE FEEDLOT EN UN HAPLUSTOL
Amín, M. S., Chilano, Y., Becerra, M. A., Parra, B., Degioanni, A., Priotto, M., Schifani, A., Maseda, E.

IMPACTO DE UN INCENDIO DE ALTA SEVERIDAD SOBRE EL SISTEMA SUELO-MESOFAUNA EN UN BOSQUE DE NOTHOFAGUS ANTARCTICA
Antilef, M., Gómez, C., La Manna, L.

PATRONES DE ACUMULACIÓN DE IONES EN VEGETACIÓN DE HUMEDALES SALINOS DEL CENTRO DE ARGENTINA
Barbosa, O. A., Álvarez-Rogel, J., Lavado R. S.

FRACCIONES DE NITRÓGENO ASOCIADAS A INDICADORES DE MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO
Bassi, L., Mulvaney, R. L., Crespo, C., García, G. V., Carciochi, W., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N.

NIVELES DE CALCIO EN SUELOS DEL DEPARTAMENTO DE ALTO PARANÁ - PARAGUAY (2018-2023)
Blanco, C., Rodríguez, E., Martínez, M., Villanueva, M., Rojas, P., Paredes, C., Ríos, L., Segovia, F.

CUANTIFICACIÓN DE CARBONO MEDIANTE LA PÉRDIDA POR IGNICIÓN (LOI) EN SUELOS DE LA PAMPA AUSTRAL
Bravo, O., Vela, E.

VARIABLES DE SUELOS EN SISTEMAS AGROPECUARIOS DE PRODUCCIÓN DEL VALLE DE LERMA, SALTA
Cáceres Díaz, R. O., Villegas, D., Elena, H., Noe, Y., Moneta, D., Fernandez, I., Gopar, A., Arce, A., Paz, J., Yanse, H., Fiore, I., Guglielmone, P., Fernandez, G., Ramirez, G.

EFECTOS INICIALES DE LA TRANSICIÓN DE LABRANZA CONVENCIONAL A SIEMBRA DIRECTA SOBRE LA COMPACTACIÓN EN SUELOS TROPICALES
Calderón Pereira, E., Peña, R., Suazo, M., Behrends Kraemer, F.

CALIDAD DEL SUELO Y EL ROL DE LAS CORTINAS FORESTALES EN SISTEMAS HORTÍCOLAS INTENSIVOS
Calfuquir, M., Hernández, H., Aschkar, G., Bezic, C., Luna, M.

DETERMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA POR EL MÉTODO DE PÉRDIDA POR CALCINACIÓN: EFECTO DEL TIEMPO DE MUFLA
Castañeda, L., González Comunian, D., La Manna, L.

BASES METODOLÓGICAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL HORIZONTE O EN LA PATAGONIA: VALIDACIÓN METROLÓGICA Y SENSIBILIDAD FRENTE AL USO SILVOPASTORIL
Cecilia, J., Bistolfi, N., Cremona, M. V., Arpigiani, D., Riat, M.

LA HIGROSCOPICIDAD DE LOS SUELOS COMO PROXY PARA ESTIMAR PARÁMETROS HÍDRICOS
Contardo, L., Morrás, H., Benedito, D., Carfagno, P., Bressan, E., Angelini, M.

DINÁMICA DE LA SALINIZACIÓN EN SUELOS DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA PAMPEANA
Correa, E., Gómez, L., Valderrama, J.

ESTUDIO DE TORMENTAS DE POLVO Y SU IMPACTO EN LA SALINIZACIÓN EDÁFICA
Cuneo, F., Botella Cereceda, M., Rodríguez, A.

EVALUACIÓN DE INDICADORES DE CALIDAD FÍSICA EN UN HAPLUSTOL TÍPICO
Degioanni, A., Amín, M. S., Priotto, M.

MAPEO DIGITAL DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DEL VALLE DE LERMA
Elena, H., Noe, Y., Moneta, D.

IMPACTO DEL MANEJO FRUTIHORTÍCOLA SOBRE LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS
Fernández, I., Gopar, A., Arce, A.

MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO EN SUELOS BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE LABRANZA
García, G. V., Carciochi, W., Wyngaard, N.

MONITOREO DE SUELO EN UN ENSAYO DE LARGA DURACIÓN CON APLICACIONES SUCESIVAS DE ESTIÉRCOL COMPOSTADO
Diez, M., Barraco, M.

EFECTO DEL YESO AGRÍCOLA SOBRE LAS PROPIEDADES EDAFICAS Y LA PRODUCTIVIDAD FORRAJERA EN AMBIENTES SALINO-SÓDICOS
Duval, M., Ziaurriz, J., Rodríguez, E., De Lucia, M.

SOBRESTIMACIÓN DE LAS RESERVAS DE COS EN SUELOS ÁRIDOS DE PATAGONIA CON ALTO CONTENIDO DE GRAVA
Enriquez, A. S., Velasco, V.

EFECTO ESTACIONAL DE LA HUMEDAD SOBRE LA COMPACTACIÓN DEL SUELO EN MALLINES PATAGÓNICOS
Gomez, F. A., von Müller, A., Tarabini, M., Garcia, G.

EFECTOS DE LA FERTILIZACIÓN PROLONGADA Y DEL MANEJO GANADERO SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO EN MALLINES DE LA PATAGONIA
Gomez, F., Garcia, G., von Müller, A., Tarabini, M., Curcio, M., Piñeiro, G., Martínez, N., Freeman, G., Irisarri, G. .

ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN SUELOS VOLCÁNICOS: COMPARACIÓN DE MÉTODOS
González Comunian, D., Castañeda, L., La Manna, L.

FERTILIDAD QUÍMICA Y EQUILIBRIO CATIÓNICO BAJO MANEJO AGROECOLÓGICO EN SUELOS DE CORRIENTES
Grancic, C. E., Rey Montoya, T. S., Paredes, F. A.

¿CUATRO AÑOS DE CULTIVOS DE COBERTURA MEJORAN LAS CONDICIONES DEL SUELO BAJO MONOCULTIVO DE SOJA?
Gudelj, O. E., Conde, M. B., Maury, M., Aimetta, M. B., Stantero, I., Lorenzon, C. A., Seravalle, R. D., Baigorria, T., Gudelj, V. J.

EFECTO DE LA RENOVACIÓN MECÁNICA EN PANICUM COLORATUM SOBRE UN SUELO FRANCO DEL SUDESTE DE LA PAMPA
Huespe, D., Paredes, S., Butti, L., Fernández, R.

FRACCIONES DE CARBONO Y NITRÓGENO TOTAL A UN AÑO DE UNA QUEMA CON ROLADO PREVIO
Larroulet, M. S., Ferreyra, P., Minig, M., Galantini, J. A.

PASTOREO BOVINO EN UN ARGIACUOL: SEPARACIÓN EN CLÚSTERS Y CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE LAS VARIABLES
Machetti, N. E., Pellegrini, A. E., Frias Calvo, A., Fernández, F. E., Agnelli, M. L., López Aguilar, I., Gelati, P. R.

EVALUACIÓN DE SALINIDAD EDÁFICA Y APTITUD DE CULTIVOS EXTENSIVOS DEL DEPARTAMENTO ROQUE SÁENZ PEÑA, CÓRDOBA
Magra, M. S., Salafia, A., Blanco, P., Roccia, P., Faule, L., Lanfranco, M. F.

CALIBRACIÓN DEL MÉTODO DE DIFRACCIÓN LÁSER PARA LA DETERMINACIÓN DE TEXTURA EN DOS SUELOS DEL NORTE DE BUENOS AIRES
Mancini, B., Darder, L., Cosentino, D., Beribe, M.

PRODUCTIVIDAD DE PASTURAS EXPLICADA POR PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EN AMBIENTES SALINOS-SÓDICOS
Martinez, L., Barragan, M., Sardiña, C., Alvarez, C.

ADSORCIÓN DE GLIFOSATO EN DOS SUELOS DE SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA
Mas, L. I., Aparicio, V. C.

EVALUACIÓN DE LA RETRODISPERSIÓN SAR DE SENTINEL-1 FRENTE A PRECIPITACIÓNES ACUMULADAS EN ENTRE RÍOS
Melgares, E., Gabioud, E. A., Guilini, D., Wingeyer, A. B.

REDUCCIÓN DE LA IMPEDANCIA MECÁNICA DEL SUELO POR MEDIOS MECÁNICOS Y BIOLÓGICOS
Palazzolo, M., Soracco, C. G., Villarreal, R., Lozano, L. A., Bellora, G. L., Polich, N. G., Guilino, F., Bellingeri, M. J., Salazar, M. P., Palancar, T. C.

MITIGACIÓN DE LA SODICIDAD INDUCIDA POR EFLUENTES PORCINOS MEDIANTE SULFATO DE CALCIO: INDICADORES EDÁFICOS
Pegoraro, V. R., Aimetta, M. B., Lorenzon, C., Ortiz, J., Baigorria, T., Gudelj, O., Vélez, G., Santi. J., Giordano, D., Gentiletti, V.

COMPARACIÓN DE METODOLOGÍA DE TEXTURA DEL SUELO
Pellegrini, A. E., Machetti, N. E., Frías Calvo, A., Ursino, M., Gelati, P. R.

EFECTO DEL AGREGADO DE COMPOST Y YESO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO SÓDICO
Pietrantonio, J., Aimetta, M. B., Conde, M. B., Alladio, M. R., Gudelj, O. E.

EVALUACIÓN DE ESTABILIDAD DE AGREGADOS CON APLICACIÓN DE SMARTPHONE SLAKES EN SUELOS DE MISIONES, ARGENTINA
Poszkus Borrero, P. A., Gonsalvez, M. E., Schamne, D. R., Vier, F. J., Mendez, R. M., Zhaner, M., Barth, R. C., Weber, A., Anderle, E., Ockier, L.

DOCE AÑOS DE CULTIVOS DE COBERTURA: IMPACTOS SOBRE RENDIMIENTOS, CARBONO Y NITRÓGENO DEL SUELO
Rodriguez, S., Barraco, M. R.

EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE EFLUENTES PORCINOS EN UN SISTEMA SUELO – CULTIVO DE MAÍZ
Schifani, A., Amín, M. S., Chilano, Y.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO BAJO FERTILIZACIÓN NITROGENADA CONTÍNUA EN AMBIENTE SEMIÁRIDO
Schulz, G. I., Kiessling, R. J., Fernández, N. D., Martínez, J. M.

EVALUACIÓN DE LA INFILTRACIÓN BÁSICA EN SUELOS MOLISOLES, VERTISOLES, ALFISOLES Y ENTISOLES DE ENTRE RÍOS MEDIANTE ANÁLISIS MULTIVARIADO
Steger, L. R., Hernández, J. P.

EFECTO DEL MANEJO AGRONÓMICO EN EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN UN OLIVAR EN CHILECITO.
Valdéz, J. D., Luna Toledo, E., Robador, L., Figuerola, P.

ESPECTROSCOPÍA NIR PARA LA DETERMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN EL SUELO
Vanzolini, J., Trillini, M., Russo, D., De Souza Fernandes, D., Garay, M., Pistonesi, M.

LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA APARENTE COMO HERRAMIENTA PARA RELEVAR LA COMPACTACIÓN DE SUELO
Vázquez, J. M., Larrieu, L., Guilino, F., Mur, M., Ferro, D., Merani, V., Donadelli, C., Cinquetti, T.

EL ROL DE LOS PARCHES LEÑOSOS EN LA ESTABILIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN PAMPA ONDULADA
Worcel, L., D'Acunto, L., Cosentino, D., Semmartin, M.

ÁREA TEMÁTICA 2: Biología del Suelo..... 394

RESPUESTA DEL MICROBIOMA FÚNGICO RIZOSFÉRICO DEL POROTO A UROCHLOA BRIZANTHA COMO CULTIVO DE SERVICIO
Abán, C. L., Larama, G., Pérez Brandán, C.

FUNCIONES ECOLÓGICAS DE LOS HONGOS DEL SUELO EN EL CALDENAL: MODOS TRÓFICOS Y PRINCIPALES GREMIOS
Ambrosino, M. L., Wentenao Melzi, A. A., Cueto Rojo, J. A., Velázquez, M. S., Torres, Y. A., Ernst, R. D., Faggioli, V.

RESERVAS DE CARBONO Y MICROBÍVOROS EN MACROAGREGADOS: UN ESTUDIO COMPARATIVO ENTRE BORDES Y CULTIVOS
Campaña, M., Azpilicueta, C., Rodríguez, A., Arias, M.

VALORES DE REFERENCIA DE β-GLUCOSIDASA EN SUELOS PSEUDO-PRÍSTINOS DEL NORESTE Y NOROESTE ARGENTINO
Crespo, C., Romero, J., Amenta, M., Reussi Calvo, N. I., Angelini, H., Sainz Rozas, H. E., Eyherabide, M., García, G. V., Barbieri, P., Ciarlo, E., González Sanjuan, M. F., Wyngaard, N.

COCIENTE MICROBIANO Y RESERVA DE CARBONO BAJO QUEMA Y ROLADO EN SUELOS DEL CALDENAL-MONTE OCCIDENTAL
Cueto Rojo, J. A., Wentenao Melzi, A. A., Torres, Y. A., Kent, F. S., Ernst, R. D., Leonhardt, D. A., Herrera, M. E., Pagola, A. C., Butti, L., Ambrosino, M. L.

LAS LOMBRICES COMO BIOINDICADORAS DE LA CALIDAD DEL SUELO EN TOPOSECUENCIAS DE LA PAMPA AUSTRAL
Febrero, D., Vela, E., Pereyra, E., Domínguez, D., Bravo, O.

APORTE DE CARBONO Y NITRÓGENO POR CIANOBACTERIAS PRODUCTORAS DE EXOPOLISACÁRIDOS: UN ESTUDIO EN SUSTRATO INERTE
Gregorutti, V. C., Miño, G. L., Luquez, L., Befani, R., Spizzo, S., Re, D., Sangoy Puntin, N., Sanchez, C. I.

EFECTOS TEMPRANOS DE BIOINSUMOS EN EL CRECIMIENTO DE SOJA MEDIANTE ANALISIS DE LÍPIDOS
Leonardi, M. P., Diz, J., Silva, A., Wall, L. G., Ferrari, A. E.

ESTIMULACIÓN DE LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN EL SUELO DE LAS COLONIAS DE UNA ESPECIE INVASORA
Mancini, M. M., Moreyra, S., Barrios Garcia, N., Gonzalez Polo, M.

COMPOSICIÓN BACTERIANA DEL SUELO FRENTE A ESTRATEGIAS DE MANEJO ORIENTADAS A REDUCIR FITOSANITARIOS
Molina, C., Frasier, I., Montoya, J. C.

EL SUELO Y EL MANEJO AGRÍCOLA RECONFIGURAN EL MICROBIOMA Y SU FUNCIONALIDAD
Molina, C., Frasier, I., Rörig, M. L., Montoya, J. C.

ARTRÓPODOS EDÁFICOS DE LOS USOS DEL SUELO DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ
Nanni, A. S.

COMUNIDADES MICROBIANAS COMO PREDICTORAS DE LA CALIDAD DEL SUELO
Ortiz, J., Baigorria, T., Pegoraro, V. R., Velez, G., Aimetta, M. B., Lorenzon, C. A., Belluccini, P. A., Gudelj, O., Gabbarini, L. A.

CARACTERIZACIÓN DEL MICROBIOMA DEL SUELO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS INTENSIFICADOS DE CÓRDOBA
Ortiz, J., Muñoz, S. A., Canale, A., Orozco, F., Vicondo, M., Toledo, M., Molina, J., Cuccu, E., Boccolini, M. F.

CONTRIBUCIONES DE HONGOS MICORRÍCICOS ARBUSCULRAES Y RIZOBIOS A LA PRODUCTIVIDAD DE PASTURAS FESTUCA-LOTUS FERTILIZADAS
Oyharçabal, E., Covacevich, F., Bain, I., Acuña, C., Berone, G.

MONITOREO DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DEL SUELO Y SU INFLUENCIA EN EL MANEJO DE CAÑA DE AZÚCAR
Pérez-Brandan, C., Abán, C. L., Álvarez, M. D., Minervini, M., Easdale, C.

IMPACTO DEL MANEJO ORGÁNICO: RECUPERA LA SALUD DEL SUELO EN ESTE ESTUDIO CULTIVO DE SOJA
Quinteros, M., Martos, G., Benedetti, P., Gallac, M., Morales, C.

COMPARACIÓN Y ADAPTACIÓN METODOLÓGICA PARA LA CUANTIFICACIÓN DE LA ACTIVIDAD DE ENZIMÁTICA EN MICROPLACAS
Romero, J., Crespo, C., Amenta, M., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N.

EFECTO DE LOS CULTIVOS DE SERVICIOS SOBRE LA MACROFAUNA Y LA CALIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO
Scaglione, J., Pozzi, R., Esquivel, M., Montico, S.

RESPUESTA DE LA MACROFAUNA EDÁFICA AL NIVEL DE PERTURBACIÓN Y LA INTENSIFICACIÓN EN EL USO DEL SUELO
Scaglione, J., Montico, S.

EFECTOS DE UNA SEQUÍA PROLONGADA SOBRE EL CARBONO DEL SUELO EN UNA RED REGIONAL DE AGRICULTURA CONTÍNUA
Semmartin, M., Herrera Tobón, A., Cosentino, D.

CAMBIO DE USO DEL SUELO Y LA MICROBIOLOGÍA EDÁFICA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS PUROS Y AGROFORESTALES
Toledo, S., Von Wallis, A., Maidana, C. E., Colcombet, L., Ohashi, D., Peri, P. L.

DIGERIDO DE ESTIÉRCOL BOVINO APLICADO EN SUELO AGRÍCOLA DE CÓRDOBA
Annibali, E. J., Dionisi, C. P., Mignone, R. A., Ortiz, A. E., Simón, J., Mangeaud, A., Campitelli, P. A.

APORTE DE CARBONO Y NITRÓGENO POR CIANOBACTERIAS PRODUCTORAS DE EXOPOLISACÁRIDOS: UN ESTUDIO EN SUSTRATO INERTE
Gregorutti, V. C., Miño, G. L., Luquez, L., Befani, R., Spizzo, S., Re, D., Sangoy Puntin, N., Sanchez, C. I.

EFECTOS TEMPRANOS DE BIOINSUMOS EN EL CRECIMIENTO DE SOJA MEDIANTE ANALISIS DE LÍPIDOS
Leonardi, M. P., Diz, J., Silva, A., Wall, L. G., Ferrari, A. E.

ÁREA TEMÁTICA 3:
Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal 523

DIGERIDO DE ESTIÉRCOL BOVINO APLICADO EN SUELO AGRÍCOLA DE CÓRDOBA
Annibali, E. J., Dionisi, C. P., Mignone, R. A., Ortiz, A. E., Simón, J., Mangeaud, A., Campitelli, P. A.

FERTILIZACIÓN FOSFATADA DE LARGO PLAZO Y SU IMPACTO EN EL BALANCE Y FRACCIONES DE FÓSFORO
Appelhans, S. C., Biassoni, M. M., Barbagelata, P. A.

¿LAS PROPORCIONES DE ESPECIES EN CULTIVOS DE COBERTURA MEZCLA MODULAN LA RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN EN MAÍZ?
Araujo, J. G., Gentiletti, J., Morabito, L., Chinchurreta, A., Pistelli, A., Bacigaluppo, S., Barberis, I. M., Salvagiotti, F.

INDICADORES DE MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO Y RESPUESTA AL NUTRIENTE EN EL CULTIVO DE MAÍZ
Bassi, L., Crespo, C., García, G. V., Carciochi, W., Stahringer, N., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N.

RESPUESTA DEL TRIGO AL GUANO DE GALLINA Y UREA EN UN VERTISOL DE ENTRE RÍOS
Basso, R., Fontana, M., Folmer, M., Barbagelata, P., Saluzzio, M., Melchiori, R., Vianna, G., Gebhart, A., Gvozdenovich, J., Novelli, L.

LOS SUELOS AGRÍCOLAS PAMPEANOS DEJARON DE PERDER CARBONO: EVIDENCIA DE UN REMUESTREO DE 15 AÑOS
Berhongaray, G., Alvarez, R.

CONTRIBUCIÓN DEL AZUFRE (S) RESIDUAL DEL SUELO Y DEL RASTROJO DE TRIGO A LA NUTRICIÓN DE LA SOJA DE SEGUNDA
Biassoni, M. M., Gutiérrez Boem, F. H., Salvagiotti, F.

¿EL USO DE INHIBIDORES DE LA UREASA MEJORA LA EFICIENCIA DE USO DE NITRÓGENO EN MAÍZ?
Biassoni, M., Gamarra, A., Iglesias, P., Kettler, B., Acreche, M., Araujo, J., Carrizo, M., Chalco Vera, J., García, F., Gregorutti, C., Lewczuk, N., Melchiori, R., Namtz, Y., Neiff, N., Rodríguez, P., Salvagiotti, F., Stahringer, N., Wyngaard, N., Toribio, M., Reussi Calvo, N.

RESPUESTA DE TRIGO Y MAÍZ A DIFERENTES FUENTES FOSFATADAS EN LA REGIÓN PAMPEANA
Biassoni, M. M., Balza, M., Reddel Bianco, T., Stahringer, N. I., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H., Divito, G. A., Martínez, J. P., Boxler, M., Ferraris, G., García, F.

USO DE COMPOST DE CAMA DE AVES PARA LA PRODUCCIÓN DE ESPECIES FORRAJERAS
Billoni, S. L., Cambarieri, L., Larrosa, C. E., Martínez, C., Junco, J., Velasquez, S., Titarelli, M.

NIVELES DE ZINC y BORO DISPONIBLES EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL CENTRO SUR DE CÓRDOBA, ARGENTINA
Bongiovanni, M. D., Marzari, R.

MACHINE LEARNING APLICADO A ESTIMACIONES DE CARBONO EN EL VALLE DE LERMA, SALTA
Cáceres Díaz, R. O., Villegas, D., Elena. H., Noe, Y., Moneta, D., Fernandez, I., Gopar, A., Arce, A., Paz, J., Yanse, H., Fiore, I., Guglielmone, P., Fernandez, G., Ramirez, G.

CONTRIBUCIÓN DE LAS RAÍCES DE LOS CULTIVOS DE SERVICIO AL RECICLAJE DE NUTRIENTES DEL SUELO
Cafaro La Menza, F., Crespo, C., Rodríguez, M. P., Barbieri, P. A., Carciochi, W. D.

DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS DE VICIA Y LIBERACIÓN DE NITRÓGENO: COMPARACIÓN DE METODOLOGÍAS
Cafaro La Menza, F., Rodríguez, M. P., Raggio, H., Barbieri, P. A., Carciochi, W. D.

UMBRALES CRÍTICOS DE BORO EN SUELO Y HOJA EN EL CULTIVO DE PAPA
Cassino, N., Giletto, C. M., Silva, S. E., Rodriguez, S., Laborde Amador, J. C.

BALANCE DE NUTRIENTES Y PRODUCTIVIDAD: ESTRATEGIAS DE FERTILIZACIÓN EN HAPLUSTOLES DE LA PAMPA
Ciarlo, E., Zorita, M., González Sanjuan, F., Córdoba, F., Saks, M.

EFECTOS A LARGO PLAZO DE ESTRATEGIAS DE FERTILIZACIÓN EN SUELOS ARENOSOS DEL SUR CORDOBÉS
Ciarlo, E., Zorita, M., Cerliani, C., Espósito G., González Sanjuan, F., Córdoba, F., Saks, M.

ESTRATEGIAS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN MAÍZ DE SEGUNDA
Crespo, C., Wyngaard, N., Martinez, R. D., Gonzalez Abba, V. H., Tordó, A., Barbieri, P.

RESPUESTA DEL MAÍZ DE SEGUNDA AL NITRÓGENO CON LEGUMINOSAS INVERNALES COMO ANTECESORES
Crespo, C., Wyngaard, N., Martinez, R. D., Tordó, A., Barbieri, P.

ESTRATEGIAS NUTRICIONALES DEL CULTIVO DE SOJA EN SUELOS DE LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO
De Siervi, M., Silva, F., Morgan, L., Bargiela, M.

EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD VARIETAL DE CAÑA DE AZÚCAR PARA MODULAR LA NITRIFICACIÓN EN SUELOS ARGENTINOS
Delaporte Quintana, P., Carrizo, M., García, J., Portocarrero, R., Acreche, M., Chalco Vera, J.

NIVEL DE SALINIDAD Y GRADO TEXTURAL EN SUELOS DEL CHACO CENTRAL, PARAGUAY
Encina Rojas, A., Fatecha Fois, D. A., Rasche, J. W., Martínez López, O. R., Yanosky Farran, A. A., Leckie, D., Vázquez, F., Gómez Ibarra, O. A.

CAMBIOS EN INDICADORES QUÍMICOS LUEGO DE DOCE AÑOS EN SECUENCIAS CON DIFERENTE PROPORCIÓN DE LEGUMINOSAS
Enrico, J. M., Magnano, L., Bacigaluppo, S., Salvagiotti, F.

PELLETS DE LANA COMO FUENTE DE NITRÓGENO ORGÁNICO
Ferrari, J. L., Orden, L., Sacchero, D., Carciochi, W., Galantini, J.

EFECTO DE TRES ESPECIES DE LUPINO SOBRE NUTRIENTES Y ACTIVIDADES MICROBIANAS EN TEFRA VOLCÁNICA RECIENTE
Ferreiro, N., Satti, P., Mazzarino, M. J.

EFICIÊNCIA DA INOCULAÇÃO DE SEMENTES PARA A PRODUÇÃO DO FEIJÃO-MUNGO PRETO NO CERRADO BRASILEIRO
Flores, R. A., Marques, M. E. F., Xavier, M. F. N., Cunha, G. C.1, Saraiva, J. P.

NITRÓGENO MINERALIZADO ANAERÓBICAMENTE: ¿UNO, DOS O TRES DÍAS DE INCUBACIÓN DIAGNOSTICAN LA NUTRICIÓN DEL CULTIVO?
García, G., Studdert, G., Reussi Calvo, N., Sainz Rozas, H.,, Wyngaard, N.

EFECTO DEL pH SUBSUPERFICIAL SOBRE LA RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN MAÍZ
Garello, F. J., Larrea, G., Sainz Rozas, H. R., Cicchino, M. A.

EXPLORACIÓN PRELIMINAR DE MODELO DE NITRÓGENO EN MAÍZ TARDÍO EN EL SUDESTE BONAERENSE
Gonzalez Abba, H.,, Crespo, C., Tordó, A., Bilbao, A., Fernandez Miganne, J., Bordenave, S., Barbieri, P.

BALANCE DE FÓSFORO EN TRIGO-SOJA DE SEGUNDA EN DOS SISTEMAS DE LABRANZA EN EL SUDESTE BONAERENSE
Gonzalez Abba, H., Tordó, A., Crespo, C., Barbieri, P.

IMPACTO PRODUCTIVO DEL USO DE FERTILIZANTES ORGÁNICOS EN ZANAHORIA Y REMOLACHA AL NOROESTE DE CHUBUT
Guzmán, Y., Schinelli, T., Triviño, E., Carpani, C., Azquenasi, J., Ceballos, D.

OPTIMIZANDO LA NUTRICIÓN NITROGENADA EN ANGIRU INTA CL
Herber, L., Colazo, J.

CURVAS DE ABSORCIÓN DE MACRONUTRIENTES PARA LA FERTILIZACIÓN EFICIENTE DE ANGIRU INTA CL
Herber, L., Colazo, J.

DISTRIBUCIÓN DEL FÓSFORO EXTRAÍBLE EN DIFERENTES ÓRDENES TAXONÓMICOS Y UNIDADES FISIOGRÁFICAS DE MISIONES
Hopechek, L. A., Moretti, L. M., Iwasita, B. E., Kurtz, D. B., Stahringer, N. I.

EFECTO DE FERTILIZACIÓN CON FÓSFORO Y NITRÓGENOSOBRE LA PRODUCCIÓN Y CALIDAD NUTRITIVA DE PANICUM COLORATUM
Huespe, D., Paredes, S., Butti, L., Fernández, R.

PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN CONDICIONES CONTROLADAS: EFECTO DE LA FUENTE Y FRACCIONAMIENTO
Iglesias, P., Wyngaard, N., Sainz Rozas, H.,, Lewczuk, N., Toribio, M., Rodríguez, P., Ricciuto, D., Romero, J., Reussi Calvo, N.

UREA RECUBIERTA CON SILICIO EN MAÍZ: EFICIENCIA DE USO DEL NITRÓGENO?
Iglesias, P., Wyngaard, N., Sainz Rozas, H.,, Moschen, F., Marozzi, F., Lewczuk, N., Rodríguez, P., Reussi Calvo, N.

PÉRDIDAS GASEOSAS DE NITRÓGENO EN MAÍZ EN ARGENTINA: EFECTO DE LA FUENTE Y LA DOSIS
Iglesias, P., Gamarra, A., Biassoni, M., Kettler, B., Acreche, M., Araujo, J., Carrizo, M., Chalco Vera, J., García, F., Gregorutti, C., Lewczuk, N., Melchiori, R., Namtz, Y., Neiff, N., Rodríguez, P., Salvagiotti, F., Stahringer, N., Wyngaard, N., Toribio, M., Reussi Calvo, N.

EFICIENCIAS DE NITRÓGENO EN CÁRTAMO CON FERTILIZACIÓN COMBINADA EN EL SUDOESTE BONAERENSE
Kiessling, R. J., Schulz, G. I., Fernández, N. D., Martínez, J. M.

UMBRAL CRÍTICO DE POTASIO INTERCAMBIABLE PARA EL CULTIVO DE PAPA
Laborde Amador, J. C., Giletto, C. M., Rodríguez, S., Silva, S. E., Cassino, M. N., Avila, O., García, G., Sainz Rozas, H., Reussi Calvo, N.

¿EL POTASIO NO INTERCAMBIABLE PREDICE EL RENDIMIENTO EN PAPA?
Laborde Amador, J. C., Giletto, C. M., Rodriguez, S., Silva, S. E., Cassino, M. N., Sainz Rozas, H., Reussi Calvo, N.

CALIDAD INDUSTRIAL DE LA SEMILLA DE CÁRTAMO BAJO IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN CON POTASIO SOBRE LA CALIDAD DE TUBÉRCULOS EN VARIEDADES DE PAPA
Laborde Amador, J. C., Giletto, C. M., Rodriguez, S., Silva, S. E., Cassino, M. N., Ceroli, P., Lagos, G., Sainz Rozas, H., Reussi Calvo, N.

PREDICCIÓN DE LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO A CAMPO EN AMBIENTES HIDRO-HALOMÓRFICOS
Larrea, G., Garello, F., Cichino, M., Sainz Rozas, H.

FERTILIZACIÓN COMBINADA EN UN AMBIENTE SEMIÁRIDO
Martínez, J. M., Schulz, G. I., Fernández, N. D., Kiessling, R. J.

FERTILIZACIÓN DE ARRANQUE CON FUENTES DE FÓSFORO EN CEBADA CERVECERA EN UN AMBIENTE SEMIÁRIDO
Martínez, J. M., García, R. J., De Lucia, M., Schulz, G. I., Rodríguez, E., Duval, M. E.

PRODUCCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE BIOCHARS DE MISCANTHUS X GIGANTEUS, PODA Y QUEBRACHO BLANCO
Milesi Delaye, L. A., Irizar, A. B., Andriulo, A. E., García, L. S., Lopez, K. V., Villalba, F., Colombini, D.

CARACTERIZACIÓN DE SUELOS BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUCCIÓN VITÍCOLAS DEL VALLE CENTRAL DE TARIJA, BOLIVIA
Oliva Oller, P., Fernandez, Gabriela, S., Reussi Calvo, N., García, F.

GREENHOUSE GAS FLUXES AND SOIL RESPONSES UNDER A REGENERATIVE GRAZING SYSTEM IN THE ARGENTINE PAMPA
Oliveira-Elias, R., Nicolier, J. G., Toranza-Schiavi, J. P., Baudracco, J., Berhongaray, G.

ANÁLISIS ESPACIAL DE LAS CONTRIBUCIONES DE ESTIÉRCOLES GANADEROS AL BALANCE DE NUTRIENTES EN SISTEMAS AGRÍCOLAS DE ARGENTINA
Olivo, A. J., Pegoraro, V., Carciochi, W. D.,

ESTIMACIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA DESDE RENDIMIENTOS: INSUMO PARA INVENTARIOS DE N_2O EN SUELOS.
Perez, M. G., Vangeli, S., Said, A., Iglesias, P., Gamarra, A., Biassoni, M., Kettler, B., Acreche, M., Araujo, J., Carrizo, M., Chalco Vera, J., García, F., Gregorutti, C., Lewczuk, N., Melchiori, R., Namtz, Y., Neiff, N., Rodríguez, P., Salvagiotti, F., Stahringer, N., Wyngaard, N., Toribio, M., Reussi Calvo, N.

RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN Y RESIDUALIDAD DE FÓSFORO EN OXISOLES DEL ESTE DE BOLIVIA
Reussi Calvo, N. I., Cortez, D., Trujillo, R., Wyngaard, N., Iglesias, M. P., Correndo, A., García, F. O.

CURVAS DE CALIBRACIÓN DE NITRÓGENO EN MAÍZ, TRIGO Y GIRASOL PARA EL ESTE DE BOLIVIA
Reussi Calvo, N. I., Cortez, D., Trujillo, R., Iglesias, M. P., Correndo, A., García, F. O.

EFECTO DE LA INTERACCIÓN MAGNESIO-POTASIO EN VARIEDADES DE PAPA EN EL SUDESTE BONAERENSE
Rodriguez, S., Laborde Amador, J. C., Silva, S. E., Cassino, M. N., Bocanera, E., Giletto, C. M.

APORTE AÉREO Y RADICAL DE VICIA: DINÁMICA DE N Y S EN EL CULTIVO SUCESOR
Rodríguez, M. P., Crespo, C., Carciochi, W. D., Sainz Rozas, H. R., Barbieri, P. A.

ACTIVIDAD DE ENZIMAS B-GLUCOSIDASAS COMO INDICADORA DE CAMBIOS EN EL USO Y LA FERTILIDAD DE LOS SUELOS
Romero, J., Dublan, F., Crespo, C., Reussi Calvo, N. I., Amenta, M., Commatteo, J., Eyherabide, M., Sainz Rozas, H. R.,, Barbieri, P., García, G., Mateos Inchauspe, F., Diovisalvi, N., Wyngaard, N.

RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN EN MAÍZ EN DOS AMBIENTES PRODUCTIVOS EN EL SUDOESTE CHAQUEÑO.
Sauer, M. V., Madias, A.

UMBRAL CRÍTICO DE Zn-DTPA PARA EL CULTIVO DE PAPA EN EL SUDESTE BONAERENSE
Silva, S. E., Giletto, C. M., Cassino, M. N., Rodriguez, S., Laborde Amador, J. C.

EFECTO DE FUENTES Y DOSIS NITROGENADAS EN LA PRODUCCIÓN DE PAPA EN TUCUMÁN
Sopena, R. A., Garcia, J. A., Quiroga, R. J., Gallac, M. M., Martos, G. G.

PRODUCTIVIDAD DE SECUENCIAS INTENSIFICADAS CON CULTIVOS DE SERVICIOS
Spinozzi, J., Berardi, J., Madias, A., Álvarez Prado, S.

EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL COMPOSTADO EN SUELO DE LOTES AGRÍCOLAS
Varillas, G. B., Maekawa, M., Diez, M.

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL FÓSFORO EN SUELOS DE LA PAMPA ONDULADA ALTA
Vázquez, J. M., Vermeulen, M., Apesteguía, M., Perez, L. J., Boero, J., Reposo, G. P., Martinez, M., Guecaimburu, J. M.

PLAZO EN LA REGIÓN NORTE DE CÓRDOBA
Vecchio, D., Rivelli, M., Cabanela, P., Tosco, A., Reussi Calvo, N., García, F. O.

DISPONIBILIDAD DE P, K+, Ca+ y Mg+ EN CONDICIONES CONTROLADAS.
Vera, R., Segovia, F., Aquino, L., Ríos, L., Paredes, C., Rojas, P., Gamarra, P., Escobar, L.

ÁREA TEMÁTICA 4:
Manejo y Conservación de Suelos y Aguas. Riego y Drenaje.....894

IMPACTO DEL CULTIVO DE MANÍ SOBRE INDICADORES DE LA CALIDAD FÍSICA DEL SUELO EN EL OESTE BONAERENSE
Alvarez, C. R., Rimski-Korsakov, H., Steinbach, H. S., Nocerez, A. S., Caffaro, M. M., Robredo, S., Varela, N., Blanco Pinto, M. M.

ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD APARENTE PARA EL CÁLCULO DEL STOCK DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS AGRÍCOLAS
Alvarez, R.

MORFOLOGÍA DE UNA CÁRCAVA E HIDRODINÁMICA DE SU SECTOR DE CABECERA
Ares, M. G.,, Blanco, M., Dietzel, A., Briceño, N., Brockerhof, L.

IMPACTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA EN LA DINÁMICA DEL AGUA Y RENDIMIENTO DE MAÍZ
Baigorria, T., Ortiz, J., Pegoraro, V., Velez, G., Aimetta, B., Belluccini, P., Balbi, E., Gómez, D.

EFECTO DE CULTIVOS DE COBERTURA PUROS Y MIXTOS SOBRE EL RENDIMIENTO EN SOJA
Baigorria, T., Ortiz, J., Pegoraro, V., Velez, G., Aimetta, B., Belluccini, P., Balbi, E., Gómez, D.

INTENSIFICACION AGRICOLA SOSTENIBLE EN SUELOS CON DIFERENTE APTITUD PRODUCTIVA: IMPACTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA.
Barragán, M., Barraco, M., Alvarez, C.

EFECTO DE LAS TERRAZAS SOBRE LA DISTRIBUCIÓN Y VARIABILIDAD ESPACIAL DE LA HUMEDAD DEL SUELO
Becerra, M. A., Raspanti, J., Faraoni, D., Pepermans, M.

COMPARACIÓN DE SECUENCIAS DE USOS DE SUELO EN LA GENERACIÓN DE ESCURRIMIENTOS Y SEDIMENTOS EN PARCELAS AFORADAS
Berardi, J. A., Spinozzi, J., Gentilini, M., Santa Cruz, L., Vietto, F., Piancatelli, L., Aquilano, J., Ambrogio, M., Daffada, D., Di Leo, N., Montico, S.

CULTIVO DE MANÍ: IMPACTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO EN AMÉRICA, BUENOS AIRES
Caffaro, M. M., Steinbach, H. S., Nocerez, A. S., Rimski-Korsakov, H., Alvarez, C. R.

MANEJO GANADERO, PROPIEDADES DEL SUELO Y DINÁMICA DE ALGAS EDÁFICAS EN HUMEDALES DEL RÍO PARANÁ
Casa, V., Magnano, A., Nanni, A. S.

EROSIÓN EÓLICA Y FACTORES CONDICIONANTES EN AMBIENTES ÁRIDOS DE LA ESTEPA PATAGÓNICA DEL CHUBUT
Castañeda, L., Cavallaro, A., Opazo, W., Colazo, J. C., Buduba, C., La Manna, L.

EFECTO DEL CULTIVO DE MANÍ SOBRE PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO EN EL NORTE BONAERENSE
Colazo, J. C., Macchiavello, A., Tellería, G., Melilli, P., Fernández, L., de Dios Herrero, J.

RIEGO CON AGUA RESIDUAL TRATADA: EFECTO SOBRE LA MATERIA ORGANICA DEL SUELO Y SUS FRACCIONES
Cremona, M. V., Riat, M. C., Cecilia, J.

ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD ENTRE VARIABLES SAR EN BANDA L (SAOCOM) Y MEDICIONES DE NIVEL FREÁTICO EN AMBIENTES AGRÍCOLAS
De Luca, E., Magra, M. S., Salafia, A., Blanco, P., Pascual, I. G.

PROPIEDADES DE TRES SERIES DE SUELOS DEL CHACO BAJO RIEGO SUPLEMENTARIO
Demianiuk, G. M., Dalurzo, H. C., Chabbal, M. D., Hidalgo, R. J.

USO FORRAJERO DE CULTIVOS DE SERVICIO: IMPACTOS EN INFILTRACIÓN Y DINÁMICA DEL AGUA DEL SUELO
Duval, M., Schulz, M. E., Méndez Diaz, T., Schott, J. C., Rodríguez, E., De Lucía, M.

ACLARACIONES CONCEPTUALES Y ADVERTENCIAS METODOLÓGICAS SOBRE EL USO DE BIOCHAR EN LA CONTABILIDAD DEL COS
Enriquez, A. S., González, L. S.

PRODUCCIÓN DE BIOMASA Y DINÁMICA DE NITRÓGENO Y AGUA DE DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURAS
Fenocchio, F., Aguirre, M., Barraco, M.

EVALUACIÓN VISUAL DE LA CALIDAD DEL SUELO EN LOS VALLES TEMPLADOS DE JUJUY, ARGENTINA
Fernandez, G. S., Diez Yarade, L. G., Garnica, C. M., Romero, J. J., Segovia Salazar, W. A., Zubieta, J. D., Zankar, G. del C., Villegas, D. R., Aguiar, J. M.

NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS (NAN): SÓLO DOS DÍAS DE INCUBACIÓN PERMITEN DIAGNOSTICAR LA SALUD EDÁFICA
García, G., Studdert, G., Reussi Calvo, N., Sainz Rozas, H., Wyngaard, N.

NITRÓGENO MINERALIZADO ANAERÓBICAMENTE EN UNO, DOS Y TRES DÍAS EN SISTEMAS DE AGRICULTURA CONTINUA
García, G., Ricciuto, D., Domínguez, G., Agostini, M., Tourn, S., Reussi Calvo, N., Wyngaard, N., Studdert, G.

DIAGNÓSTICO RÁPIDO Y MANEJO AGROECOLÓGICO PARA LA REHABILITACIÓN DE SU LOS EN TRANSICIÓN
Gonzalez, A., Roca, J. C., Serventi, M. N., Orrego, L. M., Pueblas, L., Merino, C., Nobile, N.

ANALISIS DE SUELO Y EFECTO RESIDUAL SOBRE LOS RENDIMIENTOS EN ENSAYO DE SECUENCIAS DE CULTIVOS
Gudelj, V. J.*, Conde, M. B., Gudelj, O. E., Lorenzon, C. A., Stantero, I., Seravalle, R. D., Marelli, P., Arce, J. M., Lattanzi, A. R.

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA AGRICULTURA SOBRE TIERRAS GANADERAS EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES
Gusmerotti, L. A., Presutti, M. E., Polich, N. G.

FUNCIONAMIENTO FÍSICO-HÍDRICO DEL SUELO EN AGROECOSISTEMAS GANADEROS DEL PARTIDO DE PATAGONES
Hernández, H. J., Luna, M. A., González, G. M.

IMPORTANCIA DE LA FRACCIÓN ERODABLE EN LA FRAGILIDAD A LA EROSIÓN EÓLICA
Irigoin, J., Massobrio, M. J.

DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SOJA CONTINUA CON CULTIVOS DE COBERTURA
Irizar, A., Andriulo, A., Milesi Delaye, L., Giannini, A., Villalba, F., Colombini, D., Rimatori, F.

CUANTIFICACIÓN DEL GRADO DE DEGRADACIÓN EN INCEPTISOLES EN CORRIENTES
Kurtz, D. B., Ybarra, D. D., Sugita, N. H., Flores, C. L. J., Perucca, A. R., Rey Montoya, T. S., Navarro, M. F.

NANOTECNOLOGÍA APLICADA A LA RECUPERACIÓN DE SUELOS SALINOS: DINÁMICA DE LIXIVIACIÓN IÓNICA Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.
Martinez, L. E., Lázaro, H., Nahuel, C. G., Mansilla, J. A., Samper, M. J.

DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO: CALIDAD DE AJUSTE DE DIFERENTES VERSIONES DEL MODELO AMG
Milesi Delaye, L. A., Irizar, A. B., Andriulo, A. E., Barré, P., Clivot, H., Ferchaud, F.

SISTEMAS AGROFLORESTAIS COMO ESTRATÉGIA DE RESILIÊNCIA CLIMÁTICA E TRANSIÇÃO SUSTENTÁVEL NO CERRADO MINEIRO
Monteiro da Costa, A.[1]*, Oliveira Pereira, J., Silva Andrade, A.

MODELO PARA ESTIMAR LA VARIACIÓN DE SODIO INTERCAMBIABLE BAJO RIEGO SUPLEMENTARIO EN EL SUDOESTE BONAERENSE
Nocerez, A. S., Álvarez, C. R., Rimski-Korsakov, H.

FUNCIONES ECOSISTÉMICAS DE LA PUNA ARGENTINA: VÍNCULOS ENTRE SUELO, CLIMA Y ESTRUCTURA DEL PAISAJE
Ochner, E. J., Quiroga, R. E., Quiroga Mendiola, M., Portocarrero, R., Quiroga Roger, J., Agüero, W., Lopez Morillo, C., Califano, L., Ortín Vujovich, A., Tolaba, J.

ESTIMACIÓN DE LA CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE AGUA EN LOS SUELOS DE LA CIÉNAGA
Oviedo, M. P., Ortiz, C., Assan, M. M., Curchot, C., Viale, S.

IMPACTO DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN ORGÁNICA VS. CONVENCIONAL SOBRE INDICADORES EDÁFICOS DEL SUR DE CÓRDOBA
Parra, B. J., Amín, M. S., Chilano, Y., Cabrera F. S.

CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA: EFLUENTES PORCINOS Y SALUD DE LOS SUELOS
Pegoraro, V., Sosa, N., Mathier, D., Bragachini, M., Vélez, G., Lorenzon, C., Conde, B., Mazzini, P., Ortiz, J., Miralles, S., Crema, N., Poliotti, V., Rocha, L., Andreani, A., Casalotti, M., Cuello, P., Inga, M., Avendaño, M., Merino, B., Ferrari, J., Castro, P., Lenarduzzi, V.

TEXTURA, MANEJO Y DINÁMICA EROSIVA EN SUELOS SEMIÁRIDOS BAJO SIMULACIÓN DE LLUVIA
Peralta, P., Colazo, J. C.

EFECTO DE LA TEXTURA Y EL MANEJO EN LA INTERACCIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA-EÓLICA
Peralta, P. E., Colazo, J. C.

EVALUACIÓN DE EROSIÓN HÍDRICA Y EÓLICA MEDIANTE TELEDETECCIÓN Y REGISTROS CLIMÁTICOS DE LARGO PLAZO
Peralta, P. E., Colazo, J. C.

CULTIVOS DE SERVICIO CON PASTOREO SISTEMAS MIXTOS INTEGRADOS
Pezzutti, N., Lageyre, E., Arroquy, G., de Sa Pereira, E., Ortiz, C., Coria, M ., Arroquy, J. J.

EFICIENCIA DE USO DEL FÓSFORO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS BONAERENSE
Presutti, M. E., Gusmerotti, L. A., Abbona, E. A.

EFECTO DE LA NAPA FREÁTICA SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO Y LA PRODUCTIVIDAD DE GIRASOL
Quiroga, A., Fernández, R.

IDENTIFICACIÓN ÁREAS CON RIESGO DE SALINIZACIÓN PARA PREVENIR MAYOR DEGRADACIÓN DEL SUELO EN LA PAMPA SEMIÁRIDA.
Rainhart, L., Leizica, E., Noellemeyer, E.

CULTIVOS DE COBERTURA Y REDUCCIÓN DE LAS PRECIPITACIONES: EFECTO SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO DISUELTO
Restovich, S., Frasier, I., Torti, J., Portela, S., Posse, G., Giannini, A., Dalpiaz, J., García, L.

CAMELINA SATIVA COMO ALTERNATIVA AL BARBECHO QUÍMICO: EFECTOS SOBRE LA CALIDAD FÍSICA DEL SUELO
Rimski-Korsakov, H., Alvarez, C. R., Steinbach, H. S., Nocerez, A. S., Caffaro, M. M.

CONDICIÓN ACTUAL DE UN SUELO AGRÍCOLA AFECTADO POR INCENDIOS EN EL SUDESTE DE CÓRDOBA
Rubenacker, A. I., Vettorello, C. I., Molina Ordoñez, L. I.

INFLUENCIA DE CULTIVOS DE SERVICIO EN LA DINÁMICA DEL AGUA DE UN ARGIUDOL DEL SUDOESTE BONAERENSE
Sá Pereira, E. de, Arroquy, G., Minoldo, G., Galantini, J., Alonso, A., Holzmann, A.

CULTIVOS DE SERVICIO: APORTES A LA ROTACIÓN AGRÍCOLA INTERSERRANA IRRIGADA
Sá Pereira, E., Minoldo, G., Arroquy, G., Galantini, J., Romeo, F., Holzmann, A.

EFECTO DEL PASTOREO HISTÓRICO EN LAS TASAS DE EROSIÓN EÓLICA EN LA ESTEPA MAGALLÁNICA SECA
Schenkel, C. A., Colazo, J. C., Oliva, G. E.

EFECTO DEL PASTOREO SOBRE EL PERFIL DE VELOCIDAD DE VIENTO EN LA ESTEPA MAGALLÁNICA SECA
Schenkel, C. A., Colazo, J. C., Oliva, G. E.

ECUACIONES PREDICTIVAS DE CARBONO ORGÁNICO A PARTIR DEL MÉTODO DE CALCINACIÓN EN SUELOS DE LA PAMPA AUSTRAL
Schmidt, E., Montenegro, I., Garay, M., Amiotti, N.

EFECTO DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA CONTÍNUA Y CULTIVO DE SERVICIO EN TRIGO EN UN AMBIENTE SEMIÁRIDO
Schulz, G. I., Kiessling, R. J., Fernández, N. D., Martínez, J. M.

ACTUALIZACIÓN DE VALORES DE EROSIVIDAD Y COEFICIENTE DE CULTIVO BAJO SIEMBRA DIRECTA PARA CENTRO-OESTE DE ENTRE RÍOS
Seehaus, M. S., López-Vicente, M., Wingeyer, A. B., Gabioud, E. A., Melgares, E., Van Opstal, N. V., Sasal, M. C., Wilson, M. G.

SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CAFÉ COMPARADOS A MONOCULTIVO DE CAFÉ E PASTAGEM
Silva, A. de A., Costa, A. M., Fernades, L. J., Bertini, S. C. B.

HISTORIA DE CULTIVO DE MANÍ Y CALIDAD FÍSICA DEL SUELO EN EL OESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES
Steinbach, H. S., Rimski-Korsakov, H., Nocerez, A. S., Caffaro, M. M., Alvarez, C. R., Varela, N., Blanco Pinto, M. M., Robredo, S.

EFECTO DEL CULTIVO DE COBERTURA SOBRE LA RESISTENCIA MECÁNICA DEL SUELO Y LA ACUMULACIÓN DE AGUA EN EL SO DE CORDOBA
Urrutia, S., Alvarez, C. R., Andreoni, L., Stieglitz, S.

EFECTO DE UNA QUEMA PRESCRIPTA SOBRE LAS EMISIONES DE CARBONO EQUIVALENTES EN EL SUELO DE UN PASTIZAL HÚMEDO
Vasquez, P., Lewczuk, N., Garcia Conde, J. M.[3], Nanni, A.

RETENCIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y SU IMPLICANCIA EN LA MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO
Vela, E., Febrero, D., Domínguez, D., Pereyra. E., Bravo, O.

STOCK DE CARBONO Y MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL NORTE DE MISIONES
Von Wallis, A.

ÁREA TEMÁTICA 5:
Génesis, Clasificación, Cartografía y Mineralogía de Suelos..... 1237

DISPOSITIVOS INDICADORES DE REDUCCIÓN EN SUELOS (IRIS): UNA NUEVA PROPUESTA METODOLÓGICA
Benedito, L. D., Escobar, G., Tesoriero, F., López, A., Navarro, M. F.

DESARROLLO DEL HORIZONTE 1A (90 AÑOS) RESPECTO AL 3A EN UNA SECUENCIA LITOCLIMÁTICA DEL SEMIÁRIDO
Berger, M. G., Buschiazzo, D. E., Iturri, L. A.

CENIZA VOLCÁNICA RECIENTE ¿MATERIAL PARENTAL DEL HORIZONTE A EN PARCHES DEL CALDENAL PAMPEANO?
Berger, M. G., Buschiazzo, D. E., Iturri, L. A.

CARACTERIZACIÓN PEDOGENÉTICA Y ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN CHERNOZEMS DE LA PAMPA AUSTRAL ARGENTINA
Bravo, O.

AVANCES EN LA CLASIFICACIÓN DE USOS DEL SUELO EN HUMEDALES Y OTROS ECOSISTEMAS DE CHUBUT
Curarello, J. I., Navarro De Rau, M. F., Navarro, C. S.

CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA Y TAXONÓMICA DE SUELOS EN EL CAMPO LA CIÉNAGA, DEPARTAMENTO BELÉN PROVINCIA DE CATAMARCA.
Curchod, C., Viale, S., Plaza, J., Dennet, G., Cuenca, E., Pernasetti, O., Alurralde, A.

MORFOLOGÍA DE SUELOS EN EL ABANICO DEL RÍO PILCOMAYO, CHACO CENTRAL PARAGUAYO
Escobar, N., Anaquin, S., Moretti, L. M., Morrás, H. J. M.

NUEVA ESTIMACIÓN DE CONSTANTES HÍDRICAS Y CAPACIDAD DE AGUA DISPONIBLE DE LOS SUELOS DE CÓRDOBA
Faule, L., Lanfranco, M. F., Vicondo, M. E., Severina, I., Giubergia, J. P.

RESILIENCIA ESTRUCTURAL DE SUELOS VOLCÁNICOS DE LA PATAGONIA BAJO VEGETACIONES CONTRASTANTES: ENSAYO DE REAGREGACIÓN
González Comunian, D., Villarreal, M., La Manna, L.

MINERALOGÍA DE ARCILLAS Y EVOLUCIÓN DE SUELOS EN MISIONES. INCIDENCIA EN PROPIEDADES VINCULADAS A LA FERTILIDAD.
Moretti, L. M., Hopechek, L. A., Morrás, H. J. M.

ARGIUDOLES VERTICOS Y VERTISOLES “OCULTOS” DE LA PAMPA ONDULADA. APORTES PARA SU CARACTERIZACIÓN E INTERPRETACIÓN.
Morrás, H., Bressan, E., Poch Claret, R.

MATERIALES PARENTALES, GÉNESIS Y POLIGÉNESIS EN LA PAMPA ONDULADA. LA SERIE PORTELA EN LA CUENCA DEL RÍO ARECO.
Morrás, H., Benedito, D., Contardo, L., Bressan, E., Moretti, L.

IDENTIFICACIÓN DE SUELOS HÍDRICOS EN HUMEDALES PRODUCTIVOS DE CORRIENTES MEDIANTE TUBOS IRIS
Sugita, N. H., Kurtz, D., Ybarra, D., Flores, J., Navarro Rau, F., Benedito, D.

TUBOS IRIS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE SUELOS HÍDRICOS EN AMBIENTES EDAFOCLIMÁTICOS CONTRASTANTES DE ARGENTINA
Sugita, N. H., Kurtz, D. B., Benedito, D., Ybarra, D. D., Flores, C. L. J., Moretti, L. M., Hopechek, L. A., Faule, L., Lanfranco, M. F., Cremona, M. V., Aramayo, V., Vizgarra, L. A., Navarro, M. F.

REGRESIÓN LOGÍSTICA APLICADA A LA EVALUACIÓN DE TIERRAS PARA LA FORESTACIÓN CON SAUCES EN CÓRDOBA
Vicondo, M. E., Maguire, V., Marraro, F., Cora, A.

EL ENFOQUE GEOPEDOLÓGICO EN EL RELEVAMIENTO DE SUELOS DEL SURESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO
Vizgarra, L. A., Mas, L. I., Moretti, L. M., Faule, L., Lanfranco, M.

ÁREA TEMÁTICA 6:
Contaminación del Suelo y Calidad del Medio Ambiente 1331

MITIGACIÓN DE LA EMISIÓN DE ÓXIDO NITROSO TRAS LA FERTILIZACIÓN UTILIZANDO DIFERENTES DOSIS DE BIOCARBÓN
Amado Torres, A. E., Pérez, G., Debiana, E., Abelli, A. P., Jalikis, T., Cosentino, V. R. N.

EMISIÓN DE N2O A PARTIR DE EXCRETAS BOVINAS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL
Banegas, N. R., Viruel, E., Beltrán, M., Contino, J., Cosentino, V. R. N.

EMISION DE DIOXIDO DE CARBONO (CO2) DE UN HUMEDAL SALINO DEL CENTRO DE ARGENTINA
Barbosa, O. A., Rodríguez, J. A., Riscosa, D. A.

ANÁLISIS FISICOQUÍMICO DE LA CAMA DE POLLO: CONOCER LOS RESIDUOS PARA MANEJAR LOS RECURSOS
Befani, M. R., Mórtola, N. A., Gange, J. M., Alvarado, M. R., Quintero, C. E., Zamero, M. A., Schonfeld, R. S., Schenfeld, M. A.

RESPUESTA PRODUCTIVA DEL MAÍZ A LA FERTILIZACIÓN CON EFLUENTE PORCINO SOLO Y COMBINADO CON ZEOLITA
Bianco, G., Monti, M., Romaniuk, R., Beltrán, M., Cosentino, V. R. N.

REHABILITACION IN SITU DE UN SUELO CONTAMINADO POR PASTA COLORANTE MEDIANTE LA APLICACIÓN DE COMPOST
Ferreiro, N., Kravetz, S.

EFECTO DE LA EDAD DE LAS PLANTACIONES DE Populus deltoides SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO
Lupi, A. M., Ferrere, P., Restovich, S., Giannini, A. P.

STOCK DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN PAJONALES Y PLANTACIONES DE Salix spp DEL DELTA DEL PARANÁ
Lupi, A. M., Rimski-Korsakov, H., Romaniuk, R., Cosentino, V., Caffaro, M. M., Beltrán, M., Nocerez, A., Artero, D.

CARBONO ORGÁNICO ASOCIADO A MINERALES EN DIFERENTES SUELOS ARGENTINOS
Lupi, A. M., Galantini, J., Gyenge, J., Cerdá, C., Minoldo, G., Laclau, P., Aparicio, J., Fernandez, R., Phar, N.

EFECTO DE LA INCORPORACION DE BIOCARBONES EN LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA DE SUELOS DEL SUDOESTE BONAERENSE
Montenegro, I., Amiotti, N., Garay Schiebelbein, M.

BENEFICIOS Y DESAFÍOS AGRONÓMICOS DEL USO DE EFLUENTE PORCINO TRATADO ANAERÓBICAMENTE EN SUELOS AGRÍCOLAS
Pegoraro, V., Sosa, N., Mathier, D., Bragachini, M., Vélez, G., Lorenzon, C., Conde, B., Mazzini, P., Miralles, S., Crema, N., Poliotti, V., Gonzales, E., Rocha, L., Cuello, P., Inga, M., Avendaño, M., Merino, B., Del Bo, C., Chagra, Y., Pacharoni, F., Ferrari, J., Castro, P., Archilla, M. V., Merlo, C., Vázquez, C., Lenarduzzi, V.

IMPACTOS Y RIESGOS AMBIENTALES DE LA EXPLOTACIÓN DE HIDROCARBUROS EN ÁREAS FRUTÍCOLAS DE RÍO NEGRO
Roca, J. C., Gonzalez, A., Serventi, M. N., Orrego, L. M., Frabotta, A. M., Díaz-Gómez, R., Mautner, M., Forni, L.

FACTOR DE EMISIÓN DE AMONÍACO PARA HECES Y ORINA DE BOVINO LECHERO EN PRADERA PERMANENTE
Salazar, F., Guzmán, A., Beltrán, I., Ramírez, L., Huala, M., Nieto, B.

ÁREA TEMÁTICA 7:
Enseñanza de la Ciencia del Suelo 1405

SALIDAS EDUCATIVAS COMO INSUMO PARA EL PROCESO DE ENSEÑANZA-APRENDIZAJE Y LA EVALUACIÓN INTEGRADORA EN UN SECUNDARIO TÉCNICO FORESTAL
Alonso, M. V. , Vallejos, N. C., Zabalo, A. V., Díaz, K. V.

ESTUDIO SOBRE EL CONOCIMIENTO DE PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN DEL SUELO CON UNA HERRAMIENTA LÚDICA
Andina Guevara, D. P., Quinteros, M. A., Banegas, N. R., Martínez, J., Plasencia, M. A.

CUESTIONARIOS VIRTUALES COMO ESTRATEGIA DIDÁCTICA PARA LA COMPRENSIÓN DE CONTENIDOS CLAVES DE EDAFOLOGÍA AGRÍCOLA, UNSA.
Cabrera, M. P., Pistán, L. J.

EXPERIENCIA DE INTEGRACIÓN DE TEMAS DESDE EL ANÁLISIS DE SUELO
Iturri, L. A., Pérez, M. M., Martínez Cazenave, V., Beroisa, C. A., Kloster, N. S.

CROMOTECA DE SUELOS: HERRAMIENTA DIDÁCTICA PARA EXPLORAR Y ENSEÑAR DIVERSIDAD DE PROPIEDADES EDÁFICAS
Ovejero, A. M. de las N.

PROPUESTA DE RECURSOS DIDÁCTICOS RENOVADOS PARA FAVORECER AL CONOCIMIENTO DEL SUELO EN NUEVAS CARRERAS
Ringuelet, A.

CAPÍTULO 5. RESUMENES SIMPLES..... 1440

ÁREA TEMÁTICA 1:
Física, Química y Físico-Química de los Suelos..... 1441

¿QUÉ MÉTODOS DE ANÁLISIS SON APROPIADOS PARA HORIZONTES ORGÁNICOS?
Alonso, M. V., Rago, M. M., Urretavizcaya, M. F.

ANÁLISIS DEL CARBONO ORGÁNICO PARTICULADO SEGÚN USO Y PROFUNDIDAD DEL SUELO EN EL CENTRO BONAERENSE
Alonso, A., Ruppel, M. A., Mestelan, S.

CAMBIOS DE RESISTENCIA MECÁNICA EN EL PERFIL EDÁFICO POR VARIACIONES EN SU CONTENIDO HÍDRICO.
Bacigaluppo, S., Magnano, L.

EVALUACIÓN DE CARBONILLA COMO COMPONENTE DE SUSTRATO PARA LA PRODUCCIÓN DE PLANTINES HORTÍCOLAS DE HOJA
Barbaro, L. A., Iwasita, B.

CALIDAD DE MATERIALES ENCALANTES PARA CORREGIR EL pH EN SUSTRATOS Y SUELOS ÁCIDOS
Barbaro, L. A., Iwasita, B., Barbaro, S. E.

DINÁMICA DEL NITRÓGENO TRAS EL REEMPLAZO DE BOSQUES SUBTROPICALES POR CULTIVOS Y PASTURAS EN BOLIVIA
Bazzoni, B., Velasco, A., Aliomar-Alves, M., Buitrago, R., Paz, C., Tarupayo, M. V., Vasquez, M., Piñeiro, G.

MORFOMETRÍA DE VÍAS DE FORMACIÓN DE AGREGADOS DEL SUELO EN SUELOS TROPICALES BAJO DIFERENTES COBERTURAS
Behrends Kraemer, F., Rodriguez Pinto, L. A. S., Fernández, P. L., Pereira Gervasio, M.

HIDROFOBICIDAD DE AGREGADOS EN SUELOS CON DIFERENTE VÍAS DE AGREGACIÓN EN SUELOS TROPICALES BAJO DIFERENTES COBERTURAS
Behrends Kraemer, F., Rodriguez Pinto, L. A. S., Fernández, P. L., Dos Santos Assad Alli, C. S., Schultz, N., da Silva Coelho, I., Pereira, M. G.

EFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE EL FLUJO PREFERENCIAL EN SUELOS DE DIFERENTE TEXTURA
Bellora, G., Villarreal, R., Lozano, L. A., Palazzolo, M., Salazar, M. P., Polich, N., Soracco, C. G.

LIXIVIACIÓN CONTROLADA PARA REDUCIR LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DEL COMPOST DOMICILIARIO
Brochiero, L., Semmartin, M.

RESULTADOS PRELIMINARES DEL IMPACTO AGROECOLÓGICO EN INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO
Campaña, M., Aschkar, G. M.DISPONIBILIDAD HÍDRICA DEL SUELO EN

SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL SUR DE SANTA CRUZ
Christiansen, R., Mayo, J. P., De Brea, P., Toledo, S., Gargaglione, V.

CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA DE RESIDUOS ORGÁNICOS E INDUSTRIALES CON POTENCIAL USO AGRONÓMICO
Favre, F., Chevallier Boutell, M., Segovia, G., Méndez Cárdenas, I., Sanchez, E., Stassi, J., Manuale, D.

EVALUACIÓN DE RAÍCES Y RESISTENCIA A LA PENETRACIÓN EN UNA PLANTACIÓN DE EUCALIPTUS GRANDIS EN ENTRE RÍOS
Fernandez, P. L., Behrends Kraemer, F., Urriola, L., Lupi, A.

MORFOMETRÍA DE AGREGADOS EN SUELOS DE MISIONES BAJO DIFERENTES USOS DEL SUELO
Fernández, P. L., Vega, D., Biggeri, M. E., Behrends Kraemer, F.

DINÁMICA DEL POC Y MAOC: EXPLORANDO EL AJUSTE DE MODELOS DE 2- Y 3-POOLS
Fernandez-Catinot, F., Hu, W., Sarquis, A., Vaieretti, M. V., Pérez-Harguindeguy, N., Feng, X., Sierra, C. A.

APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE CALCÁRIO E GESSO AGRÍCOLA EM OXISOL SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO NO PARAGUAI
Ferreira Gómez, A., Tiecher, T., Rasche Álvarez, J. W., Candia-Díaz, A. B., Fatecha Fois, D. A.

EFECTOS DE LA TEMPORALIDAD Y SEVERIDAD DE INCENDIOS FORESTALES SOBRE SUELOS DE BOSQUES DE CIPRÉS-COIHUE (EL BOLSÓN-RÍO NEGRO)
Furlan, N., Letourneau, F., Gonzalez Polo, M.

INFLUENCIA DEL MÉTODO DE REFERENCIA EN LA PREDICCIÓN DE CARBONO Y NITRÓGENO EMPLEANDO ESPECTROSCOPÍA VIS-NIR
Kloster, N., Ortiz, D. A., De Dios Herrero, J., Beroisa, C.

PHYSICAL, CHEMICAL AND MORPHOLOGICAL CHARACTERIZATION OF THE FLOODPLAIN OF THE LUJAN RIVER BASIN
Llera, M. A., Jorge, G. A., Coniglio, M. E., Silva, A. V.

MORFOLOGÍA DE AGREGADOS EN SUELOS DEL SUDESTE BONAERENSE BAJO MANEJOS CONVENCIONALES Y AGROECOLOGÓGICOS
Lonardi, M. R., Behrends Kraemer, F., Vega, D., Yac Sacalxot, H. V. J., Ibarra, S. Fernandez, P. L.

RESPUESTA DE LECHUGA (LACTUCA SATIVA) AGROECOLÓGICA A LA DOSIS DE COMPOST EN SUELOS CALCÁREOS
Luna, M., Calfuquir, M., Luján Orellano, J., Pellejero, G., Aschkar, G., Doñate, T., Bezic, C.

EVALUACIÓN DE EROSIÓN EÓLICA EN SECUENCIAS DE CULTIVOS CON MANÍ EN BUENOS AIRES
Macchiavello, A., Colazo, J. C., Álvarez, C.

CARACTERIZACIÓN EDÁFICA DEL BOSQUE COSTERO DE TIERRA DEL FUEGO CON PRESENCIA DE DRIMYS WINTERI (CANELO)
Maltese, C. P., Paredes, N., Cuffre Romero, M., Ortíz, G., Pellegrinuzzi, A., Farina, S., Castro, A., Fernández, N., Camilión, C., Massaccesi, G., Pal, N., Bustamante, G. N.

ANÁLISIS DE MICROAGREGACIÓN EN SUELOS DE PASTIZALES MEJORADOS CON LEGUMINOSAS EN LA DEPRESIÓN DEL SALADO
Marentes Amaya, F. L., Gelatti, P., Otondo, J., Bailleres, M., Costantini, A., Romaniuk, R.

EFECTOS A LARGO PLAZO DE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA EN UN SUELO FRANCO LIMOSO SUBTROPICAL DEGRADADO
Mieres, L., Spontón, M., Lorenzini, H.

PLATAFORMA DIGITAL DEL OBSERVATORIO DE SUELOS SANTAFESINOS (PD-OSS)
Monti, M., Scarabotti, D.

TRÁNSITO CONTROLADO Y CALCIO SOLUBLE: EFECTO SOBRE LA DENSIDAD APARENTE, POROSIDAD TOTAL Y CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA
Morelli, E. S., Oggero, E. *, Nicolier, J. G., Masola, M. J., Alisio, M., Alesso, C. A., Imhoff, S.

EVOLUCIÓN DE LA DENSIDAD DEL SUELO EN SISTEMAS DE TRÁNSITO CONTROLADO CON APLICACIÓN DE CALCIO
Oggero, E. *, Morelli, E. S., Nicolier, J. G., Masola, M. J., Alisio, M., Alesso, C. A., Imhoff, S.

PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS DEL SUELO: EFECTO DE LA TRANSICIÓN AGROECOLÓGICA EN SISTEMAS GANADEROS DE HUMEDALES
Muchiutti, A., Jacobo, E., Quintana, R., Mieres, L., Lorenzini, H., Attademo, A.

COMPARACIÓN DE EQUIPOS CLONES VIS-NIRS PARA LA PREDICCIÓN DE CARBONO Y NITRÓGENO EN SUELOS
Ortiz, D. A., Azar, E. A., Kloster, N., Roldán, S., De Dios Herrero, J., Beroisa, C.

COMPOSTAJE DOMICILIARIO COMO ESTRATEGIA DE GESTION DE LA MATERIA ORGÁNICA PARA RECUPERAR SUELOS URBANOS
Paladino, I. R., Sokolowski, A. C., Wolski, J. E., Navas, M. J., Juan, L. W., Barrios, M. B., De Grazia, J., Rodríguez, H. A., Rodríguez Frers, E. P., Rivera, H. J.

MANEJO AGRÍCOLA ALTERNATIVO PARA MEJORAR LA RESILIENCIA DEL SUELO ANTE LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA
Palazzolo, M., Lozano, L. A., Bellora, G., Villarreal, R., Salazar, M. P., Polich, N., Soracco, C. G.

RETENCIÓN HÍDRICA DIFERENCIAL ENTRE SUELO RIZOSFÉRICO Y NO RIZOSFÉRICO: INFLUENCIA DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA.
Palazzolo, M., Lozano, L. A., Bellora, G., Villarreal, R., Salazar, M. P., Trabocchi, O., Polich, N., Soracco, C. G.

CALIDAD FISICA DEL SUELO EN MANEJOS MIXTOS CON PASTOREO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA
Palazzolo, M., Lozano, L. A., Bellora, G., Villarreal, R., Salazar, M. P., Fernández, F., Gotta, M., Polich, N., Soracco, C. G.

CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES HIDRÁULICAS DEL SUELO RIZOSFÉRICO: EVALUACIÓN EXPERIMENTAL MEDIANTE MICROINFILTROMETRÍA
Palazzolo, M., Lozano, L. A., Bellora, G., Villarreal, R., Salazar, M. P., Trabocchi, O., Robles Media, M., Polich, N., Soracco, C. G.

ELECCIÓN DE UN MÉTODO DE EXTRACCIÓN PARA DIAGNÓSTICO DE BORO EN SUELO
Pérez, M., Beroisa, C., Fernández, R., Kloster, N.

INFLUENCIA DEL CARBÓN DE BAJO RANGO EN LA CONDUCTIVIDAD TÉRMICA DEL SUELO Y EL CRECIMIENTO VEGETAL EN SUELOS SALINO SÓDICOS
Ramírez, R., Ortiz, O., Leiva, E. I.

CARACTERIZACIÓN DE UN INCENDIO FORESTAL Y LOS CAMBIOS EN EL SUELO ASOCIADOS
Sánchez, K., Thiers, O., Iroumé, A., Aguayo, M., Pincheira, M., Zúñiga, F.

EFECTO DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA SOBRE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL MEDIA DE UN HAPLUSTOL TORRIORTÉNTICO DEGRADADO
Savino, P., Luna Pereyra, F. G., Gomez, N. A., Gramajo Dominguez, Y. N., Azar, E. A., Castiglioni, M. G.

SENSIBILIDAD DE PRETRATAMIENTOS DE LE BISSONNAIS EN UN HAPLUSTOL TORRIORTÉNTICO DEGRADADO POR USO AGRÍCOLA
Savino, P., Luna Pereyra, F. G., Gómez, N. A., Gramajo Domínguez, Y. N., Castiglioni, M. G.

EFECTOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE SUELO POR USO AGRONÓMICO DE EFLUENTES PORCINOS
Sosa, N., Mathier, D., Bragachini, M.

LOS STOCKS DE CARBONO Y NITROGENO EN CORRIENTES
Toledo, D. M., Contreras Leiva, S. M., Risso, A., Franco, L. P., Grancic, C., Garay, M., Gandolfo, D., Rey Montoya, T. S.

MINERALIZACIÓN DEL NITRÓGENO EN SUELOS VITÍCOLAS DE LA CUENCA DEL RÍO MENDOZA
Vallone, R., Asin, J., Manduca, A., Ginebra, M., Calandria, J.

PROPIEDADES FÍSICAS VINCULADAS A LA MINERALOGÍA DE SUELOS EN EL NORESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO
Vizgarra, L. A., Moretti, L. M., Morrás, H. J. M., Bressan, E. M., Laghi, J. D., Schulz, G. A., Rodríguez, D. M.

ESTRÉS HÍDRICO EDÁFICO POR EFECTO DE OLAS DE CALOR EN UN VERTISOL CON BOSQUE NATIVO
Wilson, M. G., Villalba, R., Sione, S. M. J., Sattler, N., Gabioud, E. A., Maffini, G., Ledesma, S. G., Srur, A.

EFECTO DEL PROCESO DE ESTALLIDO DE AGREGADOS EN SUELOS LIMOSOS BAJO DIFERENTES ALTERNATIVAS DE MANEJO AGRÍCOLA
Yac, H., Fernández, P. L., Rodríguez, A. , Benedetto, M., Behrends Kraemer, F.

EVALUACIÓN DE FUNCIONES ECOSISTEMICAS EN SUELOS DE LA PATAGONIA OCCIDENTAL
Zúñiga, F., Vergara, R., Valle, S., Dörner, J.

ÁREA TEMÁTICA 2:
Biología del Suelo 1490

EFECTO DEL SUELO Y EL PAISAJE SOBRE LA COMUNIDAD DE MACROARTRÓPODOS EN CULTIVOS DE SOJA
Ahamendaburo, G. M., Quintero, C., Garibaldi, L. A.

INGENIEROS DEL SUELO: EL MANEJO EDÁFICO EN LA PRESENCIA DE LOMBRICES EN AMBIENTES ÁRIDOS
Alemanno, V., Maure Russo, E. M., Flores Cáceres, M. L., Lillo, M. I., Cangiani Terrón, A., Tagliaferro Sarmiento, C., Josefina Vicari, B., Gavosto, M. J.

SALUD DEL SUELO Y EDAFOFAUNA EN UN ENSAYO AGRÍCOLA CON RESIDUOS PECUARIOS
Amín, M. S., Chilano, Y., Becerra, M. A. , Parra, B. J., Marro, V., Grosso, T., Juncos, W., Rosa, M. J.

DE ROCA FOSFÓRICA Y BACTERIAS SOLUBILIZADORAS DE FOSFATO SOBRE EL CRECIMIENTO DE MANÍ
Bongiovanni, M. D., Marzari, R., Angelini, J., Rovere, M., Taurian, T.

EFECTO DE DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN POTENCIAL DE COMUNIDADES BACTERIANAS DEL SUELO
Campilongo Mancilla, E. J., Serri, D. L., Quiroga, M., Barbero, F., Meriles, J., Vargas, Gil, S.

LABSRC: ANALIZADOR DE EFLUJO DE CO2 EN MUESTRAS DE SUELO
Castro, F., TerAvest, D., Austic, G., Martinez, L. E., Flores Cáceres, M. L.

CUANDO LAS “BUENAS PRÁCTICAS” NO GARANTIZAN PRODUCTIVIDAD: ANÁLISIS DE PATRONES BIOQUÍMICOS DEL SUELO
Covelli, J., Reyna, D., Wall, L.

CUANDO PLANTAS Y BACTERIAS HACEN MATCH: INTERACCIONES QUE PROMUEVEN EL CRECIMIENTO VEGETAL Y EL BIOCONTROL DE PATÓGENOS
Di Salvo, L. P., Alvarado Ramírez, A., Peñaranda González, L. V., Centeno Toledo, F. M., Lannone, M. F., Tranquilli, G. E., García de Salamone, I. E.

MARGENES AGRÍCOLAS VIVOS, ¿COMUNIDADES MICROBIANAS DISTINTAS?: PATRONES FUNCIONALES POTENCIALES CONDICIONADOS POR SITIO Y TIEMPO
Di Salvo, L. P., Franco, A., Kulesz, N., García de Salamone, I. E., Devoto, M.

COLONIZAÇÃO E ESPORULAÇÃO MICORRIZICA DO ALFACE APÓS O USO DE BORRA DE CAFÉ
Dos Santos, D. F., Matos., F. S., Dos Santos, T. E. B.

EFEITOS DE CURTO PRAZO DE HERBICIDAS SOBRE A DINÂMICA MICROBIANA DO SOLO
Duarte da Costa, G., Matos, F. S., Dos Santos, T. E. B.
MANEJO AGROECOLÓGICO Y SU INFLUENCIA EN INDICADORES BIOLÓGICOS DEL CICLO DEL NITRÓGENO DEL SUELO
Enrique, J. R., Orozco, F. N., Mattalía, M. L., Basualdo, M. C., Bruno, C.

DETERMINANTES ECOLÓGICOS DE LA EDAFOFAUNA EN VIÑEDOS BAJO RIEGO DE LA PROVINCIA DE MENDOZA
Flores Cáceres, M. L., Maure Russo, E. M., Alemanno, V., Lillo, M. I., Navarro Encinas, L. T., Rodríguez Rochetti, L. J., Falcone, P. J., Escudero Astudillo, R. D., Gutiérrez, H. M.

ACTIVIDAD DE LA FOSFATASA ÁCIDA EN EL SUELO: EFECTO DE LA APLICACIÓN DE CAMA DE POLLO COMO ENMIENDA ORGÁNICA
Gabioud, E. A., Ghilini, D., Melgares, E., Serri, D. L.

DIVERSIDAD DE HONGOS MICORRÍCICOS Y SU RELACIÓN CON VARIABLES EDÁFICAS DE SISTEMAS PRÍSTINOS Y MANEJADOS
García-Parisi, P. A., Maidana, C. E., Re, P., Fanny, M., Minás, A., Massa, F. F., Omacini, M.

VARIACIÓN DE LA COLONIZACIÓN POR HONGOS ENDÓFITOS SEPTADOS OSCUROS (DSE) EN LOS ECOSISTEMAS PASTORILES PATAGÓNICOS
Gargaglione, V. , Morales, C., Peri, P. , Toledo, S.

DIVERSIDAD DE MESOFAUNA EDÁFICA BAJO DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS EN EL ALTO VALLE, PATAGONIA NORTE, ARGENTINA
Giovanetti Ferreiro, M.P., Nabaes, D. J., Giustiniani, E., Piñeiro, G., Garibaldi, L.A.

INOCULACIÓN DE CEPAS DE HONGOS EN LA PRODUCCIÓN DE FRUTILLA EN PARAGUAY
González, A. L., Peralta Morales, C. R

RESPIRACIÓN MICROBIANA EN SUELOS BAJO ROTACIONES EN SIEMBRA DIRECTA, ALTO PARANÁ, PARAGUAY
González, A. L., Leguizamón Rojas, C. A., Ojeda Valdez, A.

DINÁMICA DE DESCOMPOSICIÓN EN DISTINTOS MANEJOS DE CULTIVOS DE LIMÓN MEDIANTE EL “TEA BAG INDEX”
Jozami, A. C., Monmany-Garzia, A. C., Aragón, R.

SOIL MICROARTHROPOD COMMUNITIES AFFECTED BY HORSE ACCESS
Kun, M., de la Rosa, N., Galende, G.

MEJORANDO LA ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA RADICAL: EVALUACIÓN DE MÉTODOS Y PROPUESTA DE UN NUEVO MÉTODO
López Zieher, X. M., Faigón, A., Bazzoni, B., Ravetta, M., Piñeiro, G.

AVALIAÇÃO DE INOCULANTES SOLUBILIZADORES E MICORRÍZICOS NO DESENVOLVIMENTO DA SIMBIOSE EM MILHO SOB MANEJO DE FÓSFORO
Marques, M. F., De Melo, A. C. E., Dos Santos, T. E. B.

AVALIAÇÃO DE INOCULANTES SOLUBILIZADORES E MICORRÍZICOS NO DESENVOLVIMENTO DA SIMBIOSE EM MILHO SOB MANEJO DE FÓSFORO
Marques, M. F., De Melo, A. C. E., Dos Santos, T. E. B.

FLUJOS DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL BAJO DELTA DEL PARANÁ
Massa, F. F., García Parisi, P., Gatti, M. L., Priano, M. E., de Bernardi, M., Juliarena, P., Gyenge, J.

EFECTO DE LA PRESENCIA DE CORREDORES BIOLÓGICOS SOBRE EL BANCO DE SEMILLAS DE AMARANTHUS SPP.
Ortiz, D. P., Cambero Conejero, G., Villanueva, B., Zermoglio, P. F., Tognetti, P. M., Garibaldi, L. A.

HEXÁPODOS DEL SUELO ASOCIADOS A CULTIVOS FORESTALES DE PINUS PATULA Y HESPEROCYPARIS LUSITANICA EN LOS ANDES DE COLOMBIA.
Oviedo Celis, R., Sepúlveda, L., Basto, E., Hernández, C.

DIVERSIDAD DE HONGOS MICORRICICOS ARBUSCULARES ASOCIADOS A FESTUCA-LOTUS Y EFECTOS DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA
Oyharçabal, E., Covacevich, F., Berone, G., Calo, G., Acuña, C., Bain, I.

DIVERSIDAD MICROBIANA DEL SUELO EN ECOSISTEMAS EDÁFICOS EXPUESTOS A CENIZAS Y GASES DEL VOLCÁN COPAHUE
Paez, P. A., Martínez, E. G., Silva, S. M. P., Colín, I., Clavero, M., Caselli, A. T., Medina, D. A.

EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO EN CULTIVO DE FRIJOL
Peña, R., Lazo, E., Juyo, D.

DIATOMS IN SOIL-WATER SYSTEMS: A RECORD OF RECENT ENVIRONMENTAL CHANGE IN THE MALLIN BAHÍA SERENA (NORTHERN PATAGONIA, ARGENTINA)
Petruzzella, F., Musazzi, S., Enriquez, A. S., Massaferro, J.

LA PROFUNDIDAD DEL SUELO COMO FACTOR CLAVE EN LA ORGANIZACIÓN MICROBIANA BAJO SIEMBRA DIRECTA
Piacenza, M. S., Bacigalupo, S., Maury, M., Salvagiotti, F., Guzman, F., Jobbágy, E. G., Faggioli, V. S.

INFLUÊNCIA DE INOCULANTES E DA ADUBAÇÃO FOSFATADA SOBRE A MICROBIOTA DO SOLO EM MILHO
Pires, N. A., De Assis, A. A. G., Dos Santos, T. E. B.

LOS CULTIVOS DE COBERTURA ESTIMULAN LA DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS Y LA DIVERSIDAD DE MICROORGANISMOS DEL SUELO
Portela, S. I., Araujo, P. I., Reinoso, S., Storani, V., Restovich, S. B.

EFEITOS DE INOCULANTES MICROBIANOS E FÓSFORO NAS CARACTERÍSTICAS BIOMÉTRICAS DO MILHO
Rocha, C. T. F., Assis, A. A. G., Santos, T. E. B.

ACTIVIDAD ENZIMÁTICA GLOBAL EN SISTEMAS EXPERIMENTALES REGENERATIVOS-CIRCULARES
Rodríguez, A. A. , Persichitti, E., Larrea, C., Vigna, Y., Bortolatto, M.

ANÁLISIS EXPLORATORIO DE PATRONES FUNCIONALES MICROBIANOS EN SUELOS DE MISIONES
Rörig, M. L., Frasier, I., Rodríguez, A. M., Molina, C., Rodríguez, D., Tenti, L. M., Schulz, G. A., Escobar, D., Barbaro, S. E., Hopechek, L. A., Iwasita, B., Moretti, L.

IMPACTO DO EXTRATO DE SORGO NA MICROBIOTA DO SOLO EM SOJA SOB DIFERENTES PALHADAS AO LONGO DE DOIS ANOS
Santos, T. E. B., Fonseca, D. B., Silva, M. D. B., Matos. F. S., Medeiros, L. B.

RESPUESTA DEL METABOLISMO MICROBIANO DEL SUELO AL AGREGADO DE EFLUENTE PORCINO Y FERTILIZACIÓN NITROGENADA
Serri, D. L., Campilongo Mancilla, E. J., Sosa, N., Quiroga, M., Mathier, M., Bragachini, M., Vargas Gil, S.

EFEITO DA BORRA DE CAFÉ COMO BIOINSUMO NA MICROBIOTA DO SOLO NA CULTURA DO ALFACE
Silva, M. E. B. R., Matos, F. S., Santos, T. E. B.

AISLAMIENTO Y CARACTERIZACIÓN DE RIZOBIOS NODULANTES DE Vicia villosa EN LA PROVINCIA DEL CHACO
Sotelo, C. E., Rojas, J., Galloso, J. D., Collavino, M. M.

DETERMINACIÓN DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS Y FÚNGICAS CULTIVABLES DE SUELO RIZOSFÉRICO DE MANZANOS DEL ALTO VALLE DEL RÍO NEGRO
Marangi, M. J., Olijnyk, K. A., Olijnyk, A. D., Tudela, M. A. A., Zabaloy, M. C., Temperini, C. V.

POBLACIONES FÚNGICAS DEL SUELO RIZOSFÉRICO DE MANZANOS EN SISTEMAS PRODUCTIVOS TRADICIONALES Y ORGÁNICOS
Marangi, M. J., Olijnyk, A. D., Olijnyk, K. A., Tudela, M. A. A., Zabaloy, M. C., Temperini, C. V.

APLICACIÓN DE ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELO EN LA EVALUACIÓN DE FORESTACIONES AFECTADAS POR EL FUEGO
Toledo, D. M., Risso, A., Contreras Leiva, S. M., Rey Montoya, T. S., Grancic, C., Garay, M.

ESTUDIO DE LA ACTIVIDAD SUPRESORA DE SINAPIS ALBA FRENTE ABOTRYTIS CINEREA
Valdez, G., Gordillo, M. A., Quinteros M. A.

LA CONTRIBUCIÓN DE LA FOTODEGRADACIÓN A LA DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA EN LA REGIÓN PAMPEANA
Vivanco, L., Cabrera, F., Simoes, F., Araujo, P. I., Lichy, M.

ÁREA TEMÁTICA 3:
Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal 1537

DESENVOLVIMENTO DE FERTILIZANTES À BASE DE BIOCHAR ENRIQUECIDOS COM MACRO E MICRONUTRIENTES
Almeida, K. M., Cunha, H. S., Sotero, L. S., Matiello, E. M.

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE PRODUCTOS ORGÁNICOS EN LA NUTRICIÓN DEL CULTIVO DE PECÁN (CARYA ILLINOINENSIS)
Alurralde, A. L., Carrizo, Y. H., López Ramirez, M. M., Mansilla, P., Valdez, C. M., Sacchetti, J. M., Curchod, C. S.

NITRÓGENO APORTADO POR CULTIVOS DE SERVICIO A LAS FRACCIONES DEL SUELO: UNA APROXIMACIÓN CON ISÓTOPOS
Berenstecher, P., Faigon, A., Piñeiro, G.

BIOINOCULACIÓN FUNCIONAL COMO MODULADOR DE LA RESPUESTA FOTOSINTÉTICA EN SOLANUM TUBEROSUM BAJO DÉFICIT HÍDRICO
Berríos, D., Ruiz, A., Apablaza, M., Contreras, B., Jorquera-Fontena, E.

FÓSFORO DEL SUELO EN UN OLIVAR ARGENTINO: FERTILIZACIÓN, CULTIVO DE COBERTURA Y FECHA DE COSECHA
Busso, M. A., Rodríguez, R. A., Suñer, L. G.

EFECTO DE LA APLICACIÓN DE AZUFRE SOBRE LA EFICIENCIA DE USO DEL NITRÓGENO EN MAÍZ
Cerliani, C., Martinez Bologna, G., Martinez, F., Esposito, G. P.

IMPACTO DEL MAGNESIO SOBRE UN ESQUEMA SECUENCIAL DE FERTILIZACIÓN EN MAÍZ
Cerliani, C., Martínez Bologna, G., Martínez F., Padula, F., Esposito, G. P.

FERTILIZACIÓN POTÁSICA Y APLICACIÓN DE VINAZA EN LIMONERO (Citrus limon) EN TUCUMÁN.
Correa, R., Sotomayor, C., Sosa, F., Navarro di Marco, J., Sanzano, G. A.

USO DE LA TIERRA Y SU EFECTO SOBRE LAS FRACCIONES DE FÓSFORO DEL SUELO EN CANINDEYÚ, PARAGUAY
Ebenhoch Rojas, D. M., Mascareño Zayas, M. M., Ramírez Montania, V. B., Vazquez Ramírez, F. C., Vecca Fariña, D. S., Rasche Álvarez, J. W.

ESTRATEGIAS DE SUPRESIÓN EN VICIA CON DESTINO A MAIZ TEMPRANO
Eclesia, R. P., Maltese, N., Safenraiter, D., Barolin, F., Melchiori, R. J.

EFICIENCIA EN EL USO DEL NITRÓGENO EN MAÍZ SEGÚN MOMENTO DE FERTILIZACIÓN
Esposito, G. P., Cerliani, C., Martínez Bologna, G., Martínez, F.

APLICACIONES DIVIDIDAS DE NITRÓGENO EN MAÍZ AUMENTAN SU EFICIENCIA AGRONÓMICA
Mendoza, L., Esposito, G., Cerliani, C., Martínez Bologna, G., Martínez, F.

FACTORES DETERMINANTES DE LA DISMINUCIÓN DE ZINC EN SUELOS DE LA REGIÓN PAMPEANA
Eyherabide, M., Wyngaard, N., Larrea, G., Angelini, H., Crespo, C., Barbieri, P., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R.

ECUACIONES PREDICTIVAS PARA ESTIMAR EL CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS CON DISTINTAS TEXTURAS
Eyherabide, M., Wyngaard, N., Barbieri, P., Crespo, C., Sainz Rozas, H.

APLICAÇÃO SUPERFICIAL E INCORPORADA DE CALCÁRIO EM OXISOL SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO NO PARAGUAI
Ferreira, A., Tiecher, T., Rasche, J., Fatecha, D., Candia-Díaz, A. B.

DINÁMICA DEL FÓSFORO EXTRACTABLE BAJO ROTACIONES AGRÍCOLAS CON CULTIVOS DE COBERTURA
Giannini, A. P., Restovich, S. B., Andriulo, A. E.

LIMITACIÓN Y CO-LIMITACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO FRENTE A DIFERENTES ESCENARIOS DE FERTILIZACIÓN
Gnoatto Grigolatto, L. O.[1]*, Santa-María, G. E.[2], Dallurzo, H.[3], Rubio, G.[1]

EFECTO DE UN BIOPREPARADO AGROECOLÓGICO EN EL RENDIMIENTO DE ESPINACA EN LA COMARCA ANDINA PATAGÓNICA
Guzmán, Y., Espósito, L., Garis, G.

RESPUESTA DEL TOMATE A FUENTES ORGÁNICAS E INORGÁNICAS DE FÓSFORO EN SISTEMA SPLIT-ROOT
Ircañaupa, W., Gnoatto-Grigolatto, L. O., Rubio, G.

EFECTO RESIDUAL DE EFLUENTES PORCINOS SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA Y EL FÓSFORO DEL SUELO
Kruger, M. V., Nicollier, J. G., Polenta, R.2, Imhoff, S., Ghiberto, P. J.

RESIDUALIDAD DE FÓSFORO Y MATERIA ORGÁNICA EN SUELO CON APLICACIÓN BARRIDO DE CORRALES DE TAMBOS
Kruger, M. V., Nicollier, J. G., Polenta, R., Imhoff, S., Ghiberto, P. J.

NÚCLEOS DE ENRIQUECIMIENTO EDÁFICO CON CARBÓN Y PACAS PARA LA PRODUCCIÓN DE PLÁTANO EN bs-T
Leiva Rojas, E. I., Valdés, A. C., Ramírez Pisco, R.

CARBONILLA EN SUELOS CON PROPIEDADES VÉRTICAS PARA CRECIMIENTO DE PLÁNTULAS DE CAÑA DE AZÚCAR
Leiva Rojas, E. I., Valencia, A. F., Ramírez Pisco, R.

USO AGRONÓMICO DE ESTIÉRCOL BOVINO COMPOSTADO DE FEEDLOT EN CEBADA
Massigoge, J., Alcetagaray, M., Barraco, M.

EVALUACIÓN DE LARGO PLAZO DE LA EFICIENCIA DE USO DE NITRÓGENO EN SECUENCIAS DE CULTIVOS
Modon, G., Novelli, L.

FERTILIZACIÓN QUÍMICA Y YESO AGRÍCOLA Y SU EFECTO EN YERBA MATE, DEPARTAMENTO DE GUAIRÁ, PARAGUAY
Rasche Alvarez, J. W., Ferreira Gomez, A., Vazquez Nuñez, F., Castillo Locio, J., Vargas Centurion, S.

DEMANDA NUTRICIONAL E EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES EM HÍBRIDOS DE MILHO PARA SILAGEM
Romano, A. P. A. M., Fonseca, B. C., Scárdua, G. D., Mattiello, E. M.

EFICIENCIA DE NITRÓGENO EN CAÑA DE AZÚCAR CON DOSIS VARIABLES POR AMBIENTES EN TUCUMÁN, ARGENTINA
Sopena, R. A., Martos, G. G., Bustos, L., Gallac, M. M., Sánchez, H.

EVALUACIÓN DE USO AGRONÓMICO DE EFLUENTE PORCINO EN CULTIVO DE SOJA (CAMPAÑA 2024-2025)
Sosa, N., Mathier, D., Bragachini, M.

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE LANA OVINA COMO “BIOINSUMO” EN SUELOS HORTÍCOLAS: PRIMEROS AVANCES
Stazionati, M., Kloster, N., Cora Jofre, F., Savio, M., Fernández, R.

EFECTO DE VICIA VILLOSA EN APORTE DE NITRÓGENO AL SUELO Y RENDIMIENTO SOJA, BAJO SECANO
Tamiozzo, L., Villalba, L., Muñoz, S., Toledo, M., Vicondo, M., Foresto, E., Canale, A., Lardone, A., Boccolini, M.

DINÁMICA DEL AGUA EN EL SUELO EN CULTIVOS DE SERVICIO (VICIA VILLOSA) RÍO CUARTO -2022-2023
Tamiozzo, L., Risma, L., Muñoz, S., Toledo, M., Vicondo, M., Mulko, J., Canale, A., Lardone, A., Boccolini, M.

ÁREA TEMÁTICA 4:
Manejo y Conservación de Suelos y Aguas.
Riego y Drenaje 1570

RESISTENCIA A LA PENETRACIÓN EN UN MALLÍN: EL USO POR HERBÍVOROS Y LA DINÁMICA FREÁTICA
Aramayo, V., Ballari, S. A., Cremona M. V., Lallement, M., Pizzio, E., Petry, P.

CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO EN SEDIMENTOS EÓLICOS DEPOSITADOS EN EL BOSQUE DE CALDÉN, LA PAMPA
Avecilla, F., Panebianco, J. E., Iturri, L. A., de Oro, L. A., Comas, R. N., Buschiazzo, D. E.

EFECTO DE UNA QUEMA CONTROLADA EN EL CALDENAL SOBRE LA CAPACIDAD DEL SUELO DE EMITIR PM10 POR EROSIÓN EÓLICA
Avecilla, F., De Oro, L. A., Panebianco, E., Larroulet, M. S., Comas, R., Pérez, M.

ANÁLISIS CUALITATIVO DE CROMATOGRAFÍA PLANA DE SUELOS HORTÍCOLAS COMO PREDICTOR DE LA SALUD DEL SUELO
Barrios, M. B., Sokolowski, A. C., Rodríguez, H. A., Gilardino, M. S., Rodríguez Frers, E. P., Paladino, I. R., Wolski, J. E., Navas, M. J., Rivera, H. J., Blasón, A. D., De Loof, E. P., Vázquez, J. C., De Grazia, J.

REHABILITACIÓN DE SUELOS DISPERSIVOS EN LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS, ARGENTINA
Befani, M. R., Schonfeld, R. S., Oszust, J. D., Hernández, J. P., Quintero, C. E., Zamero, M. A., Steger, L. R., Saluzzio, M. F.

PRIORIZACIÓN DE TEMAS ESTRATÉGICOS EN LA DISCIPLINA SUELOS. ELABORACIÓN DEL MAPA TEMÁTICO DEL INTA
Beghetto, S. M., Sasal, M. C.

IMPACTO DEL MANEJO GANADERO EN EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN LA PATAGONIA ARGENTINA
Bernasconi, V., Penner, J., Trova, S., Carrión Narváez, M. E., Aramayo, V., Cremona, M. V.

CAMBIOS EN LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL LUEGO DE QUINCE AÑOS CON DISTINTA OCUPACIÓN DEL SUELO
Biassoni, M., Salvagiotti, F., Maury, M., Aimetta, B., Bacigaluppo, S.

DINÁMICA Y ALMACENAMIENTO DEL AGUA DEL SUELO EN CULTIVOS DE SERVICIO Y BARBECHOS QUÍMICOS
Bondaruk, V. F., Madías, A., Berenstecher, P., Bosaz, L., Della Chiesa, T., Pinto, P., Piñeiro, G.

EFECTOS TEMPRANOS DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA ESTRUCTURA DEL SUELO
Bonvecchi, V., Petrasek, M., Irigoin, J., Bulos, L., Ramirez, J., Giacobone, P.

EVALUACIÓN DE AGUA DISPONIBLE, Y RENDIMIENTO EN TERRAZAS DE CONSERVACIÓN DE SUELO EN RÍO CUARTO
Canale, A., Vicondo, M. E., Toledo, M., Tamiozzo, L., Miranda, A., Muñoz, S., Allovatti, S., Boccolini, M., Salustio, M., Boldrini, C., Cabrera, S.

IDENTIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN DE SUELOS EN DIFERENTES AMBIENTES DE LA CUENCA DEL SALADO
Carfagno, P., Sainz, D., Erramoundeguy, A.

RESPUESTA DE LA HUMEDAD DEL SUELO A LA REDUCCIÓN DE PRECIPITACIONES EN LA ESTEPA PATAGÓNICA
Castillo, D., Aramayo, V., Cipriotti, P. A., Easdale, M.

MANEJOS CONTRASTANTES EN UN ENSAYO DE LARGA DURACIÓN: ESTRATIFICACIÓN DE CARBONO, NUTRIENTES y REACCIÓN EDÁFICA
Cholaky, C., Marzari, R., Bongiovanni, M. D.

EFECTO DEL CONTROL DE MALEZAS CON REJA PLANA SOBRE LA RUGOSIDAD Y COBERTURA DEL SUELO
Crespo, R. J., Wingeyer, A. B., García Barreto, H.

FERTILIDAD FÍSICA Y QUÍMICA DEL SUELO BAJO ESTRATEGIAS DE REDUCIDO USO DE AGROQUÍMICOS
Crespo, R. J., Wingeyer, A. B., Coli, D., Mildenberger, O., Sasal, M. C., Melgares, E., García Barreto, H.

SECUESTRO DE CARBONO EDÁFICO EN SISTEMAS AGROGANADEROS SEMI-INTENSIVOS DE PALMA SOLA, JUJUY
Diez Yarade, L. G., Fernandez, G. S., Zankar, G. C., Gómez Borús, D., Garnica, C. M., Romero, J. J., Cabana, Y. N.

APLICACIÓN DE PROTOCOLO DE VERIFICACIÓN DE RESULTADOS AMBIENTALES EN ESTABLECIMIENTOS AGROPECUARIOS
Favre, F., Sörenson, F., Favre, A., Favre, P., Favre, M.

LOTEOS RESIDENCIALES EN ÁREAS RURALES: EFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO SOBRE LA PRODUCCIÓN
García Barreto, H. L., Crespo, R. J., Wingeyer, A. B.

EFECTO DE LAS QUEMAS PRESCRITAS SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO EN SABANAS DE BUTIA YATAY
Ghilini, D., Melgares, E., García Barreto, H., Gabioud, E., Lassaga, S., Wingeyer, A.

USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS EN TRIGO: EFECTOS SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO Y RENDIMIENTO
Giannini, L. I., Caprile, A. C., Giannini, A. P.

EVOLUCIÓN DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO BAJO MANEJOS REGENERATIVOS Y AGROECOLÓGICOS EN EL SUR DE SANTA FE
Giustiniani, E., Benedetto, M. V., Garibaldi, L. A., Pérez, C. Á., Rodriguez, A. A., Behrends Kraemer, F.

MANEJO AGROECOLÓGICO EN HUERTAS URBANAS DE BARILOCHE Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL SUELO
Giustiniani, E., Garibaldi, L. A., Behrend Kraemer, F., Fernández, A. R., Mattioli, D., El Mujtar, V. A., Ocariz, P., De Paz, M.

INDICADORES EDÁFICOS Y PERCEPCIÓN DE ACTORES SOCIALES
Gómez, M. F., Píaz, A., Álvarez, L., Leizica, E., Noellemeyer, E.

COMPARACIÓN DE LA INFILTRACIÓN Y LA PÉRDIDA DE SUELO EN MICROCUENCAS CONTRASTANTES DE PAMPA ONDULADA
González Reggiardo, A. R., Castiglioni, M. G.

ANÁLISIS DE LOS ESCURRIMIENTOS EN UNA MICROCUENCA AGRÍCOLA BAJO SIEMBRA DIRECTA DE LA PAMPA ONDULADA
González Reggiardo, A. R., Castiglioni, M. G.

CULTIVOS DE COBERTURA Y EFECTOS EN LAS PROPIEDADES FISICAS EN UN ARGIUDOL ACUICO
Grancic, C. E., Rey Montoya, T. S., Paredes, F. A.

PROPIEDADES FÍSICAS DE SUELO EN SISTEMAS PRODUCTIVOS PERIURBANOS HORTÍCOLA Y TAMBO BOVINO DEL PARTIDO DE LUJÁN
Irigoin, J., Petrasek, M., Bulos, L., Ramirez, J., Corias, C., Civeira, G., Paladino, I., Bonvecchi, V.

BIOINSUMOS Y SALUD DEL SUELO EN COMARCA ANDINA (PATAGONIA, ARGENTINA): APORTES DESDE UN ENFOQUE SOCIO-ECOLÓGICO
Laborda, L., El Mujtar, V. A., Cardozo, A. G., Fallot, A.

IMPLEMENTACIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA EN UN SISTEMA AGRÍCOLA-GANADERO EN EL ESTABLECIMIENTO LA PROVIDENCIA, PARTIDO DE TRES ARROYOS
López, A., Zamora, M., Regalia, A., Caro, R., Croce, D.

EFECTO DE LA SUPLEMENTACIÓN GANADERA CON AFRECHILLO DE TRIGO SOBRE EL BALANCE DE FÓSFORO EN UN SISTEMA AGROECOLÓGICO
López, A., Zamora, M., Regalia, A.

TERRAZAS DE DESAGÜE Y TERRAZAS DE ABSORCIÓN: TÉCNICAS COMPLEMENTARIAS EN EL VALLE DE LERMA
López Morillo, C. S., Franzoni, A., Califano, L.

NAPA FREÁTICA SALINA Y EROSIÓN HÍDRICA EN LA CUENCA RÍO DEL VALLE, SALTA
López Morillo, C.S., Franzoni, A., Califano, L.

PLANIFICACIÓN Y MANEJO DEL RIEGO SUPERFICIAL EN REGIONES ÁRIDAS: EXPERIENCIAS PARTICIPATIVAS EN LAS CUENCAS DE LOS RÍOS COLORADO Y NEGRO
Mañueco, M. L., Aumassanne, C., Fontanela, D., Merino Tossoni, M. P., Ponce, V.

PROGRAMACIÓN REGIONAL DEL RIEGO PARA LA SOSTENIBILIDAD DE LOS SISTEMAS PRODUCTIVOS
Mañueco, M. L., Aumassanne, C., Fontanella, D., Ponce, V.

¿QUÉ CONTROLA LA RESPIRACIÓN ECOSISTÉMICA PRE Y POST-COSECHA A ESCALA DIARIA EN CULTIVOS PAMPEANOS?
Marconato, U., Cabrera, F., Ciavattini, M.

EFECTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUELOS
Martínez-Daguerre, J. M., Dörner, J., Zúñiga-Ugalde, F., Sánchez, K.

EFECTO DE LA SEVERIDAD DE INCENDIOS FORESTALES SOBRE LA ANISOTROPÍA DE LAS PROPIEDADES FISICAS DEL SUELO
Martínez-Daguerre, J. M., Dörner, J., Zúñiga-Ugalde, F.

CARBONO DEL SUELO EN DIFERENTES SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL SUROESTE DE CÓRDOBA, ARGENTINA
Marzari, R., Cholaky, C., Maseda, W., Bongiovanni, M. D.

ANÁLISIS DE VIABILIDAD ECONÓMICO-FINANCIERA DE SISTEMAS AGROFORESTALES EN EL TRIÁNGULO MINEIRO Y ALTO PARANAÍBA
Monteiro da Costa, A., Oliveira Pereira, J., Silva Andrade, A.

INTENSIFICACION SOSTENIBLE: BENEFICIOS EDÁFICOS, AMBIENTALES Y TRADE-OFFS PRODUCTIVO-ECONÓMICOS
Montoya, J. C., Fernández, R., Frasier, I., Serri, D., Pok, S., Cristos, D.

BANCO DE SEMILLAS Y POBLACIÓN DE MALEZAS ESTIVALES EN CULTIVO DE SERVICIO (VICIA VILLOSA)
Muñoz, S., Tobaldo, B., Tamiozzo, L., Toledo, M., Vicondo, M., Foresto, E., Canale, A., Lardone, A., Boccolini, M.

EFECTOS DEL PASTOREO SOBRE LA CALIDAD Y LA PROTECCIÓN DEL SUELO EN EL MONTE PATAGÓNICO.
Oliferuk, S., Carrera, A., Saraví Cisneros, H., Bertiller, M.

LOS RADIONUCLEIDIOS COMO TRAZADORES DE LA EROSIÓN DEL SUELO EN PAISAJES DE ARGENTINA Y LA PAMPA
Olivier, E., Ares, G., Bardelle, A., Foucher, A., Tassano, M., Cabrera, M., Guillevic, F., Dicen, G., Alewell, C., Minella, J. P. G.

USO DE COMPOST DE CONTENIDO RUMINAL BOVINO EN SUELOS HORTÍCOLAS
Paladino, I. R., Ventura, F. T., Falcón, C., Rapetti, C., Espinoza, H. M., Sokolowski, A. C.

DIVULGACIÓN DE LA CONSERVACIÓN DE LOS SUELOS EN EL MARCO DE LA LEGISLACIÓN DE CÓRDOBA
Pérez, M. R., Faule, L., Lanfranco, M. F., Vicondo, M. E., Benicio, C. E.

INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA: RESPUESTA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN ENSAYOS DE LARGA DURACIÓN
Perez, M. G., Romaniuk, R., Restovich, S.,
Novelli, L. E. , Gregorutti, V. C., Rillo, S., Bacigaluppo, S., Salvagiotti, F., Beltrán, M.

IMPACTO DE LA INTENSIDAD DE USO DEL SUELO EN FINCAS DE LA REGIÓN DE CUYO BAJO EL PARADIGMA DE LA AGRICULTURA REGENERATIVA
Portela, J. A., Martínez, L. E., Uliarte, E. M., Aguado, G. D., Ferrari, F., Godoy, M., Pisi, G., Dagatti, C., Lucero, P. S.

VALORACIÓN DEL SUELO COMO PILAR FUNDAMENTAL DE LA AGRICULTURA REGENERATIVA: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA PROBADA
Portela, J. A., Martínez, L. E., Aguado, G. D., Goijman, A. P., Ferrari, F., Uliarte, E. M., Rizzo P. F., Dagatti, C., Godoy, M., Pisi, G., Lucero, P. S.

DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA PARA LA PROGRAMACIÓN DEL RIEGO DE PAPA. PRIMEROS AVANCES
Puricelli, M., Bedogni, C.

PROPIEDADES DEL SUELO ORGÁNICO Y MINERAL EN BOSQUES INCENDIADOS DE AUSTROCEDRUS CHILENSIS Y NOTHOFAGUS DOMBEYI
Rago, M. M., Alonso, M. V., Malter, S., Heinrichs, S., Walentowski, H., Urretavizcaya, M. F.

RESPUESTAS TEMPRANAS DE GLOMALINAS DEL SUELO A CULTIVOS DE COBERTURA EN LA REGIÓN PAMPEANA
Ramirez, J., Frasier, I., Bonvecchi, V.

RELACIÓN ENTRE SUCESIÓN VEGETAL Y CONDICIONES EDÁFICAS EN BOSQUES POST-MINERÍA DEL CHOCÓ BIOGEOGRÁFICO
Ramírez, R. P., Salazar, J., Leiva, E. I.

EFECTO DEL RIEGO CON AGUA RESIDUAL TRATADA SOBRE LA ESTRUCTURA EN SUE LOS ÁRIDOS
Riat, M. C., Cremona, M. V., Cecilia, J.

ANÁLISIS DESDE LAS VÍAS DE AGREGACIÓN EN TRES SUELOS LIMOSOS DE LA PAMPA ONDULADA
Roba, M. A., Rodriguez Pinto, L. A. S., Yac, H. V. J., Fernández, P. L., Beherends Kraemer, F., Pereira, M. G.

EFECTO DE LA INTENSIFICACIÓN DE LAS ROTACIONES AGRÍCOLAS SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO Y SUS FRACCIONES
Rodríguez, F. T., Rodríguez, H. A., De Grazia, J., Navas, M. J., Rivera, H. J., Sokolowski, A. C., Wolski, J. E., Rodríguez Frers, E. P., Paladino, I. R., Barrios, M. B.

EVALUACIÓN DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE MANEJO PARA EL INCREMENTO DEL CARBONO DEL SUELO
Romaniuk, R. I., Perez, M. G., Maury, M., Gudelj, O., Gudelj, V., Ortiz J., Bacigaluppo, S., Beltrán, M.

GRADIENTES DE CONSERVACIÓN Y PRODUCCIÓN: ¿QUÉ AMBIENTES CONSERVAN MÁS CARBONO EN SUELOS DEL CHACO SECO?
Rossi, M. C., Aragón, R., Fritz, F. G., Moreno, R., Casas, C.

LOS ESPACIOS DE CONSERVACIÓN MODULAN EL CARBONO DEL SUELO A TRAVÉS DE VARIABLES EDÁFICAS
Sabeckis, C., Fritz, F. G., Berenstecher, P., López Zieher, X., Moreno, R., Casas, C.

POLÍTICA PÚBLICA DE CONSERVACIÓN DE SUELOS EN LA PROVINCIA DE SANTA FE
Scarabotti, D., Monti, M.

CARACTERIZACIÓN DEL CO DE SUELOS BAJO CULTIVO DE TÉ-YERBA MATE EN LA PROVINCIA DE MISIONES
Seifert, S., Fernandez-Catinot, F., Gallardo, N., Villagra, M., Perez-Harguindeguy, N.

PLANEJAMENTO PARA UM MANEJO ECOLÓGICO EM ÁREA INDÍGENA
Silva, A. de A., Magalhães, A. M., Siquierolli, A. C. S.

CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO LUEGO DE 11 AÑOS DE CAÑA DE AZÚCAR CON RIEGO POR GOTEO
Sosa, F., Correa, R., di Marco, J., Sotomayor, C., Fernández, P., Rojas Quinteros, H., Robledo, G., Sanzano, G.

EROSIÓN EN RESPUESTA A LA LLUVIA EN PAISAJES TRANSFORMADOS DE SANTANDER, EN LOS ANDES COLOMBIANOS
Suescún Carvajal, D., Peña, J., López, N., Jaimes, S., Rincón, V., Díaz, S., Montañez, R., León, J. D.

CARACTERIZACIÓN DE SEDIMENTOS PRODUCIDOS POR EROSION EOLICA POST-MANI EN EL DEPARTAMENTO RIO CUARTO
Toledo, M., Becker, A., Pérez, D., Landa, S., Chirino, Y., Colazo, J., Tamiozzo, L.

EROSIÓN EÓLICA Y CALIDAD FÍSICA DEL SUELO EN ROTACIONES SOJA–MANÍ EN CÓRDOBA
Toledo, M., Canale, A., Colazo, J., Muñoz, S., Monetti, M., Tamiozzo, L., Allovati, S., Garetto, E., Vicondo, M.

VALIDACIÓN DE LA TURBIMETRÍA COMO MÉTODO INDIRECTO PARA ESTIMAR PÉRDIDA DE SUELO EN ARGIUDOLES
Van Opstal, N. V., Gabioud, E. A., Seehaus, M. S., Alessandri, G., Sasal, M. C., Wilson, M. G.

DISTRIBUCIÓN DEL AGUA EN LOTES AGRÍCOLAS DE SECANO SISTEMATIZADOS CON TERRAZAS DE CONSERVACIÓN DE SUELO
Vicondo, M. E., Melano, F., Canale, A., Candela, R., Toledo, M., Tamiozzo, L., Yanacón, E., Ruiz, P., Martínez, J. L., Perez, M., Faule, L., Molina, J., Lanfranco, M., Torre, D.

REDISEÑO DEL PAISAJE AGRÍCOLA EN ÁREAS CON EROSIÓN HÍDRICA. LA TERRAZA RESERVORIO DEL INTA PARANÁ
Wilson, M. G., Sasal, M .C., Gabioud, E. A., Seehaus, M. S., Beghetto, S. M., Van Opstal, N. V., Melgares, E., Wingeyer, A. B., Crespo, R. J.

ÁREA TEMÁTICA 5:
Génesis, Clasificación, Cartografía y Mineralogía de Suelos .. 1641

ARCILLA Y ÓXIDOS DE HIERRO EN LA ESTABILIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DE SUELOS DE PARAGUAY
Candia-Díaz, A. B., Rasche, J., Duarte, A., Inda, A., Frosi, G., Ferreira, A., Tiecher, T.

ESTUDIO Y MAPEO DE SUELOS DEL NORTE DEL DEPARTAMENTO SAN JUSTO, PROVINCIA DE CÓRDOBA
Faule, L., Lanfranco, M. F., Pérez, M. R., Benicio Roldán, C. E.

DISTRIBUCIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS NEGROS DE LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS, REPÚBLICA ARGENTINA
Fernández, D. S., Villegas, D. C., Hu Wenyou, Tian Kang, Tang Zhimin, Zhu Yiping

TEMPORAL DETERMINATION OF VOLCANIC DEPOSITS TO ASSESS SOIL DEVELOPMENT AND CARBON SEQUESTRATION IN PATAGONIAN FORESTS.
Hill, M., Simon, A., Alonso, V., Reiter, E. J., Geitner, C.

IDENTIFICACIÓN DE SUELOS HÍDRICOS EN LA PAMPA ARENOSA ANEGABLE DE CÓRDOBA MEDIANTE ENSAYO CON A,A'-DIPIRIDIL
Lanfranco, M. F., Faule, L., Navarro, M. F., Benedito, L. D.

DIGITALIZACIÓN Y AJUSTE DEL MAPA DE AMBIENTES GEOMORFOLÓGICOS DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA
Lanfranco, M. F., Faule, L.

MINERALOGÍA DE ARENAS EN SUELOS DE MISIONES: RELACIÓNCON SU ORIGEN Y EVOLUCIÓN
Moretti, L. M., Hopechek, L. A., Morrás, H. J. M.

LOS SUELOS DE LOS VIÑEDOS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES
Pereyra, F., Fontana, L., Ragas, D.

CARACTERIZACIÓN EDAFOLÓGICA DE LOS SUELOS ANTRÓPICOS DE LA RESERVA COSTANERA SUR, CIUDAD DE BUENOS AIRES
Ragas, D., Pereyra, F.

MAPEO DIGITAL DE SUELOS APLICADO AL ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD ESPACIAL EN TERROIRS VITÍCOLAS
Vallone, R., Corvalán, F.

RELACIÓN PAISAJE-SUELO EN EL CHACO SANTIAGUEÑO DEL MEGA ABANICO ALUVIAL DEL RÍO SALADO
Vizgarra, L. A., Savino, P., Mas, L. I., Barraza, G. A., Contreras, J. D.

VOLCANIC SOIL ARCHIVES: DIFFERENTIATING SECTIONS OF SOIL DEVELOPMENT IN PATAGONIAN FORESTS
USING XRF CORE SCANNING
Wolf, L., Simon, A., Braun, H., Hill, M., Geitner, C., Zehetner, F.

ÁREA TEMÁTICA 6:
Contaminación del Suelo y Calidad del Medio Ambiente 1654

FITOSANITARIOS PRESENTES EN EL SUELO DE DOS SISTEMAS DE CULTIVOS EN EL LARGO PLAZO
Caprile, A. C., Moyano, F., Pok, P. S., Pesquero, N., Cristos, D.

ANÁLISIS GEOAMBIENTAL: ÁMBITO URBANO-RURAL HERNANDENSE
Chiappero, A., Rodriguez, M. J., Barrera, A., Domingos, C., Perticarari, V., Becker, A.

EMISIÓN POTENCIAL DE MATERIAL PARTICULADO (PM10) EN FEEDLOTS DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA PAMPEANA CENTRAL (RSPC), ARGENTINA
De Oro, L. A., Avecilla, F., Panebianco, J. E., Ramirez Haberkon, N.

EMISIONES DE N_2O EN COLZA Y SU COMPARACIÓN CON ALTERNATIVAS INVERNALES EN ENTRE RÍOS
Gregorutti, V. C., Gamarra, S. A., Coll, L.

MONITOREO EN SUELO Y AGUA COMO LÍNEA BASE PARA EL ESTUDIO DE RESIDUALIDAD DE FITOSANITARIOS
Iwasita, B. E., Kryvenki, M., Hopechek, L., Sosa, R., Ramírez, N.

ESTUDIO DE DIGESTATOS Y BIOCARBONES: APLICACIÓN EN UN SUELO REPRESENTATIVO, PLANICIE FLUVIOEÓLICA CENTRAL CORDOBESA
Martínez, D., Galván, M. J., Rodriguez, M. J.

VÍNCULOS QUE PROTEGEN: ALIANZAS ESTRATÉGICAS PARA LA CONSERVACIÓN MEDIANTE PADRINAZGO EN SELVA SERENA, CHACO PARAGUAYO
Meza López, R. I., Olmedo Franco, A. S., Anaquin, S.

HÍDRICA PROTEGIDA: DIAGNÓSTICO AMBIENTAL EN LA RESERVA FINCA LAS COSTAS (SALTA, ARGENTINA)
Morán, C. G., Tapia, A. E., Pistán, L. J., Valdez, T. N.

EXPERIMENTO DE MICROCOSMOS SOBRE LA RETENCIÓN VERTICAL DE MICROPLÁSTICOS EN HOJARASCA Y SUELO FRUTÍCOLA.
Nistal, A., Coviella, C., Gomez, J.

ESTUDIO DEL FÓSFORO EXTRACTABLE EN PERFILES DE SUELOS EN PRODUCCIONES HORTÍCOLAS DE ESCOBAR (AMBA)
Paladino, I. R., Irigoin, J.

PLAN DE REMEDIACION DE UN BASURAL A CIELO ABIERTO EN LA LOCALIDAD DE BALLESTEROS, CÓRDOBA
Pérez, D., Rodriguez, M. J., Grumelli, M. Becker, A.

USO AGRONÓMICO DE PURINES EN LA PAMPA: HACIA UNA FERTILIZACIÓN SOSTENIBLE Y SEGURA PARA EL SUELO
Rodriguez, L., Schenkel, C.

EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS HERNANDENSES: UN FACTOR DE RIESGO EN LA SALUD HUMANA
Rodriguez, M. J., Ávalos, J., Chiappero, A., Barrera, A. V., Pinotti, L., Fernández, A. R., Becker, A.

VOLATILIZACION DE AMONIACO Y EFICIENCIA DE USO DE NITRÓGENO EN PRADERA PERMANENTE
Salazar, F., Guzmán, A., Beltrán, I., Hube, S., Ramírez, L.

PÉRDIDA DE HERBICIDAS VÍA ESCORRENTÍA EN SECUENCIAS DE CULTIVO BAJO SIEMBRA DIRECTA
Seehaus, M. S., Van Opstal, N. V., Gabioud, E. A., Melgares, E., Sasal, M. C., Wingeyer, A. B., Wilson, M. G., Repetti, M. R.

PROCESOS DE DEGRADACIÓN Y POTENCIAL CONTAMINACIÓN DEL SUELO DEL DIQUE CAMPO ALEGRE, SALTA.
Tapia, A. E., Pistán, L. J., Valdez, T. N., Morán, C. G., Cabrera, M. P.

APORTES PARA EL MONITOREO AMBIENTAL DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS
Trucco, A., Wagner, M., Montemerlo, A., Zaldarriaga Heredia, J., Camiña, J. M., Azcarate, S. M.

IMPACTO DEL MOVIMIENTO DE SUELOS PARA CIMENTACIONES, DEGRADACIÓN EDÁFICA Y SUS CONSECUENCIAS ECOLÓGICAS Y ECONÓMICAS
Villanueva, C. A., Bressa, M. E.

ÁREA TEMÁTICA 7:
Enseñanza de la Ciencia del Suelo 1673

UN LABORATORIO SOBRE LA TIERRA
Aparicio, F., Vojkovic, M., Villamor, O., Panizza, S., Badini, V., Ocampo, R. A., Bellora, G., Villarreal, R., Lozano, L. A., Palazzolo, M., Salazar, M. P., Polich, N., Soracco, C. G.

LA ENSEÑANZA EDAFOLÓGICA EN CLAVE DE ACCESIBILIDAD. EXPERIENCIAS DIDÁCTICAS PARA ESTUDIANTES SORDOS.
Bonafina, C., Deluca Alfano, D., Abalsamo, S., Luna Laguna K., Vreis C., Olivares Antonello, C.

TALLERES DIDÁCTICOS PARA LA ENSEÑANZA DEL SUELO EN EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA ESTUDIANTES DE NIVEL MEDIO.
Cabrera, M. P., Pistán, L. J., Sastre, J. E.

PROCESO DE ADAPTACIÓN DE RECURSOS DIDÁCTICOS PARA LA ENSEÑANZA EDAFOLÓGICA EN ESTUDIANTES SORDOS
Deluca Alfano, D., Bonafina, C., Abalsamo, S., Luna Laguna, K.

JERARQUÍA CURRICULAR DEL SUELO EN LA EDUCACIÓN SECUNDARIA BÁSICA BONAERENSE
Fritz, F. G.

GUÍA PARA EJECUCIÓN DE SISTEMATIZACIÓN CON TERRAZAS DE EVACUACIÓN
Kinderknecht, A., Saluzzio, M., Ormaechea, M., Sivilla, N.

CRAYONES DE SUELO COMO HERRAMIENTA EXTENSIONISTA PARA LA EDUCACIÓN ESCOLAR
Martins, V. M., Reinig, M. R., Pessoa, D. F.

TALLER DE SUELOS PARA SISTEMAS INTENSIVOS DEL CHACO
Pérez, G. L., Carnicer, S., Rusas, V. A., Sotelo, C. E.

IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA SACAU EN PEDOLOGÍA: TRANSFORMACIÓN CURRICULAR Y CRÉDITOS EN LA CARRERA GEOLOGÍA
Puchulu, M. E., Bossolasco, M. L.

“VESTIGIOS AUTÓCTONOS”: TECNOLOGÍA SOCIO-ARTÍSTICA PARA UNA PEDAGOGÍA AMBIENTAL SOBRE EL PATRIMONIO NATURAL DEL CTALAMOCHITA
Rodriguez, M. J., Muzart, E., Mufari, A., Curatitoli, M. C., Galván, M. S., Smolinsky, A. P., Roqué Buguñá, P., Siragusa, C.

INFILTRACCIÓN – UN JUEGO DE MESA PARA LA ENSEÑANZA DE LAS FUNCIONES ECOSISTÉMICAS DEL SUELO
Salazar, M. P., Bellora, G., Villarreal, R., Lozano, L. A., Palazzolo, M., Polich, N., Soracco, C. G.

CUIDAR AL SUELO PARA CUIDAR AL FUTURO: UNA MIRADA EDUCATIVA AL PROBLEMA DE LOS RSU
Valdez, T.N., Pistán, L.J., Tapia, A.E., Morán, C.G., Gutiérrez, A.E., Cabrera, M.P.

DECOMPONOLOGY: UN JUEGO PARA ANALIZAR LA DINÁMICA DEL CARBONO EN EL SUELO
Vivanco, L., Pinto, P. , Bazzoni, B., Berenstecher, P., Casas, C., López Zieher, X., Méndez, M. S., Omacini, M., Piñeiro, P., Yahdjian, M. L., Piazza, M. V.

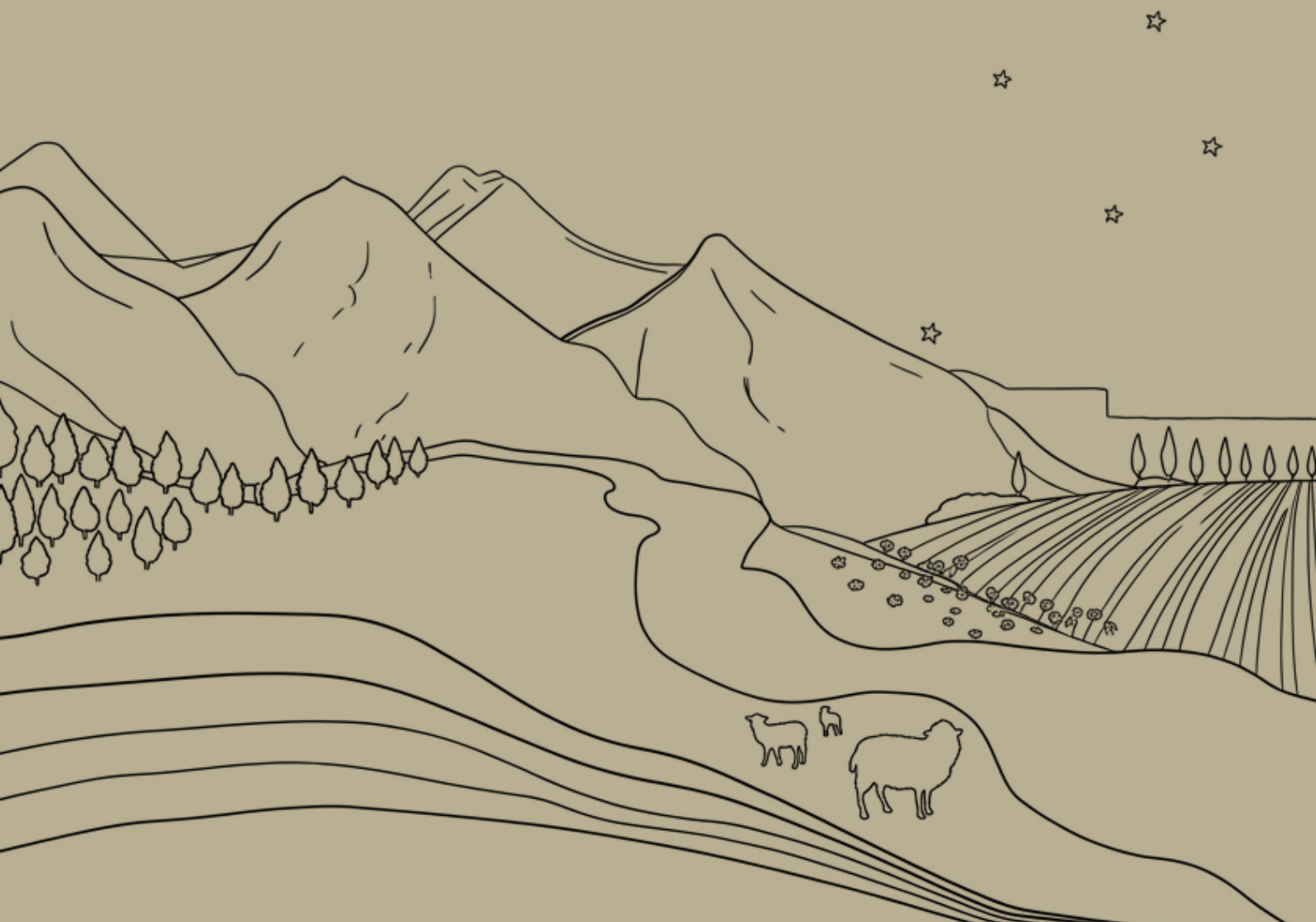
CAPÍTULO 6. GIRA EDAFOLÓGICA 1687

SUELOS DE PATAGONIA ANDINA: GIRA EDÁFICA XXX CACS

CAPÍTULO 7. TALLERES 1689

TALLER DE ESTABILIDAD DE AGREGADOS “EL AP, BT Y CK DE LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS. DE DÓNDE VENIMOS Y HACIA DÓNDE VAMOS”
Behrends Kraemer, F., Colazo, J. C.

CAPÍTULO 1
CONFERENCIAS MAGISTRALES



REGENERATING SOIL ORGANIC MATTER FOR THE BENEFIT OF CLIMATE AND FOOD PRODUCTION: A SYSTEMIC MULTIFACETED APPROACH

Cotrufo, M. F.[1*]

[1*] Soil Innovation Laboratory, Department of Soil and Crop Sciences, Colorado State University, USA, Francesca.cotrufo@colostate.edu

ABSTRACT: Soil organic matter (SOM) provides agroecosystem services supporting both sustainable food production and adaptation and mitigation to climate change. Recently our understanding of the processes and drivers of SOM formation and persistence has advanced within a coherent framework. Applying this framework can support the design of integrated measurement-modeling platforms to research and monitor SOM accrual and related co-benefits, as affected by agriculture management practices and climate change. I will present our framework to conceptualize SOM structure, formation, and persistence, and a coherent measurement-modeling approach we implemented and use. I will illustrate how SOM may affect soil properties which in turn determine the soil's capacity for functioning and ability to provide desired outcomes including supporting plant productivity, and climate adaptation and mitigation. Finally, I will provide examples of applications of our approach to quantify and forecast SOM changes under regenerative agriculture.

KEYWORDS: Soil organic matter, Ecosystem modeling, Regenerative agriculture.

CONTRIBUCIÓN A LA GEOGRAFÍA DE SUELOS DE LA PATAGONIA: DESDE LA ACIDEZ AUSTRAL HASTA LOS HORIZONTES YESÍFEROS DE NORPATAGONIA

Irisarri, J.[1*]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Comahue. *Ruta Nacional 151, Cinco Saltos, Río Negro, (8303), jorgealberto.irisarri@gmail.com

RESUMEN: Los suelos de la Patagonia son el resultado de una compleja interacción entre vulcanismo, glaciaciones, clima extremo y procesos pedogenéticos que han moldeado un paisaje edáfico singular. Los suelos de la región húmeda austral (o fin del mundo) se caracterizan por una marcada acidez, producto de la lixiviación de bases (Ca, Mg, Na y K). Este proceso está influido por un clima oceánico con precipitaciones invernales y estivales, de temperaturas bajas con veranos frescos (régimen cryico). El sustrato geológico está compuesto principalmente por rocas sedimentarias terciarias y esquistos cloríticos jurásicos, mientras que el material originario de los suelos corresponde en gran parte a depósitos glaciares polimícticos. La variabilidad de estos materiales parentales influye en los procesos pedogenéticos, que tienden hacia una progresiva acidificación, pasando desde procesos de argiluviación hasta queluviación, lo que explica la transición de Inceptisoles y Alfisoles hacia Spodosoles. En las regiones septentrionales de la cordillera de los Andes predominan los Andisoles, desarrollados a partir de cenizas volcánicas básicas holocénicas. Estas cenizas provienen principalmente de volcanes ubicados en la República de Chile y se distribuyen hacia el este por acción de los vientos dominantes. Su acumulación es mayor cerca de los centros eruptivos y disminuye gradualmente hacia la estepa patagónica argentina. Factores como el relieve y la presencia de bosques favorecen la retención de cenizas, mientras que en zonas más orientales su presencia disminuye debido a condiciones más secas con vientos fuertes y cálidos. En la zona de transición entre la cordillera y la estepa patagónica domina un régimen xérico. Los inviernos son fríos y húmedos, con veranos secos y cálidos. Estas condiciones permiten una producción biológica suficiente para formar horizontes mólicos ricos en materia orgánica. Durante el invierno, el agua percola a través del perfil del suelo, movilizando compuestos solubles desde los epipedones hacia los endopedones. El carbonato de calcio precipita primero al disminuir la humedad, lo que puede generar horizontes cálcicos, aunque no petrocálcicos debido a la juventud de las superficies (holocénicas o pleistocénicas tardías). En cambio, los horizontes petrocálcicos son típicos de superficies extra andinas más antiguas y de climas más áridos (régimen arídico). Hacia el norte de la Patagonia se observa el desarrollo incipiente de horizontes dúricos, coincidente con un régimen de temperatura térmico. Finalmente, en el centro norte aparecen los suelos yesíferos que constituyen un enigma. Son característicos de climas áridos y semiáridos y se desarrollan principalmente por el transporte de yeso por agua desde geologías de ambientes evaporíticos marinos (suelos de carácter litomórficos) hasta superficies de edad pleistocénica (horizontes petrogypsicos) u holocénica (horizontes gypsicos). Estos suelos presentan limitaciones para la agricultura debido a su baja capacidad de retención de agua y nutrientes, desequilibrios químicos, y riesgo de erosión interna por disolución, especialmente bajo riego. Esta diversidad de suelos, junto a otros que también se presentan en la Patagonia, condiciona los ecosistemas y plantea desafíos específicos para su manejo y conservación.

PALABRAS CLAVE: Spodosols, Andisols, Mollisols, Aridisols.

EL FUEGO: ENTRE LA DINÁMICA NATURAL Y LA AMENAZA AMBIENTAL EN LOS SUELOS

Mataix-Solera, J.[1*]

[1]Grupo de Edafología y Tecnologías del Medio Ambiente (GETECMA). * Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Avda. de la Universidad s/n. Edificio Alcudia, 03202 Elche, Alicante, España, jorge.mataix@umh.es

RESUMEN: El fuego constituye un componente esencial en la dinámica y el funcionamiento de numerosos ecosistemas terrestres. A lo largo del tiempo, muchos de ellos han coevolucionado con esta perturbación natural, desarrollando adaptaciones estructurales, fisiológicas y reproductivas que les permiten resistir, sobrevivir o incluso beneficiarse de su presencia. Sin embargo, la creciente intervención humana - a través de actividades agrícolas, forestales y urbanas en la interfaz rural-forestal y urbano-forestal, junto con los profundos cambios en el uso del suelo, ha modificado de manera sustancial los regímenes naturales de incendios. Si a ello se suma el impacto del cambio climático, caracterizado por el incremento de las temperaturas, la alteración de los patrones de precipitación y la intensificación de los eventos extremos, se evidencia una distorsión cada vez más acusada de la dinámica natural del fuego. En la actualidad, se observan paisajes donde la frecuencia de incendios ha aumentado notablemente, favoreciendo procesos de pérdida de suelo y empobrecimiento del ecosistema, mientras que en otras zonas la recurrencia del fuego ha disminuido por la eficacia de las labores de detección y extinción. Al mismo tiempo, emergen incendios de gran magnitud y severidad, que afectan a decenas de miles de hectáreas, comprometiendo la seguridad de las poblaciones y la resiliencia ecológica de los sistemas afectados. El fuego puede alterar significativamente las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, dependiendo tanto de las temperaturas alcanzadas como del tiempo de residencia del calor. Además, ejerce efectos indirectos al eliminar la cubierta vegetal, reducir la protección frente a la erosión y depositar una capa de cenizas que modifica temporalmente las condiciones superficiales. El grado de impacto final está determinado por múltiples factores interrelacionados, como el tipo y uso del suelo, la topografía, la severidad del fuego y las condiciones meteorológicas posteriores al evento. En esta conferencia plenaria se abordarán estos procesos desde una perspectiva integral, mostrando ejemplos de distintos contextos ecológicos y climáticos. Se discutirán casos en los que el fuego actúa como un agente regenerador que favorece la recuperación y el mantenimiento de la funcionalidad ecosistémica, frente a otros en los que la combinación de factores adversos conduce a una degradación progresiva del sistema edáfico y de la capacidad de resiliencia del paisaje.

PALABRAS CLAVE: Incendio forestal, Cambio climático, Ecología del fuego.

MINERAL-ASSOCIATED CARBON PERSISTENCE ARISES FROM STEADY-STATE DYNAMICS, NOT SATURATION

Matus, F.[1*], Fajardo, M.[1, 2], Zamorano, D.[1]

[1] Laboratory of Conservation and Dynamics of Volcanic Soils, Department of Chemical Sciences and Natural Resources, Universidad de La Frontera. Avenida Francisco Salazar 01145-Temuco-Chile; [2] Sydney Institute of Agriculture, University of Sydney. Sydney, NSW, Australia.
[*] matus.francisco@ufrontera.cl

ABSTRACT: Soil organic carbon (SOC) persistence is central to climate mitigation strategies, yet it is still widely interpreted through the concept of mineral-associated organic carbon (MAOC) saturation. This paradigm assumes that mineral surfaces, fine silt and clay content, impose a fixed upper limit to C storage, beyond which additional inputs cannot be stabilized. Here, by integrating global evidence from both non-volcanic and volcanic soils, it is shown that SOC accumulation instead converges toward mineralogically constrained steady states controlled by dynamic balances between C inputs and decomposition, rather than by progressive saturation of mineral surfaces. In non-volcanic soils dominated by crystalline phyllosilicates, global datasets reveal that MAOC increases linearly with SOC up to approximately 130 g kg^{-1} (~13% SOC), with no indication of a universal mineral C storage capacity. Observed MAOC levels therefore reflect site-specific steady states rather than fulfillment of a fixed stabilization capacity. While silt and clay contents explain variation in C loading, they regulate the kinetics of approaching steady states rather than defining an upper limit. The same framework conforms volcanic soils (Andisols) while storing substantially more SOC, commonly approaching 200 g kg^{-1} (~20% SOC). In these soils, stabilization is dominated by organo–metal complexation, rather than by the surface capacity of short-range-order minerals. Organic C complexed with pyrophosphate-extractable Al and Fe constitutes the majority of SOC, accounting for approximately 60-80%. This composition follows a consistent stoichiometric relationship, suggesting a thermodynamically constrained stabilization pathway that is largely independent of land use and management. In both soil types, SOC accumulation follows asymptotic trend toward mineralogically steady states. The variability around maximum levels is primarily influenced by labile particulate organic C. This unified framework challenges the traditional saturation-based interpretations of soil C sequestration and provides a more reliable foundation for predicting long-term SOC responses to management practices and climate change.

KEYWORDS: Non-volcanic-soil, Volcanic-soils, C-deficit.

EROSIÓN GLOBAL Y SALUD DEL SUELO: METODOLOGÍAS AVANZADAS PARA LA SOSTENIBILIDAD DE SUELO Y AGUA

Navas, A.[1*]

[1]Grupo de Erosión y Evaluación de Suelo y Agua. * Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Zaragoza 50059, anavas@eead.csic.es

RESUMEN: La degradación del suelo afecta a más del 30 % de las tierras agrícolas del planeta, poniendo en riesgo la seguridad alimentaria, la disponibilidad de agua y la resiliencia de los agroecosistemas. Su impacto se ha intensificado durante el último siglo debido al aumento de la actividad humana, incluyendo la urbanización acelerada, la minería, la deforestación y la expansión agrícola, a lo que se suman los efectos del cambio climático, que modifican la frecuencia e intensidad de precipitaciones, sequías y eventos extremos. La erosión hídrica es el mecanismo más prevalente, ya que modifica paisajes, reduce la fertilidad del suelo y altera el equilibrio de ecosistemas esenciales, convirtiéndose en un desafío ambiental, económico y social de primer orden. Diversos modelos globales identifican regiones con lluvias intensas, suelos agrícolas expuestos, relieves abruptos y cobertura vegetal reducida como particularmente vulnerables. La deforestación, en grandes sistemas tropicales como la Amazonía, el sudeste asiático y zonas de África central, agrava la pérdida de suelo a gran escala. La erosión es especialmente crítica en zonas áridas y semiáridas, donde la desertificación avanza en regiones como el Sahel, Magreb, Patagonia, SO de Estados Unidos o N de China, intensificada por la presión agrícola y ganadera y la sobreexplotación de los recursos hídricos. Los glaciares continúan siendo importantes agentes erosivos en áreas montañosas y polares, y su retroceso generalizado asociado al calentamiento global incrementa la generación de sedimentos y amenaza la disponibilidad de agua para millones de personas. A escala ecosistémica y agrícola, la erosión compromete directamente la salud del suelo que sustenta la productividad, y a escala humana la pérdida de horizontes fértiles es irreversible en muchos ambientes. Además, la erosión genera impactos indirectos sobre la calidad y disponibilidad de los recursos hídricos especialmente por el aterramiento de embalses, comprometiendo la sostenibilidad socioeconómica y la seguridad hídrica de amplios territorios. Para comprender y enfrentar estos procesos con mayor precisión, es necesario aplicar metodologías avanzadas que permitan monitorizar, cuantificar e identificar hotspots de erosión, trazando el ciclo completo de la pérdida de suelo desde la fuente al sumidero. Las técnicas nucleares permiten analizar la dinámica erosiva a múltiples escalas espaciales y temporales y los datos radioisotópicos, integrados en modelos de simulación de última generación, facilitan la evaluación de múltiples escenarios de uso del suelo y clima. Su integración con técnicas de sensores remotos y gamma proximales aporta una visión global del comportamiento erosivo a escala de cuenca, extrapolable a una amplia variedad de agroecosistemas. En materia de adaptación y mitigación, los marcos políticos internacionales incorporan la erosión como un riesgo estratégico. A nivel local y regional, las políticas de manejo integrado de cuencas, junto con incentivos agroambientales, pagos por servicios ecosistémicos y programas de agricultura de carbono, buscan reducir la erosión y mejorar la salud del suelo. En conjunto, la erosión a escala mundial es un reto complejo que requiere enfoques interdisciplinares, metodologías de vanguardia y políticas ambientales coherentes para garantizar la sostenibilidad de los recursos de suelo y agua, fundamentales para la vida y la productividad global.

PALABRAS CLAVE: Degradación del suelo, Técnicas nucleares, Resiliencia climática.

REDOX PROCESSES THAT CHANGE COLORS OF WATERLOGGED SOILS

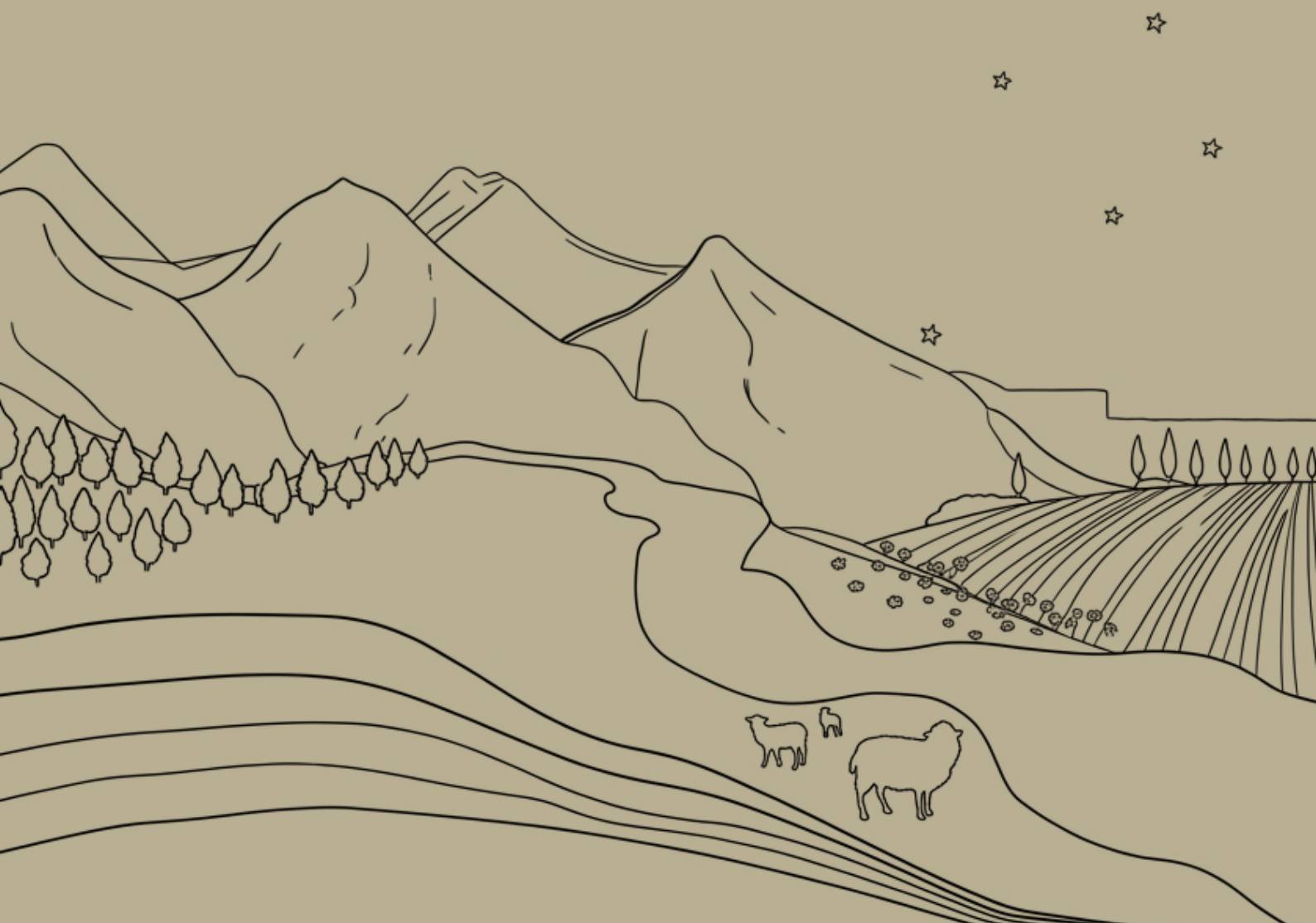
Vepraskas, M. J.[1*]

[1] North Carolina State University, Department of Soil Science, * Box 7619, Raleigh, NC 27695-7619, USA, michael_vepraskas@ncsu.edu

RESUMEN: Waterlogged soils are easily identified by their mottled gray and red colors in the subsoils. When saturation extends to the surface then the soils will also have an organic-rich topsoil. These morphological characteristics are developed through oxidation-reduction (redox) reactions operating in anaerobic soils. In addition to the reduction of iron oxides/hydroxides and accumulation of organic matter, the redox reactions also cause denitrification and sulfate reduction in waterlogged soils. Redox reactions are mediated by microorganisms that transfer electrons from organic matter to 'electron acceptors' that include molecular oxygen, nitrate, manganese and iron oxides, sulfate, and carbon dioxide. In the field, redox reactions acting in soils can be monitored using redox potential measurements which measure the voltage produced between the soil solution and a reference electrode. The major factors affecting redox potential in soils include: organic matter content, saturation duration, microbial activity which is controlled by temperature, and the speed at which water flows through a saturated soil. The reducing reactions begin where the organic matter occurs in the soil, which is most commonly found in dead roots. As saturation duration increases, the reduced zones can extend away from the root channels and into the soil matrix. Reduction of Fe oxides/hydroxides dissolves these minerals off soil particle surfaces and results in gray soil colors if the uncoated soil particles are quartz. Oxidation of the Fe produces the characteristic reddish mottles. These processes can be illustrated through root-box experiments which show how Fe reduction begins in the rhizospheres around dead roots, and gradually extends into the soil matrix. The time required for a soil horizon to become reduced after it becomes saturated depends on the amount of organic C in the soil. Field measurements in North Carolina, USA, have shown this time can vary from approximately 5 days after saturation where organic C contents are greater than 3%, to up to 50 days where organic C is much less. In mineral soils (Ultisols) in the thermic soil temperature regime, the times for a soil to become anaerobic were determined to be approximately 6, 12, and 35 days for depths of 15, 30, and 60 cm respectively. An average value of 21 days can be used for this depth range. The percentage of gray color produced by redox reactions in waterlogged soils increases with the duration of saturation. For a given depth, the relationship is linear but depth dependent. Studies at two soil catenas with Ultisols have shown that over a 50 year period, horizons that saturated for at least 21 days per year had gray colors in 35% of the horizon at 45 cm, but in only 10% of the horizon at a depth of 90 cm. The difference is due to more soil C at 45 cm than at the lower depth. The presentation will also discuss the effects of redox potential on organic soil formation and decomposition, as well as the new techniques to monitor redox reactions in the field.

KEYWORDS: Wetland soils, Soil saturation, Identification procedures.

CAPÍTULO 2
SIMPOSIOS



EL COMPROMISO ENTRE CONSERVAR Y PRODUCIR: DISTINTAS PERSPECTIVAS

CONFLICTOS HÍDRICOS Y SALINOS EN ECOSISTEMAS FRÁGILES: EVALUACIÓN DE ESTADO DE LOS SUELOS EN REGIONES SEMIÁRIDA Y SUBHÚMEDA

Álvarez, C.[1, 4*], Isasti, J.[2], Lert, L.[3], Fernández, R.[1, 4]

[1] INTA AER General Pico; [2] Asesor Privado; [3] Sistema Chacras AAPRESID; [4] Facultad de Agronomía UNLPam. * Calle 13 N° 857 General Pico, Prov. de La Pampa, alvarez.cristian@inta.gob.ar

RESUMEN: La Pampa Arenosa es una región subhúmeda de escasa pendiente regional y pobre drenaje con frecuentes períodos húmedos cuyos excesos hídricos provocan ascenso freático, inundaciones y salinización en ciertas posiciones del relieve. El objetivo del trabajo fue generar herramientas de ambientación con la finalidad de cuantificar áreas afectadas y poder generar prácticas de manejo para mejorar la sostenibilidad agrícola/ganadera de la región semiárida y subhúmeda. El estudio de caso se realizó en noroeste de Buenos Aires, sudeste de Córdoba y noreste de La Pampa. Para la delimitación de ambientes se integraron tres capas de información que incluyen datos topográficos derivados de un modelo digital de elevación, un mapa de riesgo hídrico y un mapa de potencial productivo inferido de NDVI máximo a partir de imágenes Sentinel, además se realizaron evaluaciones de indicadores edáficos como conductividad eléctrica, pH del suelo, profundidad y calidad de napa, tipos de especies naturales e introducidas. Se delimitaron zonas de manejo en función de las limitaciones ambientales por riesgo hídrico, niveles de sales y tipo de cobertura. El 40% de la superficie se clasificó como riesgo bajo, el 35% como manejo intensificado (con riesgo hídrico mayormente nulo a muy bajo), y el 25% restante se dividió en áreas afectadas por sales (con diferente potencial productivo y riesgo hídrico, que varió entre: sin riesgo hídrico hasta alto o casi permanente). Al considerar las características del agua subterránea en las diferentes zonas de manejo, se logró identificar variaciones en la profundidad del nivel freático y en las propiedades físicas y químicas del agua. La zona de manejo restaurador mostró una napa más próxima a la superficie, mayor conductividad eléctrica y RAS, mientras que la zona de manejo intensificado presentó valores intermedios con gran variabilidad. La zona de manejo superador presentó una napa más profunda y condiciones no riesgosas en términos de conductividad eléctrica y RAS. Además, se observó que los ambientes más bajos destinados al manejo restaurador tenían un mayor contenido total de sales y una proporción más alta de sales cloruradas sódicas, mientras que los ambientes sin riesgo de salinización o anegamiento tenían menos sales totales y una mayor proporción de sales de bicarbonatadas. En cada escenario productivo propuesto se evaluaron especies y estrategias de siembra con la finalidad de mejorar productividad de estos ecosistemas. Asociado a estas variables que se cuantificaron, se propuso un esquema de diagnóstico y toma de decisiones para el manejo de suelos salinos y/o anegables en un contexto de gestión integrada del paisaje.
Esquema de diagnóstico y toma de decisiones en: https://drive.google.com/drive/folders/17l2TLnYVm5J9drMAApVVGlcMB3GA2mpQ?usp=drive_link).

PALABRAS CLAVE: Manejo por ambientes, Suelos salinos, Riesgo hídrico.

64

LAS HUELLAS DEL MANEJO FORESTAL EN EL SUELO: DESAFÍOS PARA LA PRODUCCIÓN SOSTENIBLE

Lupi, A. M.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)-Instituto de Suelos. Hurlingham. Buenos Aires, lupi.ana@inta.gob.ar

RESUMEN: *El compromiso entre conservar y producir* constituye uno de los desafíos centrales de los sistemas forestales actuales. En el caso de los bosques cultivados, esta tensión suele ser vista como una dicotomía: intensificar la producción o preservar los procesos ecológicos. Sin embargo, desde una perspectiva científica, el reto se centra en cómo mantener la capacidad productiva del sitio sin comprometer el capital natural que la sustenta (el suelo). En un contexto de creciente demanda global de madera y de mitigación del cambio climático, tal como señala el IPCC, las plantaciones forestales ocupan un lugar estratégico dentro de la bioeconomía. Su contribución, no obstante, depende de que la intensificación no comprometa las funciones edáficas del sistema. Sin embargo, esta intensificación implica intervenciones recurrentes que pueden afectar la funcionalidad desde el ambiente físico, los nutrientes y el carbono almacenado. El período inter-rotación constituye el momento más crítico desde el punto de vista edáfico. Entre la cosecha y el establecimiento del nuevo rodal, el suelo queda expuesto a disturbios físicos, exportación de nutrientes y pérdidas de materia orgánica que pueden condicionar la productividad de las rotaciones futuras. Las decisiones adoptadas en esta fase determinan trayectorias de estabilidad o niveles de degradación que se acentúan con el tiempo. La preparación del terreno y modalidad de cosecha - exportación, quema versus conservación de residuos; fuste entero versus árbol entero - define distintos niveles de exportación de nutrientes. La extracción intensiva de residuos reduce las entradas de carbono y elementos esenciales al sistema, mientras que su quema puede provocar pérdidas directas de nitrógeno y alteraciones temporales en el pH, en la disponibilidad de bases y cambios en la calidad de la materia orgánica. Prácticas como el subsolado, el laboreo con rastra puede mitigar compactaciones superficiales, pero también alterar la estructura del suelo, incrementar la mineralización de la materia orgánica y aumentar la susceptibilidad a la erosión si no se aplican bajo criterios de adecuación al sitio. El tránsito de maquinaria pesada durante cosecha (según el tipo de máquinas y el patrón de movimiento) puede elevar la densidad aparente y modificar la porosidad, afectando la infiltración y el crecimiento radicular, según el tipo de suelo. El carbono orgánico del suelo actúa como indicador integrador de estos procesos. Cuando las prácticas del período inter-rotación combinan alta extracción, remoción de residuos y disturbio mecánico intenso, aumenta el riesgo de reducción progresiva del capital edáfico en ciclos sucesivos. En este marco, *el compromiso entre conservar y producir* no implica elegir entre extremos, sino gestionar la intensidad y frecuencia de las intervenciones dentro de los umbrales de resiliencia del sistema. La sostenibilidad de los bosques cultivados no es un estado fijo, sino una condición dinámica que depende del equilibrio entre extracción y reposición. El desafío científico y de gestión consiste en identificar esos límites biofísicos y diseñar estrategias que permitan producir madera sin comprometer la productividad futura ni la integridad del sitio.

PALABRAS CLAVE: Capacidad productiva, Período inter-rotación, Capital edáfico.

EL COMPROMISO ENTRE CONSERVAR Y PRODUCIR: GANADERÍA OVINA Y EROSIÓN DE SUELOS EN LA ESTEPA PATAGÓNICA

Rostagno, C. M.

IPEEC, Puerto Madryn, cmrostagno@hotmail.com

RESUMEN: En la estepa patagónica, la persistente reducción de los servicios ecosistémicos como resultado de la desertificación, vincula la degradación de tierras con la pérdida de calidad de vida de la población y pone de relieve el compromiso que debería existir entre la conservación de los bienes y servicios que provee la naturaleza y la producción antrópica. En las tierras áridas, la productividad primaria se ve fuertemente limitada por la escasez de las precipitaciones y su alta variabilidad intra e interanual. En este contexto ambiental, el dilema de producir y conservar ha sido un desafío que se ha intentado resolver con escasa información y tecnología. La baja cobertura vegetal, situación dominante en gran parte de la estepa, ha favorecido los procesos de erosión de suelos que habrían alcanzado sus niveles máximos a mediados del siglo pasado, en concordancia con el aumento de las cargas ganaderas. En muchos ecosistemas de la estepa, una delgada capa superficial de suelo es crucial para el establecimiento y crecimiento de las plantas. Esta situación de fragilidad, dio como resultado un ciclo de retroalimentación negativa entre erosión y cobertura y explica el desafío para conservar la integridad de los pastizales. Si bien la ganadería extensiva, practicada en establecimientos de distintos tamaños, es hoy el uso predominante de los pastizales áridos, a lo largo de la historia se han dado otros tipos de usos, tales como los que practicaban las comunidades de cazadores-recolectores, utilizando los recursos con un bajo impacto ambiental, o el pastoreo nómada, mediante el cual las comunidades rurales podían utilizar una mayor proporción de la producción vegetal. El pastoreo confinado en grandes cuadros, predominante en la actualidad a través de distintas modalidades de manejo, si bien permitió una mayor utilización de la producción vegetal y mayores densidades de población rural y urbana, trajo aparejado otros riesgos. En Patagonia, el pastoreo extensivo, continuo, originalmente con cargas muy elevadas, produjo un fuerte desequilibrio entre producción y conservación. Probablemente hoy se haya alcanzado un equilibrio, con la persistencia de extensas áreas degradadas y estables, varias de ellas representando situaciones irreversibles, muchos campos fuera de producción, principalmente en las zonas más secas, y una oferta de forrajes más baja y de menor calidad. Si bien la erosión afectó grandes extensiones de pastizales áridos, no son menores los impactos más localizados que ocurrieron en algunos humedales (mallines). Así, la erosión de suelos explicaría, en parte, la crisis de la ganadería. Ante esta nueva situación ambiental y productiva, configurada por más de 100 años de pastoreo continuo, cabe preguntarse cuales serían los requerimientos, socioeconómicos, tecnológicos, institucionales, etc., para producir nuevos y tradicionales bienes a la vez que conservar los distintos bienes y servicios de la estepa patagónica. También preguntarnos qué nuevas herramientas necesitamos para revertir la situación en parte de las tierras degradadas frente a los desafíos que imponen los distintos escenarios de cambio climático. En esta presentación expondré ejemplos de erosión acelerada de suelos en distintos ecosistemas, sus impactos ambientales y productivos en un contexto de cambio climático, además discutir posibilidades de revertir algunas de esas situaciones y analizar otros requerimientos para acercar un poco más los términos conservar y producir en un contexto socio económico complejo.

PALABRAS CLAVE: Pastizales naturales, Bienes y servicios ecosistémicos, Degradación de tierras.

LOS MICROBIOMAS DEL SUELO Y LAS PLANTAS, LA SOSTENIBILIDAD Y LAS PERSONAS

Wall, L. G.

Laboratorio de Bioquímica y Microbiología de Suelos, CBMS, Universidad Nacional de Quilmes, wall.luisgabriel@gmail.com

RESUMEN: Hablar sobre desarrollo o producción sostenible, la conservación del suelo y su biodiversidad en estos tiempos excede el ámbito de la microbiología y el del suelo. Por otra parte, la relación del suelo con las personas ocurre a través de las plantas, que cultivamos para obtener alimentos y materiales. Las plantas, en general, obtienen sus nutrientes directa o indirectamente a través de las interacciones con la microbiota del suelo. El tema, aparentemente muy académico y técnico, se relaciona con la calidad de vida de las personas y resulta esencialmente transversal a cuestiones como el calentamiento global y el cambio climático, la seguridad alimentaria, la salud vegetal, la salud animal, la salud humana y el desarrollo sostenible. El conocimiento de la microbiología del suelo ha experimentado una revolución en su paradigma a finales del siglo pasado, con el descubrimiento de lo que hoy llamamos la microbiología no cultivable. Esta novedad epistemológica y su resolución -por las tecnologías del ADN, la bioinformática y la nanotecnología - dio lugar al concepto de microbioma, que nos obliga a revisar la fisiología humana, vegetal y animal, así como los modelos de interpretación de los ecosistemas y su funcionamiento. A partir de allí llegamos a la propuesta de visión sistémica que define el concepto de *una salud* como el hilo conductor de los ecosistemas, con los microbiomas como elementos de transitividad de la salud entre sus organismos y la salud del suelo que se puede medir bioquímicamente. Esta novedad en el desarrollo sostenible o las prácticas conservacionistas y el devenir del conocimiento en la ciencia contemporánea genera nuevos argumentos sumamente relevantes para el debate sobre los conflictos entre intereses públicos y privados. De este modo, la transversalidad del concepto de microbiología del suelo nos lleva a pensar en el ejercicio de los derechos de las personas (y de la naturaleza), generando en los científicos y las científicas nuevas responsabilidades éticas en su profesión y en su desarrollo. El impacto de estos conocimientos en temas ambientales y en la vida de las personas exige un mayor esfuerzo de divulgación para construir una ciudadanía responsable. Por último, esta misma complejidad y la transversalidad en las disciplinas que involucra invitan a trabajar en cocreación de conocimiento, más allá de las cuestiones técnicas y metodológicas del laboratorio.

PALABRAS CLAVE: microbiomas de suelo, intereses público-privado, desarrollo sostenible.

GESTIÓN DEL SUELO Y DEL AGUA EN ÁREAS BAJO RIEGO

GESTIÓN DEL AGUA EN LOS DISTRITOS DE RIEGO DE LA NORPATAGONIA: TRANSFORMACIONES TERRITORIALES Y SOSTENIBILIDAD DEL SUELO

Aumassanne, C.[1], Mañueco, M. L.[2*]

[1] INTA AER 25 de Mayo; [2] INTA EEA Alto Valle. * manueco.lucia@inta.gob.ar

RESUMEN: Los sistemas de riego y drenaje en regiones áridas desempeñan un papel central en la dinámica del recurso suelo, influyendo en su productividad, funcionalidad y sostenibilidad. A escala de cuenca, la gestión del agua requiere un enfoque integral que considere la interacción entre hidrología, uso del suelo y procesos edáficos, articulando estos elementos en una visión conjunta. La planificación debe incorporar tanto la oferta hídrica como las demandas de los distintos sectores, favoreciendo la coordinación entre jurisdicciones y el monitoreo continuo del sistema. Este enfoque integrado resulta esencial para preservar la calidad del suelo, prevenir procesos de degradación y mejorar la eficiencia en el uso del agua en contextos de creciente presión hídrica. Las cuencas de los ríos Colorado y Negro presentan un régimen hídrico predominantemente nival, con una marcada estacionalidad en la disponibilidad de agua, y son especialmente sensibles a las variaciones climáticas y a los cambios en la dinámica de nieve y dependientes también de la precipitación. En las últimas décadas, estos sistemas han atravesado períodos prolongados de sequía, asociados a la disminución de precipitaciones nivales y al aumento de la variabilidad climática, generando una creciente presión sobre los recursos hídricos disponibles. Los suelos de los valles irrigados, de origen aluvial, poseen características favorables para la producción agrícola bajo riego, pero al mismo tiempo, presentan limitaciones intrínsecas y requieren un manejo cuidadoso del agua y el drenaje. En el Alto Valle de Río Negro y Neuquén, el desarrollo del riego ha permitido la transformación de un ambiente árido en un oasis productivo de relevancia nacional, particularmente asociado a la fruticultura. El desarrollo de infraestructura hidráulica de gran escala consolidó una red de distribución y drenaje que permitió el desarrollo de casi 100.000 ha con derecho de riego. En las últimas décadas, se han registrado cambios significativos en el uso del suelo, asociados al crecimiento urbano, la expansión de actividades no agrícolas y el abandono de áreas productivas. Estas transformaciones han generado fragmentación del territorio, pérdida de suelos agrícolas de alta calidad y alteraciones en las redes de riego y drenaje. En los sistemas de riego de la cuenca del río Colorado, se ha producido en las últimas décadas un proceso de reconversión productiva. Este cambio implicó el pasaje de una matriz tradicionalmente orientada a producciones frutihortícolas hacia sistemas ganaderos y la implantación de pasturas y forrajes, en respuesta a nuevas condiciones económicas, tecnológicas y ambientales, incorporando además cultivos perennes de alto valor como vid, pistacho y nogal, adaptados a las condiciones áridas bajo riego. En paralelo, esta transformación estuvo acompañada por modificaciones en los métodos de riego, con una transición progresiva desde sistemas gravitacionales hacia tecnologías de riego presurizado, como pivote central y riego por goteo. Los sistemas de riego y drenaje no solo determinan la producción, sino que regulan procesos edáficos clave en regiones áridas. Su gestión, integrada a escala de cuenca y articulada con el ordenamiento territorial, resulta fundamental para preservar la calidad del suelo, optimizar el uso del agua y garantizar la sostenibilidad de los agrosistemas de la Norpatagonia.

PALABRAS CLAVE: Gestión integral de los recursos hídricos, Riego y drenaje, Salinización.

INTERACCIONES SUELO-AGUA: EL CONOCIMIENTO DEL SUELO COMO CLAVE PARA EL MANEJO DEL RIEGO

Martínez, R. S.[1, 2*], Holzmann, R. de L.[3]

[1] EEA Valle inferior del Río Negro Convenio Río Negro-INTA. 8500. Viedma, Río Negro; [2] Universidad Nacional de Río Negro, Sede Atlántica. 8500. Viedma, Río Negro; [3] EEA Alto Valle. INTA. 8332. General Roca, Río Negro; * martinez.roberto@inta.gob.ar

RESUMEN: El objetivo del riego es suministrar agua a los cultivos de manera eficiente y uniforme, cubriendo las necesidades hídricas sin alterar la fertilidad del suelo, asegurando la sostenibilidad del regadío y maximizando la productividad con el agua justa en el momento adecuado. Las propiedades fisicoquímicas del suelo juegan un rol fundamental en su diseño y manejo. Normalmente se parte de la ecuación de reposición de lámina de riego y se la relaciona con la evapotranspiración del cultivo y la frecuencia de riego. Para esto es necesario conocer previamente propiedades del suelo como: textura, capacidad de campo, punto de marchitez permanente, densidad aparente de cada horizonte, propiedades de infiltración y conductividad hidráulica, profundidad de cada horizonte o capa, cambios texturales bruscos y presencia de capas endurecidas que no permitan el paso de las raíces y/o ralenticen la percolación. La salinidad y sodicidad de los suelos, y del agua, se asocian a la tolerancia de los cultivos, a las propiedades de infiltración y a las prácticas de drenaje vinculadas a la profundidad freática. En el diseño y manejo del riego, el conocimiento de estas propiedades juega un papel muy importante para mejorar la eficiencia de aplicación y la uniformidad de distribución del agua, así como para definir condiciones de drenaje. Además, son muy importantes las labores y la nivelación que aseguren las condiciones adecuadas desde la emergencia de los cultivos en adelante. En la cuenca del río Negro, con una superficie regada del orden de las 130.000 ha, se destaca la importancia de contar en los valles con mapas de suelos a mayor escala que permitan diferenciar a nivel de series, ya que presentan suelos de origen aluvional con una variabilidad muy marcada en sitios próximos. Fuera de los valles, por lo general, el detalle de los estudios es aún menor o inexistente. En riego por superficie o gravitacional se pueden manejar parámetros como caudal de ingreso, tiempo de riego, intervalo entre riegos, largo y ancho de melgas o surcos que, sin un cambio sustancial en los costos, permiten mejorar la aplicación según las características del suelo. En riego presurizado sucede lo mismo, aunque se suman variables como tamaño de equipos, emisores, pluviometría instantánea, entre otras. Se dispone de trabajos sobre eficiencias de riego superficial y se utilizan programas que permiten modelar el movimiento del agua, lo que facilita propuestas de bajo costo para la mejora de las eficiencias de aplicación. En riego por aspersión se observan buenas eficiencias de aplicación, con problemas en algunos casos de baja infiltración y escurrimiento superficial hacia los extremos en los equipos de pivote central. Se está trabajando en el monitoreo de la salinidad y el sodio en suelos de nuevos emprendimientos. En riego por goteo hay muy buenos desarrollos con cintas o mangueras superficiales, pero en la región es necesario profundizar trabajos para validar el riego subterráneo. Hoy, las empresas de riego consideran fundamental el monitoreo de la dinámica del agua en el suelo.

PALABRAS CLAVE: Riego, Suelo, Norpatagonia.

EL SUELO COMO EJE DEL REDISEÑO DE PAISAJES AGRÍCOLAS EN ARGENTINA: HACIA UNA AGRICULTURA SOSTENIBLE

BIODIVERSIDAD COMO MOTOR DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: ROL DEL MANEJO DEL SUELO Y DEL PAISAJE AGRÍCOLA

Goijman, A. P.[1*], Zermoglio, P. F.[2], Garibaldi, L. A.[2]

[1] EEA La Consulta INTA. Ex Ruta 40 Km 96 CC 8, (5567) La Consulta Mendoza, Argentina; [2] Universidad Nacional de Río Negro. CONICET. Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina. * goijman.andrea@inta.gob.ar

RESUMEN: Las tierras agrícolas enfrentan demandas sociales crecientes que exceden la producción de alimentos, requiriendo simultáneamente múltiples servicios ecosistémicos y la conservación de biodiversidad, lo que genera tensiones entre productividad, estabilidad ecológica y conservación. En este contexto, la biodiversidad funcional emerge como un componente clave y como motor de servicios ecosistémicos que sostienen la producción agrícola, especialmente en sistemas simplificados. La evidencia global indica que la riqueza de polinizadores y enemigos naturales puede explicar hasta el 50% de la capacidad productiva, impactando directamente en los rendimientos y su estabilidad interanual. En sistemas agrícolas extensivos en secano y en sistemas bajo riego, el desafío central es diseñar paisajes con mayor heterogeneidad y un manejo sustentable del suelo, que puedan sostener la producción, los servicios ecosistémicos y fomentar la conservación de la biodiversidad proveedora de dichos servicios. Un suelo con cobertura vegetal constituye la base física de la biodiversidad funcional a múltiples escalas. A escala de establecimiento, la cobertura reduce la erosión, mejora la estructura del suelo, y contribuye al secuestro de carbono. A su vez, una cobertura diversa provee refugio, alimento y hábitat para invertebrados, aves y microorganismos del suelo, manteniendo bancos de semillas diversos y redes tróficas más complejas. A escala de paisaje, la integración de hábitats naturales y seminaturales, junto con una mayor densidad de bordes vegetados, incrementa la conectividad ecológica y funcionalidad de los agroecosistemas. Estudios indican que paisajes que conservan al menos un 20% de hábitat natural y contienen corredores vegetados que representen alrededor del 10% del área, favorecen la provisión de servicios ecosistémicos clave. La diversidad vegetal asociada al suelo cubierto sostiene comunidades de polinizadores silvestres y enemigos naturales más diversas. En la región pampeana la estabilidad del servicio de polinización disminuye con el aislamiento de áreas naturales, incluso en presencia de polinizadores domesticados. Asimismo, la vegetación espontánea está asociada a una mayor diversidad de enemigos naturales que pueden contribuir al control biológico y reducir la dependencia de insumos externos. Las comunidades de aves también dependen de la cobertura vegetal y de la heterogeneidad estructural del paisaje. En la región pampeana, más del 80% de las especies corresponden a grupos funcionales proveedores de servicios ecosistémicos, principalmente como controladores de insectos, dispersores de semillas y saneadores ambientales. La homogeneización del paisaje reduce esta biodiversidad funcional, mientras que los bordes vegetados con alta diversidad estructural incrementan la presencia de aves funcionales. En sistemas perennes bajo riego, como los viñedos de Cuyo, la proximidad a corredores vegetados y la cobertura en interfilares incrementan la abundancia de aves insectívoras sin afectar el rendimiento. En este marco, el diseño de paisajes agrícolas multifuncionales plantea algunos interrogantes para el rediseño productivo: ¿qué tipo de cobertura vegetal del suelo y qué configuración de bordes permiten sostener simultáneamente la salud edáfica, la biodiversidad funcional y el rendimiento? ¿Cómo modula la heterogeneidad aportada por elementos como parches y bordes a servicios clave como la polinización y el control biológico? ¿Qué indicadores permiten evaluar el rol de la biodiversidad como motor de servicios ecosistémicos en agroecosistemas productivos?

PALABRAS CLAVE: paisajes multifuncionales, bordes y parches vegetados, biodiversidad funcional.

72

LATERALIDAD DE AGUA Y SALES FREATICAS: SU MANEJO PARA PRODUCCIÓN Y NATURALEZA EN PAISAJES AGRÍCOLAS

Jobbágy, E. G.[1*], Nosetto, M. D.[1], Whitworth-Hulse, J.[1], Llanes, A. L.[1], Díaz, Y.[1]

[1] Grupo de Estudios Ambientales – IMASL, Universisdad Nacional de San Luis y CONICET; * Ejército de los Andes 950, (5700), San Luis, Provincia de San Luis, jobbagy@unsl.edu.ar

RESUMEN: Comprender y manejar sistemas agrícolas a nivel de paisaje implica reconocer cómo distintos elementos del territorio (e.g. lotes, cortinas y macizos forestales, humedales, arroyos, canales y caminos) intercambian lateralmente materia, energía e información, llevando a que su conjunto sea más que la suma de las partes. En ese intercambio, especialmente en llanuras sedimentarias arenosas como las que ocupa gran parte del área agrícola argentina, el movimiento lateral del agua subterránea en respuesta a los gradientes hidráulicos generados por la topografía y el balance recarga-descarga local redistribuye este recurso y define los patrones de anegamiento y salinización. Utilizando estudios en paisajes de la Pampa Húmeda y Semiárida y del Chaco Seco y Espinal basados en observaciones freáticas, isotópicas y geoeléctricas; ilustramos cómo este transporte lateral es favorecido por la vecindad de unidades de paisaje con consumos de agua y profundidad de raíces contrastantes (e.g. cultivo vs. monte/pastura/humedal) y como la acumulación de sales resultante genera retroalimentaciones sobre la vegetación y el consumo de agua del paisaje entero que aún comprendemos parcialmente. En este contexto proponemos ocho principios que pueden orientar el diseño de paisajes agrícolas capaces de mantener la cantidad y calidad de los aportes freáticos a cultivos, minimizando la degradación por anegamiento y salinización, revisando el papel que las secuencias rotativas en el paisaje y la presencia de humedales y montes pueden tener: (i) El stock freático es un complemento del stock no saturado del suelo que cobra significancia en suelos arenosos por su alto rendimiento (200-300 mm/m) y por su alta redistribución lateral (subsidio desde zonas de bajo consumo a zonas de alto consumo). (ii) El consumo freático neto prolongado (evapotranspiración>precipitación) conduce a descensos de nivel y/o aumento de salinidad locales. (iii) Los subsidios laterales recuperan el nivel más rápidamente que la salinidad (transmisión de presión vs. transporte masal) y aumentan cuadráticamente con granos de paisaje más chicos. (iv) Si el aumento de la salinidad resultante del consumo freático neto positivo no es acompañado por reemplazos espontáneos o artificiales hacia vegetación más tolerante, la transpiración baja, la evaporación aumenta y la salinización se acelera. (v) A nivel de gran paisaje, los bosques mitigan la generación de excesos hídricos mientras que los humedales los contienen una vez ocurridos. (vi) Un esquema de “nichos” definidos por la profundidad y salinidad freática ayuda a ambientar y rediseñar paisajes agrícolas arenosos maximizando simultáneamente los beneficios para la producción, la conservación de la naturaleza y la regulación hidrológica a largo plazo. Contrastamos posibles rediseños basados en estos principios con los reajustes reales de uso del paisaje que han tenido lugar en el Sudeste de Córdoba y Este de San Luis para dimensionar las oportunidades que aún no se están aprovechando.

PALABRAS CLAVE: Napas, Salinización, Cuencas agrícolas.

BRECHAS DE CARBONO DEL SUELO Y POSIBLES ESTRATEGIAS PARA CERRARLAS EN ROTACIONES AGRÍCOLAS

Piñeiro, G.[1, 2*], Bazzoni, B.[1], Ravetta, M.[1]

[1] LART, Laboratorio de Análisis Regional y teledetección, Instituto de Investigaciones Fisiológicas y ecologías vinculadas a la Agronomía (IFEVA), CONICET, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [2] Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay; * Av. San Martín 4453, (1417) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, pineiro@agro.uba.ar

RESUMEN: La intensificación agrícola en Argentina ha generado una reducción significativa de los stocks de carbono orgánico del suelo (COS), con consecuencias productivas, ambientales, hidrológicas y climáticas que se manifiestan a escala de lote, predio y paisaje. Estimaciones recientes a escala nacional indican pérdidas promedio del orden de 20 Mg C ha^{-1}, equivalentes a 30-40% del carbono original del suelo en los primeros 20 cm bajo uso agrícola. Estas pérdidas no son homogéneas, sino que dependen fuertemente del tipo de rotación, la inclusión de pasturas y el balance de nutrientes. En este trabajo proponemos utilizar la brecha de carbono del suelo como un indicador integrador para el rediseño de paisajes agrícolas multifuncionales, desagregando el COS en sus dos fracciones principales: materia orgánica particulada (POM) y materia orgánica asociada a los minerales (MAOM). Esta desagregación permite identificar mecanismos dominantes de pérdida y orientar estrategias de regeneración de suelos diferenciadas. En paisajes dominados por rotaciones simplificadas de cultivos de renta y suelos livianos, la brecha total está mayormente explicada por pérdidas en POM, que representan entre 40 y 70% de la brecha total, con reducciones típicas de 5-15 Mg C ha^{-1} (equivalentes a 20–50% del stock original de POM). La MAOM, si bien presenta mayor estabilidad relativa, también exhibe brechas relevantes, particularmente en sistemas con balances negativos de nitrógeno y texturas más finas, con pérdidas del orden de 3-25 Mg C ha^{-1}, correspondientes a 5-40% del stock de MAOM. Nuestra evidencia experimental indica que las raíces y la rizodeposición constituyen importantes vías de incorporación de carbono nuevo al suelo, con eficiencias de formación de materia orgánica cercanas al 40-50% para entradas subterráneas, frente a valores inferiores al 5-10% para residuos aéreos (pero que tienen mayores aportes). En este contexto, la diversificación de rotaciones mediante cultivos de servicios y pasturas emerge como una estrategia clave a escala de paisaje. Los cultivos de servicios de gramíneas presentan una elevada producción de biomasa radical y realizan aportes directos significativos a la fracción POM, contribuyendo inicialmente al cierre de brechas dominadas por esta fracción; parte de este carbono puede luego transformarse y estabilizarse como MAOM. En contraste, los cultivos de servicios leguminosos presentan menores aportes radicales y, por lo tanto, una contribución limitada a la POM, pero realizan aportes sustanciales de carbono vía rizodeposición (del orden de 0,5-1,5 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$) y generan residuos de alta calidad y baja relación C:N, favoreciendo una mayor eficiencia de formación de MAOM. Las pasturas perennes, con una partición subterránea cercana al 50% de la biomasa total, incrementan sostenidamente los aportes radicales y permiten reducciones de la brecha de POM del orden de 1-3 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ durante los primeros años de implementación, contribuyendo simultáneamente a la reconstrucción gradual de la MAOM. Desde una perspectiva de paisajes agrícolas multifuncionales, el diagnóstico conjunto de POM y MAOM permite diseñar estrategias de manejo que integren producción, regulación hídrica, provisión de nutrientes y mitigación del cambio climático. Así, el suelo se posiciona como un eje central para articular decisiones de manejo a múltiples escalas y avanzar hacia sistemas agrícolas más resilientes y sostenibles.

PALABRAS CLAVE: Carbono orgánico del suelo, POM, MAOM.

EL SUELO COMO EJE DEL REDISEÑO DE PAISAJES AGRÍCOLAS EN ARGENTINA: HACIA UNA AGRICULTURA SOSTENIBLE

Sasal, M. C.[1*], Piñeiro, G.[2], Garibaldi, L.[3], Goijman, A.[4], Jobbagy, E.[5]

[1] Departamento Recursos Naturales y Gestión ambiental INTA EEA Paraná. Ruta 11, km 12,5, (3101), Prov. de Entre Ríos; [2] LART, Laboratorio de Análisis Regional y teledetección, Instituto de Investigaciones Fisiológicas y ecologías vinculadas a la Agronomía (IFEVA), CONICET, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [3] Universidad Nacional de Río Negro. CONICET. Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina; [4] EEA La Consulta INTA. Mendoza, Argentina; [5] Grupo de Estudios Ambientales - IMASL, Universidad Nacional de San Luis y CONICET, San Luis, Provincia de San Luis. * sasal.maria@inta.gob.ar

RESUMEN: El contexto de cambio global en el clima, la demanda de calidad de alimentos, las tensiones urbano-rurales y la dinámica innovadora de actores en el ámbito rural son algunos de los desafíos que afrontan las empresas agropecuarias. Múltiples factores amenazan los sistemas agrícolas: riesgos naturales (sequía, inundaciones, incendios), sanitarios (inocuidad), ecotoxicológicos (contaminación, pérdida de biodiversidad), tecnológicos (degradación o restauración por prácticas de manejo) y económicos (condicionamientos de mercados, metas internacionales de cuidado ambiental), en contextos dinámicos y de alta incertidumbre. En la diversidad de factores impulsores de cambios (económicos, sociales, ambientales), un factor común es la necesidad de enfoques interdisciplinarios, si deseamos alcanzar soluciones sostenibles. La gestión y diseño de paisajes agrícolas pone el foco en aportar conocimientos científico-técnicos y dar soporte para sustentar la capacidad de adaptarse, anticipar y prevenir riesgos y ayudar a los tomadores de decisiones con acciones de manejo de corto plazo, coyunturales, al mismo tiempo que se diseñan estrategias tendientes al logro de sistemas agrobioindustriales resilientes. El trabajo en Red toma un valor fundamental para impulsar el diálogo permanente entre diferentes saberes, territorios y disciplinas. Por esto, hace dos años se creó una red enfocada en el diseño de paisajes agrícolas que sean más sustentables en términos de su producción, servicios ecosistémicos a las personas y conservación de la diversidad. La Red2PASus realiza experimentación en sistemas reales de producción de granos de secano (llanura chaco-pampeana) y frutícola bajo riego (oasis cordilleranos) estudiando la implementación y efecto de intervenciones desde un lote (e.g. revegetación de pequeños humedales o establecimiento de cultivos de servicio) a cuencas (e.g. restauración de fajas naturales ribereñas) y que buscan mejorar el funcionamiento de los ecosistemas agrícolas en su conjunto en siete dimensiones (agua, suelos, vegetación, artrópodos, aves, pesticidas y beneficios socioeconómicos). Esta red está integrada por más de 50 especialistas de diferentes disciplinas de Argentina. La noción de que los suelos agrícolas pueden ofrecer simultáneamente soluciones para problemas globales (e.g. cambio climático y seguridad alimentaria planetaria) y nacionales (e.g. generación de divisas, calidad del ambiente, conservación de ecosistemas nativos) nos impulsa a proteger este recurso desde las oportunidades que ofrece el nivel de paisaje. En el marco del XXX Congreso Argentino de la ciencia del Suelo, en el Simposio “EL SUELO COMO EJE DEL REDISEÑO DE PAISAJES AGRÍCOLAS EN ARGENTINA: HACIA UNA AGRICULTURA SOSTENIBLE” conversaremos sobre temas clave que desafían a las empresas como la lateralidad del agua y las sales freáticas y cómo manejarla a favor de producir y conservar; las brechas de carbono del suelo y estrategias para cerrarlas a través de las secuencias de cultivos agrícolas; la gestión de paisajes para la remediación/mitigación del impacto de agroquímicos en el ambiente, y la biodiversidad como motor de servicios ecosistémicos y su el rol del manejo del suelo y el paisaje.

PALABRAS CLAVE: Paisajes agrícolas, Red, Desafíos.

GESTIÓN DE PAISAJES AGRÍCOLAS PARA REMEDIACIÓN O MITIGACIÓN DEL IMPACTO DE AGROQUÍMICOS EN EL AMBIENTE

Sasal, M. C.[1*]

[1] Departamento Recursos Naturales y Gestión ambiental INTA EEA Paraná. * Ruta 11, km 12,5, (3101), Prov. de Entre Ríos, sasal.maria@inta.gob.ar

RESUMEN: Los agroquímicos son sustancias sintéticas para el control de organismos perjudiciales y la nutrición de la producción vegetal. Herramientas a las que la agricultura recurrió durante gran parte de su historia, y que resultan objeto de debates a nivel mundial desde 1960. A su aporte a la producción, se oponen reclamos por sus impactos negativos. Datos de FAO indican que, a nivel mundial, los efectos de las plagas de plantas generan un 40% de pérdidas de alimentos. En Argentina en 2021 se utilizaron 321.104.664 Kg de herbicidas y 52.716.173 Kg de otros productos, según datos de CASAFE en 44,7 millones de ha. Existen en el mercado argentino cerca de 5.387 productos formulados registrados en SENASA. Los herbicidas son el grupo mayoritario con 43 %, seguido por los insecticidas y fungicidas. En promedio en las últimas dos décadas, Argentina se encuentra en 5to lugar en cuanto a uso fitosanitarios, luego de EEUU, Brasil, China e Indonesia. Paralelamente, existe una tendencia global a reducir su uso y peligrosidad, estableciendo crecientes estándares de seguridad y/o fomentando el desarrollo de estrategias de manejo de los cultivos y las plagas alternativas. Actualmente, la agricultura no puede prescindir completamente sin poner en riesgo el volumen y la calidad de la producción de alimentos, sin desconocer sus potenciales efectos para la salud de las personas y el ambiente. Desde esta base, y reconociendo una tensión creciente en la sociedad, especialmente en las interfases urbano-rurales, hay múltiples aristas que merecen análisis en un desafío de gran complejidad: transitar hacia una agricultura de máxima convergencia entre la competitividad y el cuidado ambiental. Los marcos normativos constituyen una primera instancia para establecer las reglas de juego, fijando estándares y límites en el uso de agroquímicos. Diferentes estrategias de manejo se implementan para mitigar impactos ambientales como el manejo integrado de plagas, rotaciones, cultivos de cobertura, barreras biofiltros, bioinsumos, tecnologías de pulverización y nuevas tecnologías (dirigidas, drones), y desarrollos tecnológicos para medición. Para gestionar la degradación ambiental, no alcanza con proponer estrategias de conservación o mitigación, sino que se requiere adquirir nuevos conocimientos y nuevas estrategias de innovación. El suelo constituye una primera barrera para evitar la contaminación de cursos de agua por actividades agrícolas. Sin embargo, nuevos estudios lo identifican como posible fuente de aporte de agroquímicos en fase particulada al aire. La remediación ambiental consiste en implementar estrategias para eliminar o metabolizar sustancias contaminantes en el suelo o el agua -químicos agroindustriales, metales pesados, nutrientes y plaguicidas. En el suelo bajo producción agropecuaria además se busca restablecer las características físicas y biológicas que lo hacen productivo, mejorar el balance de agua, carbono y el ciclo biogeoquímico de nutrientes. Se necesita implementar un enfoque integrado y multidisciplinario que garantice agroecosistemas funcionales y resistentes en un entorno cambiante. En el Simposio “El Suelo como eje del rediseño de paisajes agrícolas en Argentina: hacia una agricultura sostenible” conversaremos, entre otros temas, sobre la “Gestión de paisajes agrícolas para remediación o mitigación del impacto de agroquímicos en el ambiente”.

PALABRAS CLAVE: Paisajes agrícolas, Agroquímicos, Estrategias de rediseño.

IMPACTO DEL USO DEL SUELO SOBRE LA BIODIVERSIDAD EDÁFICA Y EL CICLO DE NUTRIENTES EN DISTINTOS AMBIENTES

INTERACCIÓN PLANTA-SUELO MODULANDO EL CICLADO DE N Y LA FUNCIÓN PRODUCTIVA EN EL MONTE PATAGÓNICO

Carrera, A.[1, 2*], Bertiller, M.[1], Saraví Cisneros, H.[1, 3], Muñoz, M.[1, 2], Bosco, T.[1], Oliferuk, S.[1]

[1] Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC)-CONICET; [2] Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud-UNPSJB; [3] Facultad Regional Chubut-UTN.
[*] alcarrera@gmail.com

RESUMEN: El disturbio pastoril puede afectar procesos clave en los ecosistemas áridos relacionados con la fertilidad nitrogenada del suelo y el potencial de restablecimiento de especies nativas clave como los pastos perennes. Los procesos bióticos y abióticos de descomposición de la materia orgánica y mineralización de N ocurren, en general, separados en el espacio y en el tiempo. La descomposición y mineralización microbianas prevalecen en los parches de vegetación característicos de los ecosistemas áridos. Los parches de vegetación representan unidades estructurales y funcionales clave, ya que concentran biomasa, mantillo, semillas, materia orgánica y nutrientes, además de atenuar los efectos microclimáticos adversos que predominan en los suelos desprovistos de vegetación. El pastoreo puede conducir a la reducción severa de la cobertura vegetal, y en estos casos los parches y los procesos asociados toman relevancia como micrositios de conservación de la fertilidad nitrogenada, de la regeneración de la vegetación y la conservación de la función productiva. En el Monte patagónico, los parches están constituidos por una amplia diversidad de arbustos y pastos perennes que difieren en sus características morfológicas y funcionales. Con el disturbio pastoril esta diversidad se reduce prevaleciendo especies con mayores defensas químicas. Entre los arbustos predominan aquellos altos siempreverdes con altas concentraciones de fenoles solubles (alta defensa contra el estrés abiótico y biótico y alto potencial alelopático) mientras que entre los pastos perennes predominan especies con mayor concentración de lignina (alta defensa contra la sequía, bajo potencial alelopático). Los fenoles solubles pueden llegar al suelo a través del mantillo o bien a través del lixiviado desde los canopeos. Es conocido que los fenoles solubles pueden tener efectos directos sobre la precipitación de las proteínas durante el proceso de mineralización de la materia orgánica o ejercer efectos alelopáticos negativos sobre los microorganismos del suelo desacelerando la descomposición de la materia orgánica y la mineralización y liberación del N. Por otra parte, hay estudios que indican que, dependiendo de su complejidad estructural, los fenoles solubles pueden ser utilizados como fuente carbonada por los microorganismos del suelo promoviendo su actividad, aumentando la tasa de mineralización, pero también la inmovilización del N mineralizado en la biomasa microbiana. Esto llevaría a un aumento del N retenido en forma lábil en la biomasa microbiana del suelo en los parches de vegetación que podría liberarse en los ciclos de sequía-humedad característicos de estos ecosistemas. Sin embargo, durante los periodos de liberación de N, microorganismos y pastos perennes podrían competir por el uso del N liberado en los ciclos húmedos dependiendo de la capacidad de captura de estos. Adicionalmente, los fenoles solubles pueden ejercer efectos alelopáticos negativos especie-específicos sobre la germinación de los pastos perennes. Estas evidencias indican que la conservación de la función productiva de los suelos asociados a los parches en ambientes disturbados dependerá del balance resultante de una compleja interacción entre la fertilidad nitrogenada del suelo, la competencia planta-microorganismo por la captura del N liberado, y las interacciones alelopáticas planta-planta y planta-microorganismos del suelo.

PALABRAS CLAVE: Alelopatía, Ciclado de nitrógeno, Pastos perennes.

BIODIVERSIDAD DEL SUELO Y SOSTENIBILIDAD: EFECTOS DEL MANEJO AGRONÓMICO EN SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL NOA

Delaporte Quintana, P.[1, 2*], Salazar, S. M.[1, 2], Lovaisa, N. C.[2], Canelada Lozzia, M. I.[2], Quiroga, R. J.[3], Portocarrero, R.[1, 2], Fontana, P. D.[1]

[1] Estación Experimental Agropecuaria Famaillá, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. RP 301, Km 32, Famaillá, Tucumán, Argentina; [2] Facultad de Agronomía, Zootecnia y Veterinaria, Universidad Nacional de Tucumán. Ameghino S/N, El Manantial, Tucumán, Argentin; [3] Agencia de Extensión Rural Aguilares, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. José Mármol nº 836, Aguilares, Tucumán, Argentina. * delaportequintana.p@inta.gob.ar

RESUMEN: El Noroeste Argentino (NOA) se distingue por una notable diversidad productiva, destacándose cultivos como la caña de azúcar, cítricos (especialmente limón), frutilla, papa y granos. En estos sistemas productivos, el suelo es fundamental para la sostenibilidad a largo plazo, ya que actúa como un reservorio crítico de biodiversidad que sostiene procesos esenciales como la descomposición de materia orgánica y el ciclado de nutrientes. La calidad del suelo se define por su capacidad funcional para sostener la productividad biológica, conservar la integridad ambiental y contribuir a la salud de los organismos dentro de sistemas naturales o manejados. Su evaluación se basa en indicadores físicos, químicos y biológicos. La intensificación agrícola y los cambios de uso de suelo alteran la composición física y biológica del suelo. En este contexto, los indicadores biológicos - como la respiración edáfica basal y grupos funcionales presentes - son herramientas esenciales de diagnóstico, ya que responden con mayor sensibilidad y rapidez a los cambios de manejo que las propiedades químicas. Numerosos estudios de casos se desarrollan en Tucumán. Un ejemplo es el del cultivo de caña de azúcar, donde investigaciones del INTA demuestran que sistemas de labranza en franjas y cosecha reducida protegen la estructura física, disminuyen la compactación y favorecen una microbiota más eficiente y estable, mejorando la rentabilidad del cultivo con respecto al manejo convencional, basado en labranza intensiva y cosecha integral. Otro caso es la producción de frutilla, donde el monocultivo y la intensificación basada en el uso de insumos químicos durante cinco años, han generado mermas de rendimiento superiores al 50 %. Al evaluar este sistema con índices de alteración, se observó que los indicadores químicos de fertilidad mostraron una alteración baja pero los microbiológicos revelaron alteración extrema, lo que evidencia que la biodiversidad funcional - en especial las bacterias fijadoras de N - es clave para evaluar y monitorear la sostenibilidad biológica. Finalmente, en la producción de papa, se observó que la fertilización química excesiva redujo la diversidad microbiana desequilibrando los ciclos biogeoquímicos en comparación con sitios prístinos de referencia. En este agroecosistema, el uso de bioinsumos surge como una estrategia prometedora, aunque su efectividad puede depender del historial de manejo y los factores ambientales.Estos casos demuestran que el uso de indicadores biológicos para el diagnóstico y evaluación de impactos asociados a cambios de uso de suelo y/o prácticas agrícolas es fundamental para desarrollar estrategias de manejo sostenible.

PALABRAS CLAVE: Calidad del suelo, Manejo agronómico, NOA.

FUNCIONAMIENTO DEL SUELO Y BIODIVERSIDAD EDÁFICA: EXPERIENCIAS EN LA REGIÓN SEMIÁRIDA CENTRAL

Frasier, I.[1, 2*], Molina, C.[1], Fernández, R.[3], Álvarez, C.[3], Quiroga, A.[3], Noellemeyer, E.[4]

[1] Instituto de Suelos, CIRN-CNIA, INTA, Buenos Aires (Argentina); [2] CONICET, Buenos Aires (Argentina); [3] Estación Experimental Agropecuaria "Guillermo Covas", INTA Anguil, La Pampa (Argentina); [4] UNLPam., Santa Rosa, La Pampa (Argentina). * frasier.ileana@inta.gob.ar

RESUMEN: La Región Semiárida Central (RSC) se caracteriza por precipitaciones anuales bajas a moderadas (450-700 mm), elevada variabilidad interanual y marcada estacionalidad estival. Esto genera déficit hídrico recurrente y elevada evapotranspiración, definiendo un régimen de "pulsos" donde la ocurrencia, intensidad y distribución de las lluvias regulan los procesos ecológicos y edáficos. La alternancia entre eventos húmedos breves y períodos secos prolongados restringe la recarga hídrica, limitando la actividad biológica sostenida y condicionando procesos clave como la descomposición de residuos, la formación y estabilización de agregados y el ciclado de nutrientes. Desde el punto de vista fisiográfico, la región comprende dos grandes unidades: i) la planicie con tosca, donde la presencia frecuente de un manto calcáreo a profundidad variable reduce la profundidad efectiva del suelo y limita la capacidad de almacenamiento de agua; y ii) la planicie medanosa, caracterizada por suelos arenosos profundos, muy permeables, de baja fertilidad y escasa retención hídrica, altamente susceptibles a la erosión eólica. En la región, predominan los Haplustoles énticos y típicos, Paleustoles petrocálcicos con presencia de tosca dentro del metro de profundidad y Entisoles en los ambientes más arenosos. En conjunto, estos suelos presentan medios a bajos contenidos de carbono orgánico, estabilidad estructural moderada a débil y elevada sensibilidad a disturbios físicos y biológicos, lo que se traduce en una resiliencia funcional reducida. Esta inherente vulnerabilidad se ha hecho evidente con el avance de la frontera agropecuaria que implicó la conversión de los bosques y pastizales nativos a agroecosistemas de secano, lo que alteró sustancialmente la cobertura vegetal, la dinámica de aportes de carbono y la continuidad espacial y temporal de las raíces en el suelo. En este contexto, el funcionamiento del suelo está determinado por la interacción entre la dinámica del agua, la estabilidad estructural y la actividad biológica. La cantidad, diversidad y continuidad temporal de raíces vivas modulan de forma directa la composición, abundancia y funcionalidad del microbioma edáfico. A través de exudados y asociaciones simbióticas, las raíces generan una rizosfera altamente activa que incrementa la actividad enzimática, el ciclado de los nutrientes y la estabilización del carbono. La clave del sistema no reside en la diversidad taxonómica microbiana *per se*, sino en la persistencia de comunidades microbianas funcionalmente activas frente a los pulsos de humedad y disponibilidad de carbono. Así, las relaciones tróficas y sinérgicas que se establecen entre raíces y el microbioma son las que impulsan y regulan los procesos edáficos, emergiendo como el punto de mayor sensibilidad y, a la vez, de mayor potencial para mejorar la resiliencia del suelo. Por lo tanto, en la RSC, la diversificación de los sistemas de producción, orientados a garantizar un aporte balanceado en cantidad, calidad y continuidad de raíces vivas, se consolida como la estrategia fundamental para sostener la biodiversidad funcional del suelo y, en consecuencia, la productividad y estabilidad de los agroecosistemas en este ambiente cuya principal limitante es el agua.

PALABRAS CLAVE: Raíces, Microbioma, Rotaciones.

LA CONTRIBUCIÓN DE LA FOTODEGRADACIÓN A LA DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA EN LA REGIÓN PAMPEANA

Vivanco, L.[1, 2*], Cabrera, F.[1, 3], Simoes, F.[1, 2], Araujo, P. I.[4], Lichy, M.[1]

[1] CONICET – UBA. Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA). Bs. As., Argentina; [2] UBA. Facultad de Agronomía. Departamento de Recursos Naturales y Ambiente. Cátedra de Ecología. Bs. As., Argentina; [3] UBA. Facultad de Agronomía. Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. Bs. As., Argentina; [4] CONICET -- Grupo de Gestión Ambiental, Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. *vivanco@agro.uba.ar

RESUMEN: La fotodegradación y su interacción con la biota del suelo en la descomposición de residuos de cosecha es poco conocida en agroecosistemas. Si bien su importancia ha sido demostrada en ecosistemas áridos y existe evidencia creciente de su relevancia en otros ecosistemas, estos procesos no han sido evaluados en cultivos agrícolas. Dada la necesidad de comprender en cómo conservar carbono (C) en los ecosistemas productivos, resulta clave identificar controles de la descomposición que determinan si el C fijado por las plantas es liberado a la atmósfera o incorporado al suelo. En este trabajo evaluamos el papel de la radiación solar en la descomposición de residuos de soja y maíz en la región pampeana. Mediante experimentos de campo y laboratorio, analizamos: (i) el efecto de la fotodegradación y la descomposición biótica de cultivos muertos en pie, al final del verano, en pre-cosecha; (ii) el legado de la fotodegradación sobre la descomposición de los residuos de cosecha depositados en la superficie del suelo, mediada por microorganismos y fauna edáfica durante el barbecho invernal; y (iii) los rasgos funcionales de hongos descomponedores, para identificar posibles estrategias ecológicas y analizar cómo la fotodegradación de los residuos afecta la expresión de dichos rasgos. Los resultados indican que la descomposición fue dos veces más rápida en pre-cosecha que durante el barbecho. Durante la pre-cosecha, la fotodegradación explicó alrededor del 20 % de la descomposición de los cultivos muertos en pie, mientras que la descomposición biótica explicó cerca del 40 %, con efectos aditivos entre ambos procesos. Durante el barbecho, la fotodegradación ocurrida en pre-cosecha no tuvo un legado detectable sobre la descomposición mediada por microorganismos. En cambio, sí tuvo un efecto legado sobre la fauna del suelo en la descomposición de residuos de maíz, duplicando la tasa de descomposición. En los residuos de soja, la fauna del suelo cuadruplicó la tasa de descomposición independientemente de la fotodegradación previa. Los hongos descomponedores mostraron fuertes compromisos entre rasgos funcionales que permitieron identificar dos estrategias ecológicas contrastantes: hongos “minadores”, de crecimiento lento, micelio denso y alta concentración de melanina, y hongos “exploradores”, de crecimiento rápido, alta producción de esporas, micelio poco denso y baja pigmentación. La fotodegradación afectó la expresión de todos los rasgos evaluados, excepto la producción de esporas. En general, la fotodegradación favoreció a los hongos minadores, profundizando la expresión de los rasgos asociados a esta estrategia, mientras que los hongos exploradores no modificaron su estrategia. En conjunto, nuestros resultados destacan que la radiación solar desempeña un rol clave y subestimado en la descomposición de residuos de cultivos antes de la cosecha y condiciona los procesos biológicos posteriores, con implicancias relevantes para la dinámica del C en ecosistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Fotodegradación, Descomposición de residuos, Ciclo de Carbono.

EMISIONES DE GEI DESDE EL SUELO: HERRAMIENTAS PARA SU DETERMINACIÓN EN SISTEMAS AGROPECUARIOS NACIONALES

EMISIONES DE GEI DESDE EL SUELO: HERRAMIENTAS PARA SU DETERMINACIÓN EN SISTEMAS AGROPECUARIOS NACIONALES

Banegas, N.[1*], Gregorutti, V. C.[2], Cosentino, V. R. N.[3, 7], Lewczuk, N. A.[4], Alvarez, C.[5], Enriquez, A. S.[6, 7*]

[1] IIACS CIAP INTA; [2] INTA EEA Paraná, Entre Ríos; [3] Instituto de Suelos (INTA), Buenos Aires; [4] IPADS (INTA-CONICET), Balcarce, Buenos Aires; [5] INTA EEA Manfredi, Córdoba; [6] IFAB (INTA-CONICET); [7] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). *Chañar Pozo S/N. Santa Rosa de Leales, Tucumán, banegas.natalia@inta.gob.ar; *Modesta Victoria 4450, San Carlos de Bariloche, Río Negro, enriquez.andrea@inta.gob.ar.

RESUMEN: La medición directa de gases de efecto invernadero (GEI) en condiciones reales de campo es fundamental para estimar con precisión la contribución de los sistemas agropecuarios argentinos a los inventarios nacionales. Sin embargo, la gran diversidad de climas, suelos y prácticas de manejo de nuestro país genera emisiones de GEI altamente variables, difíciles de evaluar mediante factores de emisión genéricos, como los propuestos por el IPCC. Frente a este desafío, distintos grupos de investigación avanzaron en la armonización de criterios para garantizar la comparabilidad de los datos generados. En este contexto, un equipo interdisciplinario de investigadores desarrolló recientemente una guía consensuada para la medición de GEI desde el suelo mediante cámaras estáticas manuales. Esta guía - que será presentada como marco conceptual del simposio - unifica criterios para el diseño experimental, la instalación y operación de cámaras, la toma y manejo de muestras, y el procesamiento de los datos, ofreciendo una base metodológica común para todo el país. El simposio articulará la presentación de esta guía con casos de estudio liderados por investigadoras de distintas regiones de Argentina, quienes mostrarán experiencias concretas de medición de GEI en una amplia gama de sistemas productivos: cultivos extensivos de la región pampeana, humedales patagónicos, sistemas pecuarios con manejo de excretas, ambientes forestales y arbustales, y sistemas mixtos. Cada disertante abordará los desafíos técnicos y logísticos enfrentados, la dinámica de las emisiones de GEI observadas, la influencia de las condiciones microambientales y las prácticas de manejo, y los aprendizajes generados en el proceso. En conjunto, estas experiencias permiten visualizar la amplitud y complejidad de situaciones que enfrenta la medición de GEI en nuestro país, así como los avances concretos hacia la construcción de factores de emisión nacionales basados en datos empíricos locales. Al integrar trabajos desarrollados en contextos diversos bajo un marco metodológico común, el simposio busca fortalecer la generación de información robusta, comparable y relevante para orientar prácticas y políticas de mitigación adaptadas a los sistemas agropecuarios argentinos.

PALABRAS CLAVE: Gases de efecto invernadero, Factores de emisión, Inventario nacional.

NUEVAS TECNOLOGÍAS APLICADAS AL ESTUDIO DE LOS SUELOS A DIFERENTES ESCALAS

LOS RADIONUCLEIDOS COMO POTENTE HERRAMIENTA PARA EL ESTUDIO DE LOS SUELOS

Evrard, O.[1*]

[1] Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE; CEA, CNRS, UVSQ), Universidad París-Saclay, Francia. * olivier.evrard@lsce.ipsl.fr

RESUMEN: Algunos radionucleidos, ya sean naturales o artificiales, tienen la propiedad de adsorberse rápidamente a las partículas finas del suelo y seguirlas en su recorrido por el paisaje si se erosionan o se depositan. Entre ellos se encuentran el berilio-7 (Be-7) y el plomo-210 (Pb-210), que son naturales, caen continuamente con la lluvia y se diferencian por su vida media muy diferente (54 días para el Be-7 y 22 años para el Pb-210). Entre los isótopos artificiales emitidos por las pruebas nucleares atmosféricas de los años 50 a los 70, podemos citar el cesio-137, el americio-241 y los isótopos del plutonio (en particular, el Pu-239 y el Pu-240), cuya vida media es superior a 30 años y que siguen siendo ampliamente detectables hoy en día. Esta presentación mostrará cómo se pueden utilizar estas herramientas en el ámbito de las ciencias del suelo. Los radionucleidos permiten calcular las tasas de redistribución del suelo a lo largo de las laderas agrícolas desde el período de las pruebas nucleares. De este modo, constituyen una forma de paliar la ausencia de un monitoramiento continuo en el campo durante varias décadas. También permiten construir un modelo de edad que permite datar los archivos sedimentarios extraídos de las llanuras aluviales y los lagos, y así reconstruir los procesos que han tenido lugar en la región de interés en el Antropoceno. También se pueden utilizar como trazadores en el marco de abordajes de trazado de sedimentos o «sediment fingerprinting», que permiten cuantificar la contribución relativa de las fuentes de erosión a través de los paisajes (¿los sedimentos proceden de zonas cultivadas, barrancos, riberas de ríos, etc.?). Por último, también se presentarán otros usos aún más específicos en el ámbito de las ciencias del suelo, como el que consiste en utilizar radionucleidos para mejorar nuestra comprensión del proceso de lixiviación de las arcillas a través de los perfiles del suelo.

PALABRAS CLAVE: Erosión, Sediment fingerprinting, Datación.

OBSERVACIÓN TERRESTRE, ML E IA: NUEVAS CAPACIDADES PARA LA CIENCIA DEL SUELO

Mancini, A.[1*]

[1] INVAP S.A.U., San Carlos de Bariloche, Río Negro. * amancini@invap.com.ar

RESUMEN: La creciente disponibilidad de datos satelitales de alta resolución, combinada con el avance de técnicas de aprendizaje automático (ML) e inteligencia artificial (IA), abre un nuevo horizonte para el monitoreo, análisis y gestión de los recursos del suelo a escala regional y nacional. En este trabajo se presenta una perspectiva sobre cómo estas tecnologías, desarrolladas y aplicadas desde INVAP, pueden complementar y potenciar las capacidades tradicionales de la ciencia del suelo. Argentina cuenta con una constelación de satélites de observación terrestre de desarrollo nacional, entre ellos SAOCOM (con capacidad de observación en banda L, apta para penetrar cobertura vegetal y estimar humedad del suelo) y pronto contará con SABIA-Mar, orientado al monitoreo de recursos hídricos y costeros. Estas plataformas, junto con misiones internacionales de acceso abierto, generan flujos continuos de información geoespacial que, procesados mediante algoritmos de ML e IA, permiten derivar variables de interés para la ciencia del suelo con una cobertura espacio-temporal imposible de alcanzar solo con relevamientos *in situ*. Dos casos de uso ilustran el potencial de este enfoque. El primero, desarrollado en colaboración con el Servicio Provincial de Lucha Integral contra el Fuego (SPLIF) de Bariloche, es un sistema de monitoreo de áreas afectadas por incendios que integra imágenes de los satélites Landsat, Sentinel-2 y el producto armonizado HLS (Harmonized Landsat and Sentinel-2). Mediante algoritmos de clasificación automática, el sistema delimita la extensión e intensidad de las quemas, información crítica para evaluar el impacto sobre el suelo, planificar la recuperación de la cobertura vegetal y orientar acciones de restauración. Esta herramienta adquiere especial relevancia en la región patagónica, donde los incendios representan una de las principales amenazas para la integridad del suelo y los servicios ecosistémicos asociados. El segundo caso es un sistema de soporte para la fiscalización de explotaciones mineras que integra imágenes satelitales multitemporales con información del catastro minero y registros administrativos. El sistema permite verificar si una explotación opera dentro de los límites concesionados, controlar la vigencia de las declaraciones juradas correspondientes y registrar actas de fiscalización en forma digital. De este modo, los organismos reguladores acceden a información objetiva y actualizada, reduciendo los tiempos de respuesta y ampliando la cobertura territorial de las inspecciones sin necesidad de desplazamiento físico inmediato. Más allá de estos ejemplos, la convergencia entre observación satelital, ML e IA habilita líneas de trabajo de alto impacto para la ciencia del suelo: estimación de carbono orgánico, detección temprana de procesos de degradación, monitoreo de erosión y seguimiento de prácticas de uso de la tierra. El desafío no es solo tecnológico sino también institucional: construir puentes entre quienes generan datos y herramientas, y quienes poseen el conocimiento del dominio para interpretarlos con criterio científico. INVAP se posiciona en ese espacio de articulación, con vocación de colaborar con la comunidad académica y los organismos del Estado en soluciones concretas para la gestión sostenible del suelo argentino.

PALABRAS CLAVE: Observación satelital, Inteligencia artificial, Aprendizaje automático.

USO DE ESPECTROSCOPIA VISIBLE E INFRARROJO CERCANO PARA ESTIMAR PROPIEDADES DE SUELO

Ortiz, D. A.[1, 2*], Kloster, N.[1, 3], De Dios Herrero, J.[1, 3], Beroisa, C.[1]

[1] Estación Experimental "Ing. Agr. Guillermo Covas" Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Ruta Nac. Nº5 km 580, Anguil, La Pampa; [2] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales - Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); [3] Facultad de Agronomía - Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); * ortiz.daniela@inta.gob.ar

RESUMEN: La espectroscopia en la región visible e infrarrojo cercano (Vis-NIRS) constituye una herramienta analítica rápida y no destructiva que permite estimar múltiples propiedades del suelo a partir de la interacción de la radiación electromagnética con sus constituyentes. En esta región espectral, componentes como la materia orgánica, los minerales de arcilla, los óxidos de hierro y los carbonatos generan señales de absorción características. Debido a que estos constituyentes se encuentran asociados a otras propiedades fisico-químicas del suelo, la tecnología Vis-NIRS presenta un importante potencial para la estimación indirecta de parámetros de interés agronómico como carbono orgánico, nitrógeno total, pH, textura y capacidad de intercambio catiónico (CIC). En el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) diferentes laboratorios nucleados en la Red de Laboratorios de Suelo, Agua y Vegetales (RILSAV) se encuentran evaluando la aplicabilidad de esta tecnología para el análisis de suelos y el desarrollo de calibraciones espectrales. Los antecedentes generados en distintas estaciones experimentales del país han mostrado resultados promisorios y han impulsado instancias de intercambio técnico orientadas a discutir metodologías de trabajo, estrategias de calibración y posibilidades de integración de bases de datos espectrales. En este marco, durante el último año se realizaron instancias de intercambio técnico entre laboratorios de la RILSAV interesados en la aplicación de esta tecnología. Estas acciones se orientan al desarrollo de calibraciones robustas y a la construcción progresiva de librerías espectrales institucionales que permitan ampliar el uso de la tecnología a diferentes escalas de aplicación. En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue presentar avances en la aplicación de la espectroscopia Vis-NIRS para la estimación de propiedades fisico-químicas de suelos y discutir su potencial como herramienta complementaria a los métodos analíticos tradicionales. Las mediciones espectrales se realizaron principalmente utilizando un espectrómetro Vis-NIR modelo DS2500 (FOSS), en el rango de 400 a 2500 nm, con mediciones realizadas por triplicado. A partir de la información espectral y de los datos analíticos de referencia se desarrollaron modelos de calibración para la estimación de distintas propiedades del suelo. Los resultados muestran una buena capacidad de estimación, especialmente en parámetros vinculados a la materia orgánica y arcillas, incluyendo la CIC como parámetro secundario con respuesta en la región Vis-NIR. Estos avances evidencian que la tecnología es una alternativa promisoria para el monitoreo de suelos a gran escala y el desarrollo de análisis de rutina. Finalmente, se destaca la importancia de fortalecer el trabajo colaborativo para consolidar librerías espectrales institucionales y generar calibraciones robustas que amplíen el uso de la tecnología a diferentes escalas.

PALABRAS CLAVE: Espectroscopia NIR, Análisis de suelos, Calibración espectral.

APRENDIZAJE AUTOMÁTICO APLICADO AL ESTUDIO Y MONITOREO DE LOS RECURSOS NATURALES

Saucedo, G. I.[1*]

[1] Estación de Experimental Agropecuaria Corrientes – INTA. * Ruta Nacional N° 12, km 1008, (3416). El Sombrero, Prov. de Corrientes, saucedo.griselda@inta.gob.ar

RESUMEN: Los ecosistemas enfrentan presiones crecientes asociadas a disturbios antrópicos y naturales, que generan transformaciones rápidas y complejas en los paisajes. Este escenario incrementa la necesidad de herramientas robustas que permitan mejorar el monitoreo ambiental y la comprensión de la dinámica de los recursos naturales. En las últimas décadas, el rápido aumento en el volumen, la diversidad y la resolución de los datos de teledetección ha dado lugar al denominado Big Data de la observación de la Tierra, caracterizado por flujos masivos de información geoespacial provenientes de múltiples sensores y plataformas. Este crecimiento ha impulsado el desarrollo de infraestructuras de procesamiento basadas en computación en la nube, que facilitan el almacenamiento, la gestión y el análisis eficiente de grandes volúmenes de datos. En este contexto, el aprendizaje automático (Machine Learning) ha emergido como una herramienta clave para el análisis de datos geoespaciales, ya que permite modelar relaciones complejas y extraer patrones significativos a partir de conjuntos de datos extensos y heterogéneos. El objetivo de esta disertación es analizar el potencial del aprendizaje automático aplicado a datos de teledetección para el estudio y monitoreo de los recursos naturales. En este marco, se revisan distintos enfoques y algoritmos ampliamente utilizados en el análisis de datos geoespaciales, incluyendo métodos de clasificación y regresión, así como estrategias de modelado orientadas al análisis de patrones espaciales y temporales en ecosistemas naturales. Asimismo, se presentan ejemplos de aplicación en el monitoreo de la superficie cubierta con agua, el análisis de la dinámica de la vegetación posterior a incendios, la detección de áreas quemadas y la estimación de variables biofísicas relevantes para la evaluación de los ecosistemas. Estas aplicaciones ilustran cómo el aprendizaje automático permite transformar grandes volúmenes de datos provenientes de plataformas de observación de la Tierra en información útil para la investigación científica y la gestión territorial. Finalmente, se discuten algunos de los principales desafíos asociados a la implementación de esta metodología, entre ellos la disponibilidad y representatividad de los datos de entrenamiento, la interpretabilidad de los modelos y la transferencia de los resultados entre regiones o contextos ambientales diferentes. En este sentido, el aprendizaje automático se presenta como una herramienta estratégica para fortalecer las capacidades de monitoreo ambiental en un contexto de cambio global.

PALABRAS CLAVE: Aprendizaje automático, Recursos naturales, Teledetección.

SUELOS VOLCÁNICOS

CARACTERIZACIÓN Y CRONOLOGÍA DE TEFRAS

Daga, R.[1, 2*]

[1] Laboratorio de Análisis por Activación Neutrónica, Centro Atómico Bariloche, Comisión Nacional de Energía Atómica, Av. Bustillo Km 9.5, 8400 San Carlos de Bariloche, Argentina; [2] Centro Científico Tecnológico CONICET Patagonia Norte, San Carlos de Bariloche, Argentina.
[*] rominadaga@cnea.gob.ar

RESUMEN: Los materiales explosivos emitidos por los volcanes pueden ser transportados a grandes distancias y depositarse sobre todo tipo de ambientes, terrestres, lacustres, oceánicos, glaciares, dejando niveles claramente identificables. Estos materiales piroclásticos, o tefras, pueden tener composiciones muy variadas, producto de los complejos procesos que dan origen al magma y lo transforman a lo largo de su recorrido hasta la superficie. La caracterización de los componentes de un nivel de tefra identificado en cualquier tipo de ambiente permite, potencialmente, correlacionarlo con su volcán de procedencia y conocer el momento de erupción. Dicha caracterización incluye desde rasgos identificables en campo, hasta estudios sedimentológicos, morfológicos, mineralógicos y geoquímicos de detalle. En ambientes superficiales de zonas distales a los volcanes, los depósitos de tefra que se identifican claramente son aquéllos correspondientes a grandes erupciones, las cuales dispersan importantes volúmenes de material. Estos depósitos, frecuentemente observados en zonas cordilleranas, redefinen el desarrollo de los suelos, como los depósitos del Complejo Volcánico Puyehue-Cordón Caulle ocurridos durante los últimos siglos/milenios. Los depósitos de erupciones de menor intensidad, sin embargo, se incorporan/mezclan a los materiales superficiales, generando depósitos y efectos muy variables en cortas distancias. Por otra parte, el registro de tefras en ambientes lacustres puede ser muy diferente. En estudios tefrocronológicos realizados en secuencias lacustres de Patagonia Norte se han identificado niveles volcánicos no observados en superficie, y correspondientes a erupciones volcánicas no registradas históricamente. Esto brindó evidencias de una frecuencia eruptiva de la Zona Volcánica Sur más elevada a la considerada según los registros históricos y geológicos conocidos. De este modo, en cercanías de zonas volcánicas activas, la caída de material piroclástico es un proceso principal en la formación del paisaje, y la génesis de dichos materiales resulta un factor fundamental en el desarrollo de los suelos.

PALABRAS CLAVE: Tefras, Zona Volcánica Sur, Erupciones.

PARTICULARIDADES DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE ANDOSOLES DEL CENTRO-SUR DE CHILE

Dörner, J.[1, 2*], Zúñiga, F.[2, 3], Dec, D.[1, 2], Valle, S.[1, 2], Ivelic-Sáez, J.[4, 5], Clunes, J.[1, 2], Horn, R.[6]

[1] Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias y Alimentarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia; [2] Centro de Investigación en Suelos Volcánicos, Universidad Austral de Chile, Valdivia; [3] Instituto de Bosques y Sociedad, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia; [4] Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Kampenaike, Punta Arenas, Chile; [5] Doctorado en Ciencias Agrarias, Escuela de Graduados, Facultad de Ciencias Agrarias y Alimentarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia; [6] Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Christian Albrechts Universität zu Kiel, Germany; * josedorner@uach.cl

RESUMEN: Chile está expuesto permanentemente a la actividad volcánica debido a que es parte de las zonas volcánicas y sísmicas más activas del planeta, el "Cinturón de Fuego del Pacífico". Esto da lugar a erupciones volcánicas, y a la posterior deposición de tefra, responsable de la formación de Andosoles. Estos suelos representan menos del 1% de los recursos edáficos del mundo, pero el 60% del suelo arable en Chile. Los Andosoles presentan propiedades que les permiten sustentar altos niveles de producción silvoagropecuaria en condiciones climáticas favorables, así como un alto potencial de secuestro de carbono. Los Andosoles poseen propiedades morfológicas, físicas y químicas muy peculiares, atribuidas a la composición de su fase mineral de corto ordenamiento compuesta por arcillas no cristalinas, principalmente alófan, imogolita y complejos organometálicos. La composición coloidal define una alta retención de fosfatos y alto contenido de materia orgánica y una elevada reactividad. Además, estos suelos presentan densidades aparentes muy bajas (< 0,90 g cm^{-3}) y un sistema de poros inter- e intra-agregados bien definido, lo que provoca que se comporten como un suelo arenoso cerca de la saturación y que retengan mucha agua (PAU > 20 %) a altos valores de tensión de agua en el suelo. En consecuencia, el transporte de agua en condiciones saturadas y no-saturadas resulta ser muy dinámico lo que es de suma importancia para la producción vegetal (disponibilidad de agua) y la recarga de aguas subterráneas (infiltración). El alto contenido de carbono orgánico de estos suelos (entre 6 % y 25 %) les confiere una gran capacidad de resiliencia, pero, al mismo tiempo, induce una alta repelencia al agua cuando el suelo se seca. El alto contenido de carbono orgánico junto con la composición mineralógica de estos suelos, determina una alta capacidad de contracción, lo que hace que los Andosoles sean particularmente frágiles ante eventos de sequía extrema, que cada vez son más frecuentes. El presente trabajo recopila resultados de diferentes proyectos de investigación conducidos en suelos volcánicos con distintos niveles de desarrollo, coberturas e intensidades de manejo en la zona centro sur de Chile con el fin de resaltar las particularidades de las propiedades físicas de estos suelos, en algunos casos, contrastándolas con suelos de distinto origen. Se pondrá particular atención en la funcionalidad hidráulica (porosidad y flujos) y como esto va cambiando según la dinámica estructural de acuerdo con el manejo, coberturas y ciclos de humectación y secado. Usando mediciones de laboratorio (curva de retención de agua, curva de contracción) y de campo (contenido volumétrico de agua, potencial mátrico) se presentan antecedentes y se discute en torno al riesgo de contracción de los suelos volcánicos debido a las condiciones que está imponiendo el cambio climático.

PALABRAS CLAVE: Andosoles, Dinámica de la Estructura del Suelo, Poros del Suelo.

EVOLUCIÓN DE DEPÓSITOS RECIENTES DE CENIZA VOLCÁNICA: CONTRASTE ENTRE BOSQUES NATIVOS E INTRODUCIDOS EN PATAGONIA, ARGENTINA

González Comunian, D.[1, 2*], Vivanco, L.[3, 4], Morrás, H.[5, 6], Buduba, C.[1, 7], La Manna, L.[1, 2]

[1] Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ingeniería, Centro de Estudios Ambientales Integrados (CEAI); [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Recursos Naturales, Cátedra de Ecología; [4] CONICET - Universidad de Buenos Aires, Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA); [5] Instituto de Suelos, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Centro de Investigación de Recursos Naturales (INTA-CIRN); [6] Facultad de Ciencias Agrarias y Veterinarias, Universidad del Salvador; [7] Estación Experimental Agroforestal Esquel, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). * Ruta 259 Km 16,4, 9200 Esquel, Chubut, Argentina, dubraskap31@gmail.com

RESUMEN: En los suelos desarrollados a partir de cenizas volcánicas, la gran superficie específica del material vitroclástico, producto de su naturaleza fragmentaria y vesicular, conforma un sistema altamente poroso en el que la solución del suelo permea rápidamente y reacciona con el material. Esta reactividad favorece la evolución de los procesos pedogenéticos en períodos de tiempo relativamente cortos, dando lugar a suelos capaces de acumular grandes cantidades de materia orgánica y de exhibir una amplia variabilidad en su productividad, en función de la intensidad del intemperismo y de la composición coloidal. La evolución de los suelos volcánicos resulta de la interacción entre dos procesos principales: la pedogénesis por acumulación (upbuilding pedogenesis) y los procesos de transformación descendente (top-down processes). En las regiones volcánicas, la frecuencia, el espesor, la granulometría y la mineralogía de los depósitos de tefra determinan si los procesos formadores conducen hacia una pedogénesis por acumulación “desarrollante” o “retardante”. Sin embargo, los procesos iniciales de formación de suelos en depósitos piroclásticos recientes siguen siendo poco comprendidos, especialmente en lo que respecta al rol de la vegetación en el modelado de sus propiedades químicas y físicas. Por esta razón, estudiamos la evolución temprana de ceniza riolítica generada por la erupción del Volcán Chaitén en 2008, depositada en el Oeste de la provincia de Chubut, Argentina. Comparamos dos coberturas forestales contrastantes: bosques nativos de ciprés y plantaciones de pino ponderosa, ubicados en sitios colindantes a lo largo de un transecto Oeste-Este. Quince años después de la erupción, la ceniza depositada en bosques de ciprés presenta concentraciones significativamente más altas de CO, N, Ca, K, Mg, así como mayor biomasa microbiana, en comparación con la ceniza de plantaciones de pino. La composición y morfología de la hojarasca de ciprés influyen fuertemente en la incorporación de materia orgánica a la ceniza volcánica, resultando en un mayor grado de mezcla con el horizonte O. En contraste, en el pino, la incorporación de materia orgánica parece estar influenciada por una mayor actividad de micelio fúngico, lo que conduce al desarrollo de una microestructura migajosa, un menor grado de mezcla con el horizonte O y una mayor incorporación de la ceniza en el horizonte A. En ambos tipos de vegetación, la microestructura del horizonte A se replica en la ceniza reciente: granular en ciprés y migajosa en pino. Nuestro estudio destaca cómo la vegetación moldea el curso de la formación del suelo desde sus etapas más tempranas.

PALABRAS CLAVE: Pedogénesis en ceniza volcánica, Bosque de ciprés, Plantación de pino.

FERROUS WHEEL II: FROM CARBON STABILIZATION TO ABIOTIC NITROGEN SEQUESTRATION IN VOLCANIC SOILS

Matus, F.[1*], Álvarez, E., Godoy, R.[2], Iturriaga-Vásquez, P.[3], Farías-Cea, A.[4, 5], Parada, J.[1], Merino, C.[6], Nájera, F.[1, 6], Mendoza, D.[1], Jofré, I.[6], Knicker, H.[7], Dippold, M. A.[8], Kuzyakov, Y.[9], Schluesselburg, L.[10], Boy, J.[10]

[1] Faculty of Engineering and Sciences, Laboratory of Soil Conservation and Dynamics of Volcanic Soils, Universidad de La Frontera, Temuco, 4780000, Chile; [2] Institute of Environmental and Evolutionary Sciences, Universidad Austral de Chile, Valdivia, 5090000, Chile; [3] Faculty of Engineering and Sciences, Laboratory of Organic Synthesis and Molecular Pharmacology, Universidad de La Frontera, Temuco, 4780000, Chile; [4] Laboratorio de Bioquímica y Farmacología Molecular, Escuela de Ciencias, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Viña del Mar, 2572007, Chile; [5] Escuela de Educación, Facultad de Ciencias Jurídicas, Sociales y de la Educación, Universidad Viña del Mar, Viña del Mar, 2580022, Chile; [6] Laboratory of Geomicrobiology, Faculty of Engineering and Sciences, Department of Chemical Sciences and Natural Resources, Universidad of La Frontera, 4780000, Chile; [7] Institute of Fat, Higher Council for Scientific Research (IG-CSIC), Ctra. de Utrera, Km. 1, Seville, 41013, Spain; [8] Geo-Biosphere Interactions, University of Tübingen, Tübingen, Germany; [9] Soil Science of Temperate Ecosystems, Agricultural Soil Science, University of Göttingen, Büsgenweg 2, Göttingen, 37077, Germany; [10] Institute of Earth System Sciences, Leibniz Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419, Hannover, 30419, Germany. * matus.francisco@ufrontera.cl

ABSTRACT: Understanding nitrogen (N) retention pathways in pristine forest soils is essential for ecosystem carbon (C) stability and nutrient conservation. However, the incorporation of nitrate (NO_3^-) and nitrite (NO_2^-) into organic N in the absence of microbial activity remains poorly understood. Here, we investigate the abiotic incorporation of NO_3^- and NO_2^- into organic N in volcanic soils under sterilized, anoxic conditions, providing evidence that mineral N losses can occur as dissolved organic nitrogen (DON) rather than through nitrate leaching. We tested the hypothesis that NO_3^- is reduced to NO_2^-, which subsequently reacts with soil organic matter via nitration and nitrosation, leading to organic N equestration. This mechanism is central to the Ferrous Wheel Hypothesis (FWH), which proposes that ferrous iron (FeII) reduces NO_3^- to NO_2^- within anaerobic microsites, followed by re-oxidation to ferric iron (FeIII), thereby promoting DON formation. Both NO_3^- and NO_2^- concentrations declined rapidly by 51% and 94%, respectively, while ^{15}N-labeled organic N increased by 20-38% for NO_3^- and 42-44% for NO_2^- within seconds. Incorporation of ^{15}N into organic forms was confirmed using ATR-FTIR spectroscopy and benzene:isopropanol extraction, with the lowest and highest accumulation observed at 5 and 15 mg NO_3^- kg^{-1}, respectively. These results demonstrate that nitrate can be incorporated into organic N predominantly through abiotic pathways, providing strong support for the FWH. Our findings highlight the inherent capacity of volcanic soils in unpolluted old-growth temperate rainforests to sequester N through C stabilization offering new insights into long-term ecosystem resilience and nutrient cycling.

KEYWORDS: Young-volcanic-soils, Nitrogen sequestration, Nitrosation.

MÁS ALLÁ DEL NPS: DIAGNÓSTICO DE B, ZN, K Y CA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS

ZINC EN FOCO: DIAGNÓSTICO EN MAÍZ, TRIGO Y SOJA

Barbieri, P. A.[1, 2*]

[1] IPADS Balcarce; [2] CONICET. * pabloabarbieri@hotnail.com

RESUMEN: El zinc (Zn) es un micronutriente esencial y su deficiencia afecta negativamente procesos fisiológicos claves para el crecimiento de las plantas. En la Región Pampeana, la intensificación de la agricultura y la escasa o nula aplicación de micronutrientes provocó que la disponibilidad de Zn en los suelos haya disminuido (80-86%) respecto de su condición prístina. Sumado a lo anterior, la adopción masiva de la siembra directa trajo aparejada una menor temperatura del suelo respecto de la labranza convencional, lo que afecta la difusión de Zn hacia las raíces de las plantas. Como consecuencia, se ha reportado respuesta en el rendimiento en grano a la fertilización con Zn en cultivos como maíz, trigo y soja para distintos sitios de la Región Pampeana. Si bien las deficiencias de Zn pueden ser revertidas mediante la fertilización con Zn, se debe hacer un manejo racional de la misma al ser un metal pesado y, para ello, es necesario desarrollar adecuados métodos de diagnóstico. El objetivo del trabajo fue evaluar y comparar la capacidad predictiva de métodos de diagnóstico de deficiencia de Zn basados en el análisis de suelo y planta (hoja y grano) de los cultivos de maíz, trigo, y soja. Se realizaron ensayos a campo para evaluar la respuesta de los cultivos de maíz (n=45), trigo (n= 108), cebada (n=11) y soja (n= 28) a la fertilización con Zn en la Región Pampeana. Se incluyeron dos tratamientos: fertilización con Zn y testigo sin fertilizar. En cada ensayo, se tomó muestras de suelo (0 a 20 cm de profundidad) antes de la siembra y se determinó el pH (1:2,5), contenido de MO y Zn-DTPA. En el cultivo de maíz además se evaluaron los extractantes Zn-Melich 3 y Zn-$CaCl_2$ como alternativa al Zn-DTPA. Los sitios experimentales abarcaron un amplio rango de contenidos de pH, MO, y Zn-DTPA, los mismos oscilaron entre 5.3-8.3, 8.0-73.5 g kg^{-1} y 0.07-4.1 mg kg^{-1}, respectivamente. Para todos los experimentos, la MO se correlacionó en forma positiva con el Zn-DTPA (0.28-0.45), mientras que el pH en forma negativa (0.33-0.45). La fertilización con Zn incrementó el rendimiento en grano según el ambiente en los cultivos de maíz, trigo y soja. Se estableció un umbral crítico Zn-DTPA de 0,94; 0,71 y 1,25 mg kg^{-1} para los cultivos de maíz, trigo y soja respectivamente. En el cultivo de maíz, los umbrales críticos de Zn-$CaCl_2$ y Zn-M3 fueron: 0,14 y 1,6 mg kg^{-1}, respectivamente. El porcentaje de sitios correctamente diagnosticados fue 71%, 60% y 49% para Zn-DTPA, Zn-M3 y Zn-$CaCl_2$, respectivamente. Para los cultivos de maíz y soja, la concentración de Zn en hoja (estadios vegetativos y reproductivos) y la concentración de Zn en grano no se asociaron con la respuesta en rendimiento. Los resultados de este estudio muestran que, el Zn puede limitar el rendimiento de los cultivos de maíz, trigo y soja, y que el análisis de suelo es el método de diagnóstico más adecuado para evaluar su disponibilidad, lo cual es importante para un manejo racional de la fertilización.

PALABRAS CLAVE: Umbrales de deficiencia, Suelo, Material vegetal.

BORO EN MAÍZ Y SOJA: DIAGNÓSTICO Y MANEJO

Bustos, A. N.[1], Barbieri, P. A.[2, 3], Eyherabide, M.[2], Wyngaard, N.[2, 3], Alvarez, C.[4], Sainz Rozas, H. R.[2, 3*]

[1] ALLTEC Bio S.A., Chaco, Argentina; [2] Unidad Integrada INTA-FCA, Balcarce, Argentina; [3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina; [4] INTA EEA Manfredi, Córdoba, Argentina. * sainzrozas.hernan@inta.gob.ar

RESUMEN: El boro (B) constituye uno de los micronutrientes más desafiantes para el diagnóstico en sistemas agrícolas extensivos. Su disponibilidad edáfica responde a equilibrios frágiles, altamente sensibles al manejo y a la historia productiva del suelo. El diagnóstico de B resulta particularmente crítico debido a la naturaleza de este nutriente: su bajo requerimiento, alta sensibilidad fisiológica, escasa movilidad en la planta y elevada movilidad en el suelo. Frente a estos desafíos, diferentes grupos de investigación a nivel nacional abordaron, en una primera instancia, la cuantificación regional de los niveles de B en los suelos agrícolas y, posteriormente, el análisis y la definición de métodos de diagnóstico para los principales cultivos. La evidencia indica una disminución progresiva del B extractable, asociada principalmente a balances negativos sostenidos, baja reposición y cambios en la dinámica de la materia orgánica, tal como ocurre con la mayoría de los nutrientes a escala nacional. Las deficiencias de B en soja y maíz rara vez se expresan mediante sintomatología visual temprana detectable a campo; por lo tanto, resulta necesario recurrir a herramientas de diagnóstico como el análisis de suelo, para evaluar la disponibilidad de B y la probabilidad de ocurrencia de deficiencias. Se realizaron estudios de calibración a campo que permitieron avanzar en la definición de umbrales críticos de B extractable con cloruro de calcio (B-$CaCl_2$) y acetato de amonio (B-$AcNH_4$) en suelos Molisoles. En soja, valores de B extractable por debajo de los 0,6-0,8 mg kg^{-1} (dependiendo del método de extracción), incrementan el riesgo de deficiencia y la probabilidad de respuesta a la fertilización con B. En maíz, se identificaron umbrales de B-$CaCl_2$ del mismo orden de magnitud con respectos a soja, lo que sugiere que ambos cultivos comparten un rango de deficiencia edáfica similar. Sin embargo, la convergencia de umbrales no implica respuestas productivas equivalentes. Estos trabajos revelan una elevada proporción de sitios (frecuentemente >50 %) que presentaron valores por debajo de dichos umbrales, aunque solo una fracción de ellos mostró respuesta significativa a la fertilización con B, lo que indica el carácter sitio-específico de la respuesta. Otro eje central de las investigaciones en diagnóstico de B fue evaluar si la respuesta al nutriente puede predecirse mediante modelos que integren variables edáficas adicionales, como textura, pH o contenido de materia orgánica, las cuales influyen sobre la dinámica del B en el suelo. Sin embargo, la integración de estas variables junto con el B-$CaCl_2$ y el B-$AcNH_4$ no mejoraron la capacidad predictiva de la respuesta a B. Por otra parte, en soja se evaluó el análisis de planta como herramienta integradora del sistema, pero no se determinó asociación entre la respuesta a B y los niveles de B en hoja. En términos de diagnóstico, si bien la respuesta productiva final está modulada por las condiciones edafoclimáticas del sitio y la campaña particular, el análisis de suelo, en particular la determinación de B-$AcNH_4$, constituye la base objetiva y más robusta sobre la cual se construyen las decisiones de manejo del B en los sistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Diagnóstico, Predicción, Sitio-específico.

¿ESTÁ EL POTASIO LIMITANDO LA PRODUCTIVIDAD EN LOS SISTEMAS AGRÍCOLAS PAMPEANOS?: EVIDENCIAS Y DIAGNÓSTICO

Carciochi, W. D.[1, 2, 3*], Avila, O.[1], Bonfanti, L.[3], Pautasso, J. M.[4], García F.[1], Orcellet, J. M.[5], Salvagiotti, F.[6], Ferraris, G.[7], Barbagelata, P.[8], Melchiori, R.[9], Monzón, J. P.[3], Pagani, A.[10], Torres Duggan, M.[11], Lamelas, J. L.[11], Grassini, P.[3], Sainz Rozas, H. R.[1, 2]

[1] Fac. de Cs. Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Bs. As., Argentina; [2] IPADS INTA-CONICET Balcarce, Bs. As., Argentina; [3] University of Nebraska-Lincoln, Lincoln, Nebraska, USA; [4] AER INTA Diamante, E. Ríos, Argentina; [5] Asesor privado, E. Ríos, Argentina, [6] Grupo Manejo de Cultivos, Suelos y Agua, EEA Oliveros INTA y CONICET, Sta. Fe, Argentina; [7] EEA INTA Pergamino, Pergamino, Bs. As., Argentina; [8] Facultad de Cs. Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Paraná, Argentina; [9] INTA EEA Paraná, Paraná, Argentina; [10] Clarion Inc, 9 de Julio, Bs. As., Argentina; [11] Tecnoagro, Bs. As., Argentina. * waltercarciochi@hotmail.com

RESUMEN: El potasio (K) es un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas; sin embargo, la fertilización potásica en la Región Pampeana ha recibido históricamente menos atención que la de otros nutrientes como nitrógeno, fósforo y azufre. Esto se debe a los elevados contenidos de K presentes en la mayoría de los suelos. No obstante, la baja reposición del nutriente y su continua extracción como consecuencia de la intensificación agrícola han generado balances negativos de K, conduciendo a disminuciones en su contenido en el suelo y, en algunos casos, a limitaciones en la productividad de los cultivos. El objetivo de este trabajo fue analizar la incidencia y severidad de la limitación de K en los sistemas agrícolas pampeanos y proponer avances en el diagnóstico de la deficiencia de este nutriente. Para ello, se construyó una base de datos con información de los últimos 25 años, incluyendo balances de K, niveles de K intercambiable en el suelo y ensayos de respuesta del rendimiento a la fertilización potásica. Adicionalmente, se comparó la capacidad predictiva de distintos extractantes de K en suelo (acetato de amonio, Mehlich-3 y tetrafenilborato de sodio) y de distintas profundidades de muestreo (0-20, 20-40 y 40-60 cm), así como el uso de la concentración de K en hoja como indicador de la respuesta a la fertilización. Los resultados evidenciaron claras diferencias entre el Oeste (Buenos Aires, Córdoba, Santa Fe y La Pampa) y el Este (Entre Ríos y Corrientes) de la Región Pampeana. En el Oeste, solo el 1,2% de las observaciones presentó niveles de K en suelo extraído con acetato de amonio inferiores a 200 mg kg^{-1}, con un valor medio de 621 mg kg^{-1}, mientras que en el Este este porcentaje ascendió al 53,4%, con un nivel medio de 220 mg kg^{-1}. En todos los casos se observaron balances negativos de K (promedio de −44,3 kg K ha^{-1} $año^{-1}$), principalmente asociados a la remoción del nutriente con la cosecha y a la escasa reposición vía fertilización potásica. Los ensayos de respuesta a K en maíz, soja y trigo mostraron un patrón consistente con los resultados de suelo, con respuestas promedio del 3,9% en el Oeste y del 11,7% en el Este. El extractante tetrafenilborato de sodio presentó una mayor capacidad predictiva de la respuesta a K que el acetato de amonio y Mehlich-3, resaltando la importancia de considerar el K no intercambiable en el diagnóstico del nutriente. El aumento de la profundidad de muestreo no mejoró la capacidad diagnóstica de los indicadores de disponibilidad de K en suelo. Si bien existen niveles críticos internacionales de K en hoja, su validación en ensayos pampeanos no fue posible, mostrando esta herramienta una baja o nula capacidad predictiva. En conjunto, los resultados destacan la necesidad de monitorear periódicamente las deficiencias de K en los cultivos en el este de la Región Pampeana, y de continuar explorando métodos de diagnóstico basados en análisis de planta que complementen las decisiones de fertilización fundamentadas en análisis de suelo.

PALABRAS CLAVE: Deficiencia de K, Análisis de suelo, Análisis de planta.

EL ROL DEL CALCIO EN LA NUTRICIÓN Y CALIDAD DE LA PAPA

Giletto, C. M.[1*], Kloster Erreguerrena, M.[1], Ceroli, P.[1, 2], Carciochi, W.[1, 3], Silva, S. E.[1], Rodriguez, S.[1], Salvagiotti, F.[3, 4], Reussi Calvo, N. I.[1, 3]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Ruta 226 km 73,5, Balcarce, Bs. As. Argentina; [2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - INTA, Ruta 226 km 73.5, Balcarce, Bs. As. Argentina; [3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Mar del Plata, Bs. As. Argentina; [4] Soil, Water and Crop Management Group, EEA Oliveros INTA, Ruta 11 Km 353, 2206, Oliveros, Argentina; * cgiletto@mdp.edu.ar

RESUMEN: La exportación de nutrientes durante la cosecha y la intensificación de los sistemas agrícolas han provocado una disminución de la disponibilidad de calcio (Ca) en los suelos. Esta deficiencia de Ca podría afectar negativamente el rendimiento y la calidad de los tubérculos de papa (*Solanum tuberosum spp tuberosum* L.). Por lo tanto, los objetivos de este estudio fueron evaluar: i) la concentración de Ca en el suelo y en las hojas como métodos de diagnóstico de Ca y ii) el efecto de la fertilización con Ca sobre el rendimiento y la calidad del tubérculo destinados al uso industrial (concentración de materia seca y almidón, resistencia al daño mecánico y análisis sensorial en tubérculos hervidos). Se realizaron ensayos de campo en lotes de producción de papa para la industria (Innovator) en el Sudeste de la provincia de Buenos Aires y se evaluaron tres dosis de Ca (0, 40 y 80 kg ha^{-1}) durante seis años-sitio. En todos los ensayos se utilizó un diseño en bloques completos y aleatorizados con tres repeticiones (cada unidad experimental fue de 34 m²). Se fertilizó con macro y micronutrientes para asegurar que no limitaran el crecimiento del cultivo, excepto el Ca. Se extrajeron muestras de suelo previo a la plantación y de hoja a los 70 días después de la plantación (ddp) y se midió el Ca intercambiable en el suelo (Ca_i) (0-20 cm) y la concentración de Ca en hoja (Ca_h), respectivamente. A la cosecha, se determinaron el rendimiento, los parámetros de calidad y la concentración de Ca en los tubérculos (Ca_t). En promedio, el rendimiento de tubérculos en el tratamiento control sin fertilización fue de 53,8 Mg ha^{-1} y aumentó un 16% con la fertilización con Ca. Además, la fertilización con Ca aumentó la Ca_t y el Ca_h en 14% y 17%, respectivamente. Se establecieron relaciones lineal-plateau entre la respuesta del rendimiento a la fertilización con Ca y el Ca_i o el Ca_h determinado 70 ddp. La respuesta del rendimiento al Ca aumentó en 4,5 Mg ha^{-1} por cada $cmol_c$ kg^{-1} de reducción en el Ca_i por debajo de 11,3 $cmol_c$ kg^{-1}. Mientras que aumentó 1,7 Mg ha^{-1} por cada 0,1 g 100 g^{-1} de reducción en el Ca_h por debajo de 1,05 g 100 g^{-1}. La fertilización con Ca incrementó la materia seca del tubérculo (+5%), el almidón (+13%) y las variables analizadas en el análisis sensorial. Además, estos parámetros se asociaron positivamente con el Ca_t. El índice de daño mecánico disminuyó con el incremento de la dosis de Ca y del Ca_t. Se concluye que el Ca_i y el Ca_h fueron herramientas apropiadas para el diagnóstico del nivel nutricional de Ca en papa, y el aporte de Ca por fertilización aumentó el rendimiento y la calidad de los tubérculos. Las variaciones en los parámetros de calidad se explicaron por el Ca_t.

PALABRAS CLAVE: Rendimiento, Materia seca, almidón, Evaluación sensorial.

SUELOS HÍDRICOS. ¿QUÉ SABEMOS HASTA AHORA?

IDENTIFICACIÓN DE SUELOS HÍDRICOS EN EL NEA MEDIANTE INDICADORES MORFOLÓGICOS

Kurtz, D. B.[1*]

[1] Estación Experimental Corrientes – INTA. * Grupo Recursos Naturales, C.P. 3416, El Sombrero, Corrientes, Argentina, kurtz.ditmar@inta.gob.ar

RESUMEN: La identificación precisa de humedales es desafiante. Recientemente, en Argentina, se han identificado los humedales en base a criterios geomorfológicos, hidrológicos y de vegetación, aplicando modelos probabilísticos. Sin embargo, la validación pedológica in situ mediante indicadores morfológicos ha sido escasamente aplicada. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la concordancia entre la clasificación probabilística y la presencia de suelos hídricos verificada a campo. A partir del mapa de probabilidad de humedales se localizaron 90 sitios donde se realizaron cajas de observación registrando suelos hídricos según la Guía de Indicadores de Campo para Suelos Hídricos (USDA-NRCS). Se identificaron 56 verdaderos positivos y 10 verdaderos negativos, junto con 8 falsos positivos y 16 falsos negativos. La concordancia entre ambas aproximaciones fue del 73%. La mayor proporción de falsos negativos sugiere que la clasificación espacial a veces subestima los humedales activos, posiblemente por fluctuaciones freáticas localizadas o procesos no capturados por la escala del trabajo. Se presenta una evaluación sistemática para aportar a mejorar la delimitación de los humedales. Se detectaron indicadores A (para todo tipo de suelos) y F (para suelos francos y arcillosos), pero no se detectaron indicadores S (para suelos arenosos). Los indicadores A, representan rasgos asociados a condiciones prolongadas o recurrentes de saturación hídrica y reducción del suelo. El A11 (Matriz empobrecida bajo una superficie oscura) indica horizontes superficiales oscuros ricos en materia orgánica sobre matrices empobrecidas en hierro; mientras que A12 (Superficie oscura espesa) refiere acumulación sostenida de materia orgánica en ambientes saturados. El A7 (Suelo mineral franco con alto contenido orgánico) representa horizontes minerales con 5-12% de carbono orgánico, vinculados a humedecimiento frecuente y limitada oxidación, y A2 (epipedón hístico) señala la presencia de horizontes orgánicos muy oscuros y condiciones ácuicas sobre una capa mineral. Por su parte, A4 (Sulfuro de hidrógeno) se evidencia por el olor característico, mientras que A6 (cuerpos orgánicos), es materia orgánica adherida en las puntas de raíces. Entre los indicadores del grupo F, F1 (Mineral - Suelo mineral franco con alto contenido orgánico) corresponde a horizontes minerales con 5-12% de carbono orgánico bajo saturación periódica. Los F6, F6a y F6b (Superficie oscura con concentraciones redox) presentan matriz oscura con concentraciones redox que reflejan la alternancia entre condiciones oxidantes y reductoras. El F7 (Superficie oscura empobrecida) identifica depleciones en matrices grisáceas o de bajo croma generadas por pérdida reductiva de óxidos de hierro, mientras que F8 (Depresiones redoximórficas) refiere a concentraciones redox localizadas en depresiones cerradas, asociadas a variabilidad espacial en la saturación. Finalmente, F13 (Superficie úmbrica) en horizontes superficiales oscuros con alto contenido de carbono orgánico desarrollados bajo regímenes húmedos prolongados. Los indicadores más frecuentemente observados fueron el A11 y el A7, seguidos por F1, F13 y F6. Estos resultados constituyen la primera evaluación sistemática regional de suelos hídricos en Argentina basada en indicadores morfológicos de forma sistemática, con implicancias directas para la cartografía de humedales. Los resultados demuestran que la clasificación probabilística de humedales puede mejorar su precisión si se integra con evidencia pedológica directa.

PALABRAS CLAVE: Gestión, humedales, monitoreo.

DIAGNÓSTICO DE SUELOS HÍDRICOS EN AMBIENTES CONTRASTANTES DE MISIONES

Moretti, L. M.[1*]

[1] INTA Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul; * Ruta Nacional 14, km 836, (3313) Cerro Azul, Prov. de Misiones; moretti.lucas@inta.gob.ar

RESUMEN: Un suelo hídrico es aquel que permanece saturado, inundado o encharcado durante un período suficientemente prolongado como para generar condiciones anaeróbicas en la parte superior del perfil, produciendo rasgos morfológicos diagnósticos. Estos suelos, junto con la vegetación hidrófita y el régimen hidrológico, constituyen los principales criterios para el reconocimiento de humedales. En cartografía de suelos, los rasgos hidromórficos se describen como parte del proceso de clasificación, pero no siempre con el enfoque requerido para determinar la condición de suelo hídrico. En la provincia de Misiones, si bien existen estudios sobre humedales, la mayoría aborda aspectos ecológicos e hidrológicos, sin incluir la identificación específica de suelos hídricos. En este contexto, se presentan resultados preliminares del reconocimiento de estos suelos en tres regiones naturales con marcadas diferencias morfológicas e hidrológicas: 1) un suelo rojo de uso agrícola en una pequeña planicie aluvial del Relieve montañoso fuertemente disectado (El Soberbio); 2) un suelo en una planicie de inundación con vegetación natural, en la región de Valles secundarios con depósitos aluviales (San José); y 3) un suelo somero en posición de loma ("bañado de altura"), de uso ganadero, dentro del Relieve fuertemente ondulado (San Vicente). En cada sitio se registraron indicadores morfológicos según la Guía de Indicadores de Campo para Suelos Hídricos (USDA-NRCS) y se instalaron tubos IRIS para evaluar la remoción de hierro como evidencia de reducción activa. En el sitio 1 se observaron abundantes concreciones de Fe-Mn asociadas a fluctuación freática (30 cm al muestreo). El perfil cumplió el indicador F21 (material parental rojo), aunque los tubos IRIS no alcanzaron el umbral mínimo de reducción establecido para el método. El sitio 2 presentó un horizonte superficial oscuro con 5,6 % de carbono orgánico, registrándose el indicador A7 (capa mucky ≥5 cm). El porcentaje de reducción tampoco alcanzó el mínimo requerido. El sitio 3 mostró contacto lítico a 30 cm, además de masas y revestimientos de Mn en paredes de poros. Cumplió el indicador F6 (superficie oscura redox) y fue el único donde la remoción de hierro superó el 30 %, evidenciando reducción activa. La variabilidad entre sitios revela la complejidad diagnóstica de los suelos hídricos en diferentes regiones naturales de Misiones y subraya la complementariedad entre la identificación basada en indicadores morfológicos y la evaluación de procesos reductores actuales mediante tubos IRIS. Asimismo, resulta necesario ampliar la evidencia de campo y repetir las mediciones en diferentes ventanas hidrológicas para ajustar criterios y fortalecer su interpretación.

PALABRAS CLAVE: Hidromorfismo, Indicadores morfológicos, Misiones.

DEL CONFLICTO SOCIOAMBIENTAL A LA NECESIDAD FUNCIONAL DE RECONOCER SUELOS HÍDRICOS EN ARGENTINA

Navarro, M. F.[1*]

[1] INTA Instituto de Suelos; * De Los Reseros y las Cabañas s/n, B1686, Hurlingham, Prov. de Buenos Aires; navarroderau.maria @inta.gob.ar

RESUMEN: En la última década, la discusión en torno a una Ley de Humedales en Argentina, intensificada por conflictos socioambientales e incendios de gran magnitud, impulsó la necesidad de delimitar estos ecosistemas con criterios técnicos objetivos. En ese contexto, el desarrollo del primer mapa nacional de distribución de humedales, elaborado por el INTA, constituyó un hito relevante. Sin embargo, el proceso evidenció una limitación central: la delimitación basada predominantemente en la presencia de agua superficial y vegetación hidrófita resulta insuficiente en escenarios de alta variabilidad climática, particularmente durante períodos prolongados de sequía. En tales condiciones, el suelo emerge como el único componente relativamente estable del sistema. La saturación periódica genera procesos reductores que dejan huellas morfológicas y químicas persistentes en el perfil, independientemente de la expresión superficial actual del humedal. En este marco, cobra relevancia el concepto de suelo hídrico como categoría funcional y operativa, definida por la ocurrencia recurrente de condiciones de saturación suficientes para inducir procesos anaeróbicos en la parte superior de suelo. Cuando surgió la necesidad de utilizar el suelo como criterio delimitador, la cartografía edafológica disponible - elaborada a escalas heterogéneas y con frecuente presencia de complejos indiferenciados o áreas misceláneas en ambientes de bajos, bañados, mallines y vegas - no resultaba suficiente como herramienta operativa para una delimitación fina. Asimismo, es fundamental destacar que el suelo hídrico no constituye una categoría taxonómica. No todos los suelos con régimen ácuico cumplen necesariamente criterios de condición hídrica, ni la pertenencia a determinados subórdenes o grandes grupos garantiza por sí misma el diagnóstico. Su identificación requiere la aplicación de indicadores específicos que permitan objetivar la presencia de procesos redoximórficos asociados a saturación periódica en el perfil. Reconocer suelos hídricos tiene implicancias que trascienden lo conceptual. Desde el punto de vista normativo, aporta estabilidad técnica a la delimitación de humedales frente a la variabilidad interanual. En el ámbito productivo, permite anticipar restricciones físicas y químicas asociadas a condiciones anaeróbicas, contribuyendo a una planificación más adecuada del uso del suelo. Asimismo, posee relevancia ambiental y climática, dado que estos suelos intervienen en dinámicas de carbono, nitrógeno y otros elementos bajo condiciones reductoras. En un escenario de creciente variabilidad climática caracterizado por mayor frecuencia de eventos extremos, la incorporación formal del concepto de suelo hídrico en la edafología argentina se presenta como un paso necesario para fortalecer la delimitación de humedales con mayor rigor técnico y para avanzar hacia decisiones territoriales mejor fundamentadas. El desafío actual radica en adaptar criterios diagnósticos a las condiciones locales, fortalecer la capacitación técnica e integrar este enfoque en la cartografía y planificación nacional.

PALABRAS CLAVE: Delimitación, Humedales, Suelos hídricos.

EXPERIENCES WITH THE HYDRIC SOIL FIELD INDICATORS USED IN THE UNITED STATES

Vepraskas, M. J.[1*]

[1] North Carolina State University, Department of Soil Science, * Box 7619, Raleigh, NC 27695-7619, USA, michael_vepraskas@ncsu.edu

RESUMEN: In the United States, wetlands are protected by both state and federal laws that prevent them from being drained or filled. In order to protect wetlands, their boundaries must be identified in the field and then drawn on maps. Hydric soils are found in wetlands. Hydric soil field indicators (HSFIs) are soil morphological characteristics (largely soil color patterns) within 30 cm of the surface that are used to identify hydric soils in the field. The HSFIs formed when the soils were saturated and anaerobic in a natural wetland environment. Most HSFIs consist of one or more of the following: organic soil material, redoximorphic features formed by the reduction and translocation of iron oxides, or concentrations of iron sulfides. Individual HSFIs are defined as layers of soil whose thickness, depth, color characteristics, and the abundance and contrast of redoximorphic features have been rigidly specified. Over 40 HSFIs have been identified for use across the U.S. Because of regional variability in temperature, rainfall, or special soil conditions, some HSFIs are restricted to specific soil temperature regimes or portions of the U.S. The HSFIs are considered “proof positive” which means that a soil is assumed to be a hydric soil whenever a HSFI is found. Even if a soil has been drained the soil is still considered to be a hydric soil if it has a HSFI, although the soil may no longer be in a wetland which requires natural periods of saturation and hydrophytic plants. While HSFIs have been defined for virtually all hydric soils in the U.S., the need for additional HSFIs is occasionally found. New HSFIs can be defined using onsite measurements of saturation, anaerobic conditions, and rainfall. The HSFIs have been in use for nearly 30 years and have worked very well in identifying hydric soil boundaries. Examples of common HSFIs will be presented and identification procedures will also be discussed.

KEYWORDS: Wetland soils, Soil saturation, Identification procedures.

III SIMPOSIO ARGENTINO DE SUELOS FORESTALES: ESTRÉS EN EL SUELO FORESTAL POR EVENTOS EXTREMOS

104

IMPACTO DE LA SEQUÍA EN PLANTACIONES FORESTALES DEL DELTA DEL PARANÁ A ESCALA DE PAISAJE Y DE RODAL

Alvarez, J. A.[1*], Gaute, M.[2], Leverone, L.[2], Faustino, L.[1], Fernández Tschieder, E.[1], Bonnín, S.[1], Gyenge, J.[3]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (EEA Delta del Paraná). [2]Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial (SAGyP); [3] IPADS Balcarce INTA CONICET. * CC 14 (CP 2804) Río Paraná de las Palmas y Canal L. Comas, Campana, Buenos Aires. alvarez.javier@inta.gob.ar

RESUMEN: Las plantaciones de Salicáceas en el Delta del Paraná se establecen principalmente en predios protegidos del ingreso diario del río y constan de una red interna de canales para el manejo del agua. En estos sistemas, la disponibilidad hídrica es variable y a su vez, las precipitaciones presentan un promedio anual cercano a los 1000 mm, pero con alta variación intra e interanual. El ciclo de sequías comprendido entre el año 2020 y 2023, especialmente las campañas de crecimiento 2021-2022 y 2022-2023 generaron síntomas de estrés hídrico y salino en plantaciones de sauces y álamos del Delta con impacto en el crecimiento y supervivencia de las mismas. A nivel de lote se registraron síntomas foliares (necrosis marginal, defoliación, clorosis) en el sector central de los rodales mientras que el efecto se atenuaba hacia sus bordes y en cercanía a los canales internos de los predios forestales. Los objetivos de este estudio fueron: a) cuantificar la superficie forestal comprometida a escala regional y el grado de afectación de las mismas luego del ciclo de sequías; b) combinar información de suelos y de dinámica hidrológica que permitan comprender el impacto de la sequía sobre la productividad forestal en distintos sectores del rodal. En relación al análisis regional, se identificaron 13.900 hectáreas con distintos grados de afectación. Para la detección y cuantificación de áreas afectadas se emplearon imágenes satelitales Sentinel-2 procesadas en Google Earth Engine. Se seleccionaron bandas multiespectrales y se calcularon índices como NDVI, NBR, CVI y MSI, ampliamente utilizados para caracterizar recursos forestales y monitorear efectos de eventos climáticos. Se construyeron mosaicos temporales para los períodos marzo 2021 y marzo-octubre 2023, aplicando algoritmos de reducción y remuestreo. Con base en información provista por empresas forestales, se definieron dos niveles de afectación: “Totalmente afectados”, donde más del 90 % de los árboles fueron afectados, y “Parcialmente afectados”, en aquellos con menor porcentaje. Posteriormente, se vinculó la información con bases de datos de la Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial para extraer datos complementarios y generar un mapa con la localización de las plantaciones afectadas que permite orientar la búsqueda de posibles causas y planificar nuevos relevamientos. El análisis a nivel de lotes permitió confirmar que durante los períodos de sequía las áreas de rodal sin influencia de canales (hacia el centro del rodal) presentaban menor disponibilidad de agua, combinada con mayor salinidad y concentración de cloruros en la zona freática, lo que acentúa las condiciones de estrés. Esto se ve reflejado en una mayor pérdida de área foliar, cierre estomático y, en consecuencia, un menor crecimiento forestal. Mientras que el área de rodal influenciada por canales mantuvo el nivel freático a una menor profundidad generando un crecimiento mayor y más estable a lo largo del tiempo. La combinación de estos enfoques a distintas escalas permitió cuantificar el impacto de la sequía y obtener información estratégica para la búsqueda de alternativas de manejo de las forestaciones que permitan sostener la productividad frente a escenarios con mayor variabilidad climática.

PALABRAS CLAVE: Salicáceas, sequía, Sentinel 2.

EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS Y MORTALIDAD EN PLANTACIONES FORESTALES: EL ROL DEL SUELO Y LA TOPOGRAFÍA

Gatica, G.[1, 2*], Gyenge, J.[3, 4], Fernández, M. E.[3, 4]

[1]UE CIGEOBIO, CONICET y Universidad Nacional de San Juan. San Juan, Argentina. [2]Dpto. de Biología, FCEFN, Universidad Nacional de San Juan. San Juan, Argentina. [3]UEDD IPADS Balcarce, INTA CONICET. Grupo de Ecologia Forestal, EEA Balcarce, AER Tandil, Argentina. [4]International Associated Laboratory FORESTIA, INRAE France-INTA Argentina. *mggatica@unsj-cuim.edu.ar

RESUMEN: Eventos compuestos de sequía y altas temperaturas representan una amenaza creciente para la estabilidad y productividad de las plantaciones forestales. En las últimas décadas, las plantaciones de *Pinus spp.* se han expandido en diferentes regiones climáticas y fitogeográficas mediante la utilización de distintas especies del género. A la escala espacial de paisaje dentro de cada región, las interacciones entre topografía, suelos y disponibilidad hídrica determinan su vulnerabilidad frente al cambio climático. Comprender cómo estas propiedades del paisaje estructuran la respuesta de las plantaciones a eventos climáticos extremos (tales como sequía o de sequía combinada con ola de calor) es fundamental para fortalecer la resiliencia climática del sector forestal. En este contexto, presentamos avances de investigación orientados a caracterizar la mortalidad arbórea asociada a un evento compuesto de sequía y ola de calor durante 2021–2022 en la región Mesopotámica de Argentina, la principal zona forestal del país. Como primer paso, desarrollamos un mapeo exhaustivo de la mortalidad del dosel para la provincia de Corrientes, cubriendo la dinámica temporal desde marzo hasta diciembre de 2022. Utilizamos series temporales Sentinel-2 y un enfoque de detección de cambios para cuantificar la progresión de la mortalidad en distintos tipos de paisaje. Estos resultados proveen una base espacial y temporal coherente para interpretar la heterogeneidad observada durante el evento. Sobre esta base, proponemos un enfoque integrador para explorar cómo las características edáficas y topográficas del paisaje contribuyen a explicar esta heterogeneidad. Nuestro marco conceptual considera que la profundidad del suelo, la textura, el almacenamiento hídrico, la presencia de capas restrictivas y la distribución potencial del agua en el terreno actúan de manera conjunta para modular el acceso de las plantaciones al agua durante eventos extremos. Este enfoque permite vincular patrones satelitales de mortalidad con procesos ecohidrológicos clave, ofreciendo una vía para interpretar variaciones espaciales en eventos de mortalidad a diferentes escalas. En esta presentación se describe la metodología de integración de información edáfica detallada, modelos topográficos de alta resolución y la dinámica temporal de mortalidad observada para evaluar el rol combinado de estos factores en la vulnerabilidad de las plantaciones. La evidencia del caso relevado indica que los paisajes con menor capacidad de almacenamiento hídrico presentan mortalidad más temprana y severa, mientras que ambientes con drenaje pobre o con mayor permanencia de agua muestran impactos notablemente menores. Se discute cómo las propiedades que condicionan la profundidad efectiva de los sistemas radicales pueden ayudar a explicar diferencias entre provincias y dentro de ellas. Finalmente, se presenta el potencial de este enfoque para identificar unidades de paisaje con mayor o menor resiliencia hídrica ante eventos climáticos extremos, y cómo esta integración de mapeo satelital, edafología y topografía puede contribuir al diseño de estrategias de manejo forestal y planificación territorial orientadas a la adaptación climática.

PALABRAS CLAVE: Resiliencia climática, paisaje edáfico-topográfico, teledetección.

106

LA VOZ DEL SUELO EN EL PRE- Y POST-INCENDIO

Mataix-Solera, J.[1*], García-Carmona, M.[1], Olivares-Martínez, L. D.[1], Nadal-Fuentes, J. [1], Arcenegui, V.[1], García-Orenes, F.[1]

[1] Grupo de Edafología y Tecnologías del Medio Ambiente,GETECMA. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández. Avda. de la Universidad s/n. Edificio Alcudia, 03202 Elche, Alicante, España. * jorge.mataix@umh.es

RESUMEN: El impacto del fuego sobre el suelo y su recuperación posterior constituye un proceso complejo determinado por la interacción de múltiples factores, entre los que se incluyen la intensidad y severidad del incendio, la topografía, el tipo y estructura de la vegetación, el historial previo de incendios y las condiciones meteorológicas posteriores. Sin embargo, uno de los elementos más determinantes —y a menudo subestimado en los manejos post-incendio y en los proyectos de restauración— es el tipo de suelo y sus características físicas, químicas y biológicas. El suelo actúa no solo como soporte del ecosistema, sino también como un componente esencial en la regulación de los ciclos de nutrientes, del agua y de la regeneración vegetal tras el paso del fuego. Su respuesta ante los incendios depende en gran medida de su composición, estructura, contenido en materia orgánica y actividad biológica, factores que condicionan su resiliencia y capacidad de recuperación. Esta ponencia pone el foco en el papel fundamental del suelo en los ecosistemas afectados por incendios forestales, mostrando resultados de investigaciones desarrolladas en regiones con condiciones ecológicas y climáticas muy diversas. Se presentarán ejemplos procedentes de bosques mediterráneos, zonas de la Patagonia chilena, ecosistemas altoandinos del Perú y suelos del Bosque Chiquitano en Bolivia, que permitirán comparar cómo distintos tipos de suelos y contextos ambientales determinan tanto la magnitud de los impactos del fuego como las trayectorias de recuperación posteriores. A través de estos estudios se analizarán los mecanismos de alteración y regeneración de las propiedades edáficas, el papel de la biota del suelo en la resiliencia de los ecosistemas y las implicaciones de estos procesos para el manejo y la conservación a largo plazo. Asimismo, se abordarán diferentes estrategias de manejo post-incendio y sus efectos sobre la estabilidad y funcionalidad del suelo. Un aspecto especialmente relevante será la evaluación del papel de las biocostras en los primeros años tras el fuego, dada su importancia en la estabilización del suelo, la reducción de la erosión, la retención de nutrientes, etc. En conjunto, la conferencia busca subrayar la necesidad de integrar el conocimiento edáfico como componente central en la planificación y ejecución de acciones de restauración post-incendio. Solo mediante una comprensión profunda de las respuestas del suelo y de su capacidad de resiliencia es posible diseñar estrategias de manejo más efectivas, sostenibles y adaptadas a las particularidades de cada ecosistema, favoreciendo así la recuperación integral y duradera de los paisajes afectados por el fuego.

PALABRAS CLAVE: Fuego, repelencia al agua, agregación, biocostras.

BIO-MONITOREO DE LOS CAMBIOS DE USO DEL SUELO Y LAS SEQUÍAS EN DISTINTOS ECOSISTEMAS

Toledo, S.[1*]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Santa Cruz, Río Gallegos, Santa Cruz (Argentina); * toledo.santiago@inta.gob.ar

RESUMEN: Los eventos extremos asociados al cambio climático, particularmente las sequías y los incrementos de temperatura, constituyen uno de los principales factores de estrés en los suelos forestales y pastoriles de la Argentina. A su vez, los cambios de uso del suelo, tales como la conversión de bosques nativos a sistemas silvopastoriles, pastizales, agroforestales y agrícolas modifican la dinámica física, química y biológica del suelo, afectando su capacidad de resiliencia frente a estos disturbios. En este contexto, el bio-monitoreo del suelo es como una herramienta clave para evaluar de manera temprana los impactos de estos procesos sobre el funcionamiento ecosistémico. Esta disertación presenta resultados obtenidos en distintos ecosistemas de la Argentina (trabajos desde Misiones a Tierra del Fuego), incluyendo selvas, bosques, pastizales templados y semiáridos y sistemas bajo diferentes intensidades de uso antrópico, donde se analizaron indicadores biológicos sensibles al estrés ambiental. Se evaluaron variables tales como biomasa
108 microbiana, respiración del suelo, actividad enzimática y comunidades microbianas, integradas con propiedades fisicoquímicas (carbono orgánico, NPK, entre otras). Los resultados evidencian que las sequías generan reducciones significativas en la actividad microbiana y en la eficiencia en el uso del carbono, con respuestas diferenciales según el tipo de ecosistema y su historia de manejo. En sistemas forestales con menor disturbio, la mayor acumulación de carbono del suelo y microbiano amortiguan parcialmente los efectos del déficit hídrico. En contraste, los suelos sometidos a cambios de uso o a mayores niveles de degradación presentan menor resiliencia biológica y mayor vulnerabilidad a la pérdida de funciones ecosistémicas. Asimismo, se demostró que ciertos indicadores biológicos responden de manera más rápida y sensible que las variables químicas tradicionales, posicionándose como herramientas estratégicas para el monitoreo temprano del estrés edáfico. La integración de indicadores microbianos con métricas de cambios permitió identificar “umbrales críticos” de respuesta frente a eventos extremos, aportando información relevante para el diseño de estrategias de manejo adaptativo. En el marco del III Simposio Argentino de Suelos Forestales, esta contribución resalta la importancia de incorporar el bio-monitoreo como componente central en la evaluación del impacto de sequías y cambios de uso del suelo. Comprender las respuestas biológicas del suelo frente al estrés climático no solo mejora la capacidad predictiva sobre la resiliencia de los ecosistemas forestales, sino que también fortalece la toma de decisiones orientadas a la conservación del carbono, la biodiversidad edáfica y la sustentabilidad productiva.

PALABRAS CLAVE: Microbiología del suelo, resiliencia ecosistémica, cambio climático.

AGRICULTURA EN ESCENARIOS DE VARIABILIDAD CLIMÁTICA. APORTES DESDE LA FÍSICA DE SUELOS

EL ROL DEL SUELO COMO ALMACÉN DE AGUA: ESTUDIOS DE CAMPO Y LABORATORIO PARA MEJORAR LA FUNCIÓN HÍDRICA EN SUELOS AGRÍCOLAS

Dörner, J.[1, 2*], Dec, D.[1, 2], Zúñiga, F.[2, 3], Ivelic-Sáez, J.[1, 4, 5], Ordóñez, I.[4], López, I. F.[2, 6]

[1] Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos, Fac. de Cs. Agrarias y Alimentarias, Univ. Austral de Chile, Valdivia; [2] Centro de Investigación en Suelos Volcánicos, Univ. Austral de Chile, Valdivia; [3] Instituto de Bosques y Sociedad, Facultad de Cs. Forestales y Recursos Naturales, Univ. Austral de Chile, Valdivia; [4] Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Kampenaike, Punta Arenas, Chile; [5] Doctorado en Cs. Agrarias, Escuela de Graduados, Fac. de Cs. Agrarias y Alimentarias, Univ. Austral de Chile, Valdivia; [6] School of Agriculture and Environment, Massey University, Palmerston North, 4442, New Zealand.
* josedorner@uach.cl

RESUMEN: Los suelos cumplen múltiples funciones y servicios ecosistémicos. La función de almacenamiento de agua es fundamental para el servicio ecosistémico de provisión de alimentos y de regulación. En ese contexto, el estudio del rol del suelo como almacén de agua, desde la perspectiva de la física de suelos, cobra gran relevancia con el fin de mejorar la función hídrica en suelos de uso agrícola. Se presentan resultados de distintos proyectos de investigación desarrollados en praderas bajo pastoreo en Andosoles e Histosoles bajo secano, riego y con la implementación de sistemas de drenaje con el fin de poner en valor los aportes de la física de suelos para un mejor uso del agua en la agricultura. Los estudios se llevaron a cabo en Udands, Aquands y Hemists distribuidos entre los 39° y 53° LS. Se combinan mediciones de contenido volumétrico de agua medidos con sensores *in situ* con análisis de laboratorio que determinaron la porosidad del suelo considerando su capacidad de contracción en función del secado. Mientras en Udands se analiza el efecto de la conservación de la estructura del suelo a través de la implementación de distintas estrategias de mejoramiento de praderas (labranza vs. no labranza) sobre el uso eficiente del agua considerando sistemas de secano y bajo riego, en Aquands se evalúa la implementación de sistemas de drenaje controlado para conservar el agua en suelos delgados. En Hemists se pone en valor el rol del servicio ecosistémico de provisión de agua para sostener la productividad de las praderas. Las características específicas de los suelos deben ser consideradas para hacer un uso eficiente del agua. En ese sentido, la calibración de sensores, la determinación de la curva de retención de agua ajustada por la contracción que sufre el suelo por el secado resultan muy importantes. Asimismo, la conservación de la estructura permite contar con un sistema poroso continuo que facilita la absorción de agua por las raíces. La aplicación de agua a través del riego aumenta la producción de una pradera (≈18 Ton MS ha^{-1} $año^{-1}$); sin embargo, el monto aplicado se puede reducir si se hace una correcta determinación de la capacidad de almacenamiento de agua y los parámetros de riego se ajustan a la humedad indicada por los sensores de humedad calibrados. Esto permite aplicar una menor lámina de agua y, en consecuencia, induce un menor efecto de compactación por pastoreo debido a la mayor estabilidad mecánica del suelo. La conservación de agua en suelos que se habilitan mediante la implementación de sistemas de drenaje controlado permite una extensión de la producción de una pradera aumentando la producción anual, en especial en verano y otoño. Al mismo tiempo, reduce el riesgo de contracción y subsidencia en comparación con sistemas de drenaje libre que inducen un secado intenso del suelo y una pérdida de su volumen. El estudio de la dinámica del agua en Vegas de la Patagonia permite establecer la estrecha relación entre el contenido de agua del suelo y la evapotranspiración, lo que no ocurre con las precipitaciones. Por lo tanto, el aporte de agua por capilaridad en Vegas de la Patagonia es fundamental para la producción pratense, lo que pone de relieve la importancia de conservar las Vegas y evitar su subsidencia por drenaje.

PALABRAS CLAVE: Agua en la Agricultura, Física de Suelos, Secano-Riego-Drenaje.

ESTRATEGIAS INTEGRADAS, MECÁNICA-BIOLÓGICA, PARA MITIGAR LA COMPACTACIÓN DEL SUELO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS

Fernández, R.[1, 2*], Álvarez, C.[1, 2], Quiroga, A.[1, 2], Noellemeyer, E.[2]

[1] EEA INTA Anguil, RN 5 km 580, Anguil, La Pampa, Argentina; [2] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, RN 35 km 334, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.
[*] fernandez.romina@inta.gob.ar

RESUMEN: La compactación del suelo constituye una de las principales amenazas para la calidad edáfica y la sostenibilidad agrícola. Contar con indicadores que permitan evidenciar la degradación es útil para conocer el estado de salud de los suelos. Los métodos de evaluación visual (EV) constituyen herramientas prácticas que ofrecen información semicuantitativa rápida sobre el estado de la calidad física. Complementariamente, otro indicador ampliamente utilizado en la región semiárida pampeana es el contenido de materia orgánica en función de arcilla+ limo (IMO), el cual guarda estrecha relación con propiedades físico-hídricas y con el rendimiento de los cultivos. Suelos con valores de EV entre 25 a 35 indican problemas principalmente físicos, en estos casos es frecuente que el IMO sea inferior a 5. En aquellas situaciones donde la compactación es profunda (entre 18 a 25 cm) el uso de descompactadores mecánicos se ha difundido como “la práctica a realizar”, no obstante, investigaciones dan cuenta que la regeneración de la macroporosidad fue más efectiva cuando se utilizaron tratamientos que incluían cultivos de cobertura (CC), mientras que el efecto de los tratamientos puramente mecánicos fue de corta duración, a pesar del fuerte efecto inicial en la tasa de infiltración. La biomasa radicular promedio por cultivo en el tratamiento control (sin descompactar y sin CC) fue de 3,45 Mg ha^{-1}, mientras que los promedios para los tratamientos CC y descompactación + CC fueron 7% y 19% mayores, respectivamente. Esto demuestra el alto impacto en el secuestro potencial de carbono que estos tratamientos pueden tener, ya que las raíces son el factor clave para el secuestro y la estabilización del carbono en los suelos. De igual manera, la descompactación + CC y los cultivos de cobertura (sin descompactar) mejoraron la eficiencia del uso del agua de los cultivos de renta en un 60 y un 50 %, respectivamente, en comparación con el control. Se encontraron fuertes relaciones entre la biomasa radicular y el rendimiento del cultivo, y entre la biomasa radicular y la eficiencia en el uso del agua. Estos resultados confirmaron la necesidad de la regeneración biológica de suelos degradados y compactados para desarrollar sistemas de producción resilientes y sostenibles.

PALABRAS CLAVE: Evaluación visual, Descompactación mecánica, Cultivo de cobertura.

FUNCIONES HIDROLÓGICAS DEL SUELO EN ESCENARIOS CLIMÁTICOS ADVERSOS

Polich, N.[1*], Villarreal, R.[1], Lozano, L. A.[1], Palazzolo, M.[2], Bellora, G.[2], Salazar, M. P.[2], Soracco, C. G.[1]

[1] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET; [2] Laboratorio de Física de Suelos (LAFIS), Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.
[*] polichnicolas@gmail.com

RESUMEN: La física de suelos tiene el desafío constante de intentar simplificar y caracterizar un sistema que es vasto, complejo y dinámico. En el contexto climático actual este desafío se acentúa aún más, ya que se manifiestan diferentes escenarios hidrológicos que van oscilando de un extremo a otro (años secos seguidos de años con lluvias excesivas) y el suelo debe cumplir sus funciones hidrológicas de igual manera. Desde un punto de vista productivo, y teniendo siempre como prioridad la conservación del recurso, surge la necesidad de manejar esas funciones eficientemente. Dentro de estas funciones se podrían mencionar la de entrada, redistribución, y almacenaje de agua en el suelo. Es esperable que los escenarios extremos tengan un impacto en dichas funciones, por lo tanto, es necesario ahondar en su estudio. Profundizar implica complejizar aún mas el análisis general y clásico con el que se aborda el estudio; en el caso de la entrada de agua en el suelo, generalmente se estudia el proceso en estado saturado y en una sola dirección, es necesario incorporar todo el rango de saturación y al tratarse de una propiedad vectorial el comportamiento en diferentes direcciones. En el caso de la retención y almacenaje generalmente se estudia la curva de retención hídrica (CRH), pero se caracteriza al suelo como unimodal y se desprecia el fenómeno de histéresis. En suelos estructurados la retención y el movimiento de agua ocurre en un sistema de poros con distribución bimodal con un dominio de la matriz del suelo y un dominio estructural. El fenómeno de histéresis puede ser importante en casos de procesos compuestos en los que el humedecimiento y el secado se producen simultánea o secuencialmente en varias partes del perfil del suelo (por ejemplo, la redistribución). La redistribución del agua después de la infiltración es retardada por el efecto de histéresis, por lo tanto, puede ser favorable para la vegetación ya que más agua es retenida en la zona de las raíces. De la CRH se puede desprender otra propiedad interesante del suelo que es la capacidad específica, esta propiedad refleja la variación del contenido de agua en el suelo causada por el cambio de succión unitaria. Cuanto mayor sea el valor de la capacidad específica de agua del suelo, mejor será la capacidad de suministro de agua del suelo. Con el objetivo de ser eficientes energéticamente, este punto de vista del suelo puede aportar herramientas significativas para la gestión del recurso. La presente ponencia propone evaluar el efecto de la histéresis sobre las funciones hidrológicas del suelo incluyendo en el análisis el efecto de la anisotropía, la histéresis, diferentes tipos de suelo y situaciones de manejo distintas. El análisis incluye ensayos en laboratorio y en situaciones reales a campo a través del uso de sensores.

PALABRAS CLAVE: Histéresis, Curva de retención hídrica, Capacidad específica del suelo.

DE LA OBSERVACIÓN AL MODELO. APORTES DESDE LA FÍSICA DE SUELO PARA COMPRENDER LA COMPLEJIDAD DE UN SISTEMA DINÁMICO

Villarreal, R.[1*], Lozano, L. A.[1], Palazzolo, M.[2], Bellora, G.[1], Salazar, M. P.[1], Polich, N.[1], Soracco, C. G.[1]

[1] Laboratorio de Física de Suelos (LAFIS), Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET.
[*] rafaevillarreal@gmail.com

RESUMEN: El contexto climático actual es hoy en día el mayor desafío ambiental y social a nivel global. La gran variabilidad climática expone a los sistemas productivos a eventos extremos como sequías prolongadas, olas de calor, lluvias torrenciales e inundaciones, que amenazan la productividad y su sustentabilidad. El suelo es un componente fundamental, sino el más importante, del ecosistema terrestre ya que es quien permanentemente interactúa con la atmósfera, regulando los flujos de intercambio de agua, gas y energía. Al mismo tiempo, el suelo es un ecosistema con una enorme diversidad biológica sensible a la variación de los parámetros climáticos. Sin embargo, el rol clave que juega el suelo, en especial su estructura (entendida como el conglomerado de partículas minerales primarias, en arreglos secundarios como agregados o pedones), es por lo general ignorada en los sistemas de producción agrícola y prácticamente no es tenida en cuenta en la toma de decisiones o en el desarrollo de estrategias de mitigación a eventos climáticos extremos. Una de las principales razones es su extrema complejidad, ya que involucra procesos hidrológicos, biológicos y biogeoquímicos, lo que hace que la estructura del suelo sea difícil de conceptualizar y de evaluar cuantitativa y funcionalmente. Al mismo tiempo, la estructura del suelo y sus propiedades hidráulicas relacionadas son altamente variables, tanto en el tiempo como en el espacio. Es así como hasta el día de hoy existe una importante brecha de conocimiento en la descripción del suelo como un sistema multidimensional que tenga en cuenta su heterogeneidad temporal y espacial, integrando la compleja interacción de diferentes procesos y factores externos. La presente ponencia propone evaluar la variación temporal de las propiedades hidráulicas en suelos agrícolas bajo distintos manejos (siembra directa versus labranza convencional; cultivos de cobertura invernales versus barbecho desnudo), abarcando distintas escalas de medición con el objetivo de cuantificar la contribución individual del sistema poroso del suelo en la dinámica hídrica a escala de campo. Se analizarán procesos como flujo preferencial y repelencia al agua y su relación con las propiedades hidráulicas afectadas por distintos sistemas de manejo. Se discutirá sobre la influencia de la dinámica del sistema poroso del suelo y sus propiedades hidráulicas sobre el movimiento de contaminantes de origen agrícola en el perfil del suelo. Por último, se evaluará la inclusión de cultivos de cobertura sobre la dinámica hídrica en distintos escenarios climáticos y la utilidad de modelos de simulación para la predicción de la disponibilidad de agua. La discusión de los resultados obtenidos y de las diferentes experiencias permitirán comenzar a pensar en un manejo cuyo objetivo sea una estructura del suelo eficiente que haga frente a los desafíos de la actual variabilidad climática como lluvias torrenciales y sequías prolongadas, y al mismo tiempo mitigar los efectos del cambio climático.

PALABRAS CLAVE: Física de suelos, Conductividad hidráulica, Cambio climático.

AVANCES EN EL ESTUDIO Y MONITOREO DE LA EROSIÓN

GESTIÓN DEL AGUA Y EROSIÓN HÍDRICA EN LA PATAGONIA NORTE: UNA MIRADA DESDE EL MICROSITIO HASTA LA CUENCA

Aramayo, V.[1*]

[1] INTA EEA Bariloche; * Modesta Victoria 4450, San Carlos de Bariloche, (8400) Rio Negro, Argentina, aramayo.valeria@inta.gob.ar

RESUMEN: En las zonas áridas de la Patagonia Norte, la dinámica del agua y la pérdida de suelo están fuertemente condicionadas por la estructura del paisaje y la intensidad del uso ganadero. Mi investigación doctoral abordó la hidrología y la erosión hídrica desde una perspectiva multiescalar, integrando estudios en micrositios, potreros y cuencas hidrográficas para comprender cómo la configuración de los pastizales naturales participa en la regulación del ciclo hidrológico. Los resultados revelan que la heterogeneidad espacial, caracterizada por mosaicos de parches de vegetación y suelo desnudo, es determinante en la partición de la precipitación. Mientras que los parches sanos actúan como sumideros de agua y sedimentos, el deterioro de la cobertura por pastoreo excesivo incrementa la conectividad hidrológica. Este fenómeno no solo acelera la erosión local, sino que potencia el transporte de sedimentos hacia las redes de drenaje, afectando la funcionalidad de toda la cuenca. El análisis de registros históricos confirma tendencias crecientes vinculadas a la pérdida de servicios ecosistémicos y a la variabilidad climática. Desde la gestión predial se debe contemplar que la salud del pastizal es nuestra mejor herramienta para el manejo del agua. La gestión sostenible debe trascender los alambrados: lo que ocurre en el potrero repercute directamente aguas abajo. Al favorecer la infiltración y aumentar el tiempo de permanencia del agua en las cuencas superiores, no solo optimizamos la productividad forrajera, sino que protegemos la infraestructura y los recursos hídricos para todos los usuarios. Entender estas interconexiones es vital para mitigar la vulnerabilidad de estos ecosistemas frente factores como el clima y eventos extremos, que no podemos controlar, en el contexto de cambio global.

PALABRAS CLAVE: Pastizales áridos, Escala espacial, Ecohidrología.

EROSIÓN EÓLICA EN ARGENTINA: RESULTADOS DE MEDICIONES Y PREDICCIONES

Buschiazzo, D. E.[1*]

[1] Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam).
[*] debuschiazzo@yahoo.com

RESUMEN: Se presentan resultados de la magnitud de la erosión eólica medida a campo y calculada con un modelo predictivo, para distintas regiones de Argentina. Los datos de campo corresponden a mediciones obtenidas con colectores pasivos, instalados en sitios de las provincias de Jujuy, Chaco, San Luis, La Pampa, Rio Negro, Chubut y Santa Cruz. Estas mediciones, realizadas entre fines de la década de 1990 y principios del 2000, se llevaron a cabo en el marco de la *Red de Monitoreo de Erosión Eólica* implementada por el Programa Nacional Suelos de INTA, y han sido las primeras cuantificaciones de campo realizados con metodologías similares y estandarizadas en el País. Las predicciones de la magnitud de la erosión eólica se realizaron con el modelo EWEQ en sistemas de producción típicos de la región semiárida y subhúmeda del centro de Argentina. Las simulaciones se realizaron para distintas rotaciones, en condiciones variables de suelos y clima. Esta información se utilizó posteriormente para calcular el impacto económico de la erosión eólica en base al método del costo de reemplazo (costo del fertilizante necesario para reponer los nutrientes perdidos por erosión). La erosión medida fue más elevada en suelos desarrollados sobre sedimentos eólicos (Chaco, San Luis y La Pampa) que sobre sedimentos terciaros (Jujuy, Rio Negro, Chubut y Santa Cruz), debido a que los primeros poseen mayores susceptibilidades a erosionarse y son sometidos a manejos agrícolas, mientras que los últimos son menos susceptibles y permanecen mayormente protegidos por vegetación natural. En condiciones extremas, un suelo evolucionado sobre arenas eólicas (un Ustipsammente sin cobertura ni rugosidad superficial de La Pampa) sufrió una erosión mayor a 200 t/ha.año, superando en casi 20 veces a la erosión tolerable. En condiciones de uso frecuente, los suelos evolucionados sobre materiales loésicos (Haplustoles, Hapludoles) presentaron erosiones sensiblemente menores, pudiendo alcanzar, sin embargo, valores que pueden duplicar o triplicar a la erosión tolerable, dependiendo del tipo de suelo y el uso, pero, principalmente, de las condiciones climáticas. El cálculo económico arrojó como resultado que el costo de reemplazo puede representar hasta un 40% del margen bruto.

PALABRAS CLAVE: Erosión eólica, Mediciones de campo, Modelo predictivo.

EROSIÓN EÓLICA EN ARGENTINA: DISTRIBUCIÓN ESPACIAL, TECNOLOGÍAS Y LEGISLACIÓN

Colazo, J. C.[1, 2*]

[1] EEA San Luis, INTA; [2] Departamento de Cs. Agropecuarias, UNSL; * colazo.juan@inta.gob.ar

RESUMEN: Aproximadamente el 53% de los suelos argentinos son susceptibles a la erosión eólica. La superficie de suelos degradados varía entre 41 y 107 millones de hectáreas, según las estimaciones y relevamientos más recientes. En general, el riesgo de erosión eólica aumenta de Este a Oeste, a medida que disminuyen las precipitaciones y se incrementa el contenido de arena en el suelo. El mayor riesgo de erosión eólica se registra en la región patagónica, donde las bajas precipitaciones y los suelos de textura gruesa se combinan con altas velocidades del viento. El riesgo de erosión ha sido estimado mediante el escalado del modelo EWEQ (Ecuación de la Erosión Eólica en Español), utilizando datos climáticos y edáficos. Con la mejora en la disponibilidad de información sobre suelos (por ejemplo, SISINTA), la estimación de la erodabilidad potencial se ha perfeccionado; sin embargo, el ajuste de la ecuación de erodabilidad en distintos suelos, la actualización de los registros climáticos y el escalado de los demás parámetros para estimar la erosión actual siguen representando un desafío. En los sistemas agrícolas bajo siembra directa, el uso de cultivos de cobertura invernales y franjas de control constituye las principales tecnologías de manejo. La adopción de cultivos de cobertura ha aumentado significativamente en los últimos quince años. Ensayos realizados luego de cultivos de maní en suelos de Córdoba y San Luis muestran que la eficiencia de control de los cultivos de cobertura varía entre el 10 y el 70%. En cuanto a las franjas de control, su uso actual se limita principalmente a la provincia de La Pampa. En suelos arenosos, se registraron tasas de erosión entre 4 y 16 veces mayores fuera de las franjas que dentro de ellas, luego de un cultivo de maní. En la actualidad, las provincias de La Pampa y San Luis son las únicas que cuentan con legislación activa y operativa relacionada con la erosión eólica. Mediante decretos reglamentarios, el cultivo de maní es regulado a través del uso obligatorio de cultivos de cobertura en San Luis y de franjas de control de maíz en La Pampa. En San Luis, la siembra de cultivos de cobertura antes del arrancado del maní y el monitoreo posterior son obligatorios. Entre 2011 y 2020 se presentaron alrededor de 30 proyectos por año, sobre una superficie media anual de 10.000 ha en toda la provincia. En La Pampa, el distanciamiento entre franjas se determina utilizando el modelo EWEQ. La Ley de Suelos establece que dicho ancho puede variar entre un mínimo de 40 m y un máximo de 100 m, según el tipo de suelo. En ambas provincias existe un consejo consultivo integrado por especialistas en ciencia del suelo, que representa un caso exitoso de adaptación de prácticas de manejo a políticas de conservación.

PALABRAS CLAVE: Erosión eólica, distribución espacial, cultivos de cobertura.

AVANCES EN MODELIZACIÓN AVANZADA PARA CUANTIFICAR EROSIÓN Y ORIGEN DE SEDIMENTOS CON RADERO Y FINGERPRO

Navas, A.[1*], Latorre, B.[1], Gaspar, L.[1]

[1] Grupo de Erosión y Evaluación de Suelo y Agua. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Zaragoza 50059, *anavas@eead.csic.es

RESUMEN: La erosión del suelo constituye uno de los procesos de degradación ambiental más extendidos y con mayores implicaciones para la sostenibilidad de los recursos de suelo y agua. La pérdida de suelo fértil es irreversible a escala humana, especialmente en ambientes semiáridos y subhúmedos pero además produce impactos críticos como la colmatación de embalses y el deterioro de la calidad del agua. Esto subraya la necesidad de herramientas científicas de alta precisión para cuantificar la magnitud de la erosión, comprender la dinámica sedimentaria e identificar las fuentes de los sedimentos movilizados en las cuencas. Las técnicas nucleares e isotópicas se han consolidado como un enfoque robusto para monitorizar, cuantificar e identificar hotspots de erosión, permitiendo evaluar el ciclo completo del suelo a través de la cascada sedimentaria desde las fuentes a los sumideros. En este contexto presentamos dos modelos desarrollados en nuestro grupo EESA-CSIC. El modelo RadEro estima tasas de redistribución del suelo a partir de inventarios de ^{137}Cs tanto en suelos labrados como en no alterados. RadEro integra procesos como el depósito anual de ^{137}Cs, su desintegración radiactiva, pedregosidad, densidad de la fracción fina y el volumen efectivo del radionucleido, además de su difusión vertical. Implementado como paquete de código abierto en R, ha sido validado mediante perfiles seccionados y muestras totales, demostrando alta fiabilidad en la simulación de inventarios experimentales y proporcionando una herramienta sólida para orientar decisiones de manejo de suelos. Para identificar hotspots de erosión y cuantificar aportes de distintas fuentes, FingerPro es un modelo frecuentista diseñado para cuantificar la procedencia de sedimentos utilizando una amplia variedad de trazadores (geoquímica elemental, radiotrazadores, propiedades magnéticas, color y compuestos orgánicos). Basado en ecuaciones lineales de balance de masas, FingerPro explora exhaustivamente todas las combinaciones posibles de contribuciones de fuentes, cuantificando la incertidumbre mediante una rutina Monte Carlo que resuelve repetidamente el modelo de mezcla utilizando muestras aleatorias. El modelo incorpora métricas diagnósticas adicionales, para identificar los trazadores más robustos y encontrar las soluciones físicas más consistentes. Más recientemente, FingerPro integra la metodología Linear Variability Propagation, que permite evaluar y cuantificar sesgos potenciales. Estos métodos son aplicables en cualquier modelo de desmezcla. La complementariedad entre RadEro y FingerPro proporciona un marco metodológico avanzado que permite cuantificar de manera integrada la magnitud, dinámica y origen de la erosión, contribuyendo a una gestión sostenible de los recursos de suelo y agua en agrosistemas especialmente vulnerables.

PALABRAS CLAVE: Pérdida de suelo, Fingerprinting, Dinámica de procesos.

LA EROSIÓN DEL SUELO Y SU INFLUENCIA EN LA DINÁMICA DE LA VEGETACIÓN DE LA ESTEPA MAGALLÁNICA SECA

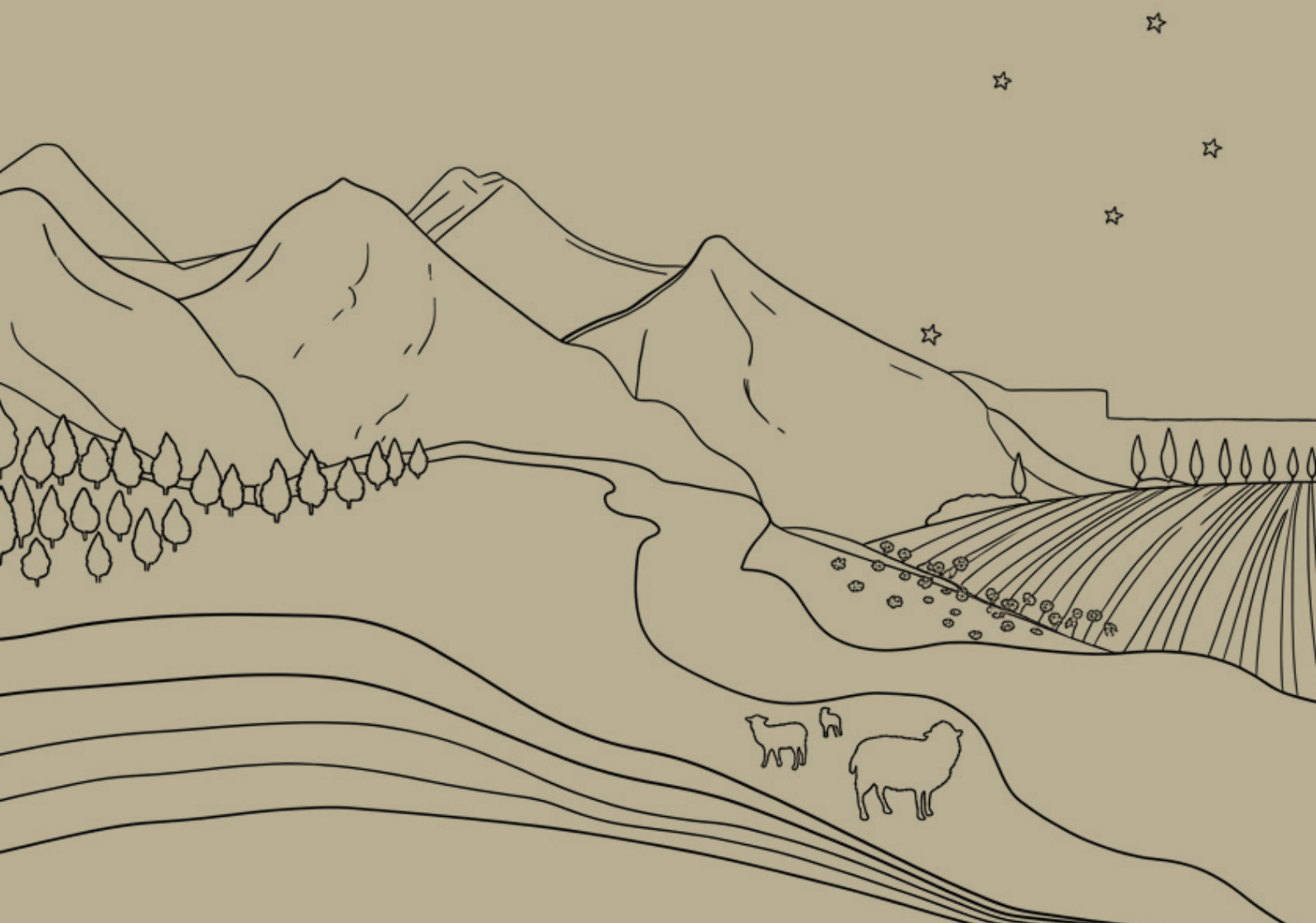
Schenkel, C.[1*]

[1] AER INTA Guatraché; *Sarmiento 188, Guatraché, La Pampa, (6311), rodriguez.laura@inta.gob.ar

RESUMEN: En la Estepa Magallánica Seca, un área ecológica de 1.2 M ha en la Patagonia Austral, la erosión eólica es un proceso geológico natural que probablemente se dinamizó con la introducción de ganado ovino a finales del siglo XIX. El objetivo de esta tesis fue evaluar evidencias a escala de paisaje de antiguos procesos erosivos en suelos y vegetación, medir el transporte eólico de sedimentos de pastizales bajo condiciones naturales y obtener experimentalmente perfiles de viento y captura de sedimentos en parcelas experimentales con distintas historias de manejo. Se analizaron 44 perfiles edáficos y se realizaron mapas de espesor, contenido de arenas totales, carbono orgánico y presencia del horizonte B_t por técnicas de interpolación. Se realizaron 103 censos de vegetación Braun Blanquet que fueron clasificados por análisis de agrupamiento en comunidades vegetales consideradas Estados. Se obtuvieron firmas espectrales y se clasificó una imagen Landsat para obtener un mapa de Estados. Se evaluó la erosión natural a escala de sitio con mástiles colectores estándar Big Spring Number Eight (BSNE) en parcelas de 20x20 m en una antigua área de ensayos de pastoreo. A escala de parcelas se realizaron simulaciones de 15 minutos con un túnel de viento portátil (0,5*2 m). Los resultados incluyen cartografía a escala 1:250.000 de suelos y vegetación de la Estepa Magallánica y un nuevo Modelo de Estados y Transiciones. Muestran que toda el área presenta horizontes A arenosos y ricos en materia orgánica, probablemente originados por deposición eólica y asociados a montículos de *Festuca gracillima*, una gramínea mediana dominante. Estos constituyen un sistema de sumideros a escala de parche capaces de retener el suelo y atrapar partículas que se movilizan. La presión de pastoreo modificaría la estructura y cobertura de la vegetación con efectos perdurables, y esta modificación aumentaría la velocidad del viento en superficie, y reduciría la capacidad de capturar sedimentos por la vegetación. El pastoreo modificaría así a largo plazo la vegetación que a su vez influiría en las tasas de erosión.

PALABRAS CLAVE: Relación suelo-vegetación, Erosión eólica, Pastoreo.

CAPÍTULO 3
MESAS REDONDAS



MERCADOS DE CARBONO: LA CAPITALIZACIÓN DEL SECUESTRO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

Moderador
Taboada, M.
Facultad de Agronomía UBA, Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria

Disertantes
Berhongaray, G., ICiAgro Litoral (UNL-CONICET)
Borrelli, P., Ovis21
Díaz García, O. I., Productor Patagonia Norte, Ing. Jacobacci
Fraguio, M., Carbon GroupAgoclimatic Solutions SRL.

RESUMEN: En los últimos años, el carbono orgánico del suelo (COS) ha trascendido su rol tradicional como indicador de fertilidad para posicionarse como un activo potencial en el marco de la mitigación del cambio climático. En este contexto, los mercados de carbono han emergido como una herramienta que busca valorizar económicamente el secuestro de carbono en sistemas agropecuarios, generando nuevas oportunidades, pero también interrogantes técnicos, metodológicos y productivos. La mesa redonda propone abordar la temática desde una perspectiva integral, analizando el funcionamiento de los mercados de carbono vinculados al suelo y su posible implementación en Argentina. A partir de un enfoque que recorre distintas escalas —desde el contexto internacional hasta la experiencia a campo— se discutirán los principales componentes del sistema: el marco global de los mercados (regulados y voluntarios), los requisitos para la generación de créditos (adicionalidad, permanencia, monitoreo y verificación), y los actores involucrados, incluyendo desarrolladores de proyectos, certificadoras, auditores y productores. Asimismo, se examinarán los desafíos asociados a la implementación de proyectos de carbono en sistemas productivos, particularmente en ambientes extensivos como los pastizales patagónicos. Se pondrá énfasis en las prácticas de manejo que promueven el secuestro de carbono, las dificultades operativas y las condiciones necesarias para su adopción a escala predial. Un componente central de la discusión será la experiencia concreta de productores que participan en estos esquemas, aportando una visión práctica sobre los incentivos, costos, riesgos y cambios en el manejo requeridos. En paralelo, se abordará la base científica que sustenta estos sistemas, incluyendo las metodologías de cuantificación del COS, ya sea mediante mediciones directas o modelos de simulación, así como las incertidumbres asociadas a la estimación de cambios en el carbono del suelo. Finalmente, la mesa buscará generar un espacio de reflexión crítica en torno al potencial real de los créditos de carbono basados en suelos como herramienta de mitigación climática. Se discutirán aspectos clave como la magnitud y permanencia del secuestro de carbono, el riesgo de reversión, la transparencia de los sistemas de certificación y la posible distribución del valor económico generado. En este sentido, se plantea el interrogante sobre si estos mecanismos pueden consolidarse como una oportunidad para el sector agropecuario y limitaciones que podrían restringir su impacto.

PALABRAS CLAVE: Mitigación climática, mercados ambientales, sostenibilidad productiva.

LOS CULTIVOS DE COBERTURA EN DIFERENTES REGIONES Y SISTEMAS PRODUCTIVOS

Moderadores
Alvarez, C., INTA Gral. Pico
Salvagiotti, F., INTA Oliveros-CONICET

Disertantes
Baigorria, T., INTA Marcos Juárez
Barraco, M., INTA Gral. Villegas
Mieres, L., INTA Reconquista
Muguiro, A., INTA Anguil
Sa Pereira, E., INTA Coronel Suarez

RESUMEN: Durante la mesa redonda se abordan los principales aspectos vinculados a la inclusión de cultivos de cobertura (CC) en distintas regiones y sistemas productivos de Argentina. El eje central busca analizar qué objetivos persigue su implementación en cada contexto agroecológico, considerando las particularidades climáticas, edáficas y productivas. En este marco, se discuten los factores que condicionan o limitan la adopción de los CC, tales como la disponibilidad hídrica, la competencia con cultivos comerciales y las restricciones operativas. Asimismo, se analiza su ubicación dentro de las secuencias de cultivo (cultivos antecesores y sucesores) y su impacto sobre variables asociadas a la fertilidad del suelo, incluyendo el carbono orgánico, la dinámica de nutrientes y la estructura edáfica. La mesa, con una duración total de 90 minutos, incluye una presentación inicial a cargo de los moderadores, en la que se introducirá el rol de los cultivos de cobertura a nivel nacional. Posteriormente, se desarrollan exposiciones breves por región y sistema productivo (NOA–NEA, región Pampeana central, Pampeana semiárida, sudeste–sudoeste de Buenos Aires y sistemas hortícolas intensivos), con el objetivo de comparar enfoques y generar una discusión integradora y hacer una prospectiva del uso de cultivos de cobertura.

PALABRAS CLAVE: secuencias de cultivo, limitantes agronómicas, sostenibilidad agrícola.

EXPLORANDO LA "HUELLA DE C" DE UN PRODUCTO PATAGÓNICO: EL CASO DE LA CERVEZA ARTESANAL

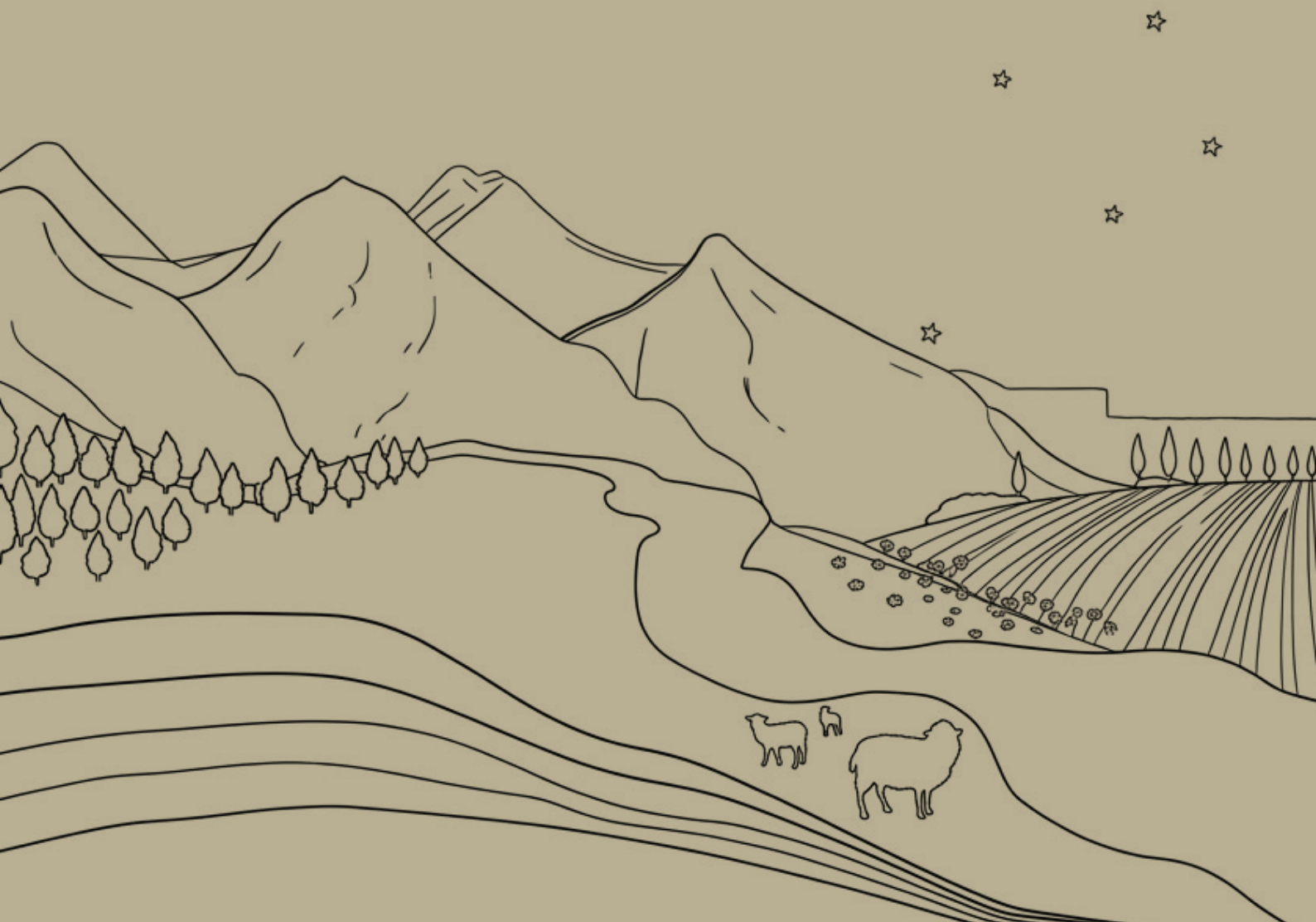
Moderador
Bongiovanni, R., INTA Manfredi, Córdoba; Universidad Católica de Córdoba

Disertantes
Burini, J., Brew Sisters Bariloche, IPATEC-CONICET
Enriquez, A. S., IFAB: INTA-CONICET
Gonzalez Polo, M., INIBIOMA-CONICET-UNCO-UNRN
Leibrecht, K., Lúpulos Patagonia
Riat, M. C., UNRN

RESUMEN: El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) aplicado al indicador de Cambio Climático, conocido como Huella de Carbono, constituye una herramienta esencial para evaluar y posibilitar la mitigación de los impactos ambientales de productos agroindustriales en contextos regionales diversos como los de Argentina. En un país con una amplia variedad de suelos, climas y prácticas productivas, los enfoques genéricos a menudo subestiman o generalizan las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), ignorando oportunidades locales de reducción y compensación, tales como la captura de carbono orgánico en suelo (COS) mediante manejo sostenible. Frente a este desafío, la mesa redonda propone ejemplificar el ACV y la Huella de Carbono mediante un caso emblemático de la Patagonia: la cerveza artesanal. Integrando la cadena productiva desde el cultivo de lúpulo hasta el manejo de residuos, la actividad vincula directamente el análisis con la salud del suelo —tema central del XXX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Moderada por el Dr. Rodolfo Bongiovanni, experto en ACV con amplia experiencia en evaluación de productos similares, la mesa adoptará un enfoque cualitativo e interactivo. Se introducen inicialmente los conceptos básicos de ACV y Huella de Carbono, simulando el proceso de recolección de datos mediante "entrevistas" a los panelistas, como si construyera una contabilidad de GEI. Esto permitirá ilustrar la identificación de fuentes de emisiones y oportunidades de reducción en cada eslabón de la cadena. Los panelistas representan etapas clave de la producción cervecera: un productor de lúpulo (Flia. Leibrecht) de la Comarca Andina (producción primaria), quien presenta su sistema productivo y prácticas agrícolas y puntos de emisiones asociadas; la Dra. Burini (Brew Sisters Bariloche, CONICET), enfocadas en la etapa industrial; la Ing. Agr. Riat, especialista en tratamiento de efluentes para un uso sostenible de subproductos; y la Dra. González Polo (CONICET), experta en compostaje de bagazo de cerveza, vinculando residuos con beneficios para el suelo. Como enlace final, la Dra. Andrea Enriquez aportará perspectivas sobre integración de modelos de dinámica de COS en ACV, traccionando el debate hacia la incumbencia del cuidado de los suelos. Con la contribución de cada disertante, se indagará en desafíos logísticos, dinámicas de emisiones influenciadas por condiciones locales, y propuestas de tecnologías o prácticas para reducciones. En conjunto, esta mesa redonda visualiza la complejidad de aplicar ACV en productos regionales, promoviendo colaboraciones para desarrollar factores de emisión locales basados en datos empíricos. Al integrar eslabones productivos bajo un marco cualitativo común, busca ejemplificar el proceso de relevamiento de información robusta y comparable, que pueda orientar prácticas sostenibles y políticas de mitigación que incluyen el manejo de los suelos patagónicos y argentinos.

PALABRAS CLAVE: Sostenibilidad, circularidad, políticas de mitigación.

CAPÍTULO 4
TRABAJOS EXTENDIDOS



TRABAJOS EXTENDIDOS

ÁREA TEMÁTICA 1: Física, Química y Físico-Química de los Suelos

APLICACIÓN CONTINUA DE COMPOST DE RESIDUO DE FEEDLOT EN UN HAPLUSTOL

Amín, M. S.[1, 2*], Chilano, Y.[1, 2], Becerra, M. A.[1, 2, 3], Parra, B.[1], Degioanni, A.[1, 2]. Priotto, M.[1], Schifani, A.[1], Maseda, E.[1]

[1] Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto; [2] Instituto de Investigaciones Sociales, Territoriales y Educativas (ISTE UNRC-CONICET); [3] Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias. * Ruta Nacional 36, km 601, (5800) Río Cuarto, Prov. de Córdoba, samin@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: La utilización agrícola de residuos orgánicos de sistemas de engorde bovino es una estrategia de manejo que integra la nutrición de cultivos con el tratamiento ambiental de estos materiales. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de la aplicación continua de compost de feedlot sobre el rendimiento de los cultivos y sobre indicadores químicos y biológicos en un Haplustol típico. El ensayo, iniciado en 2022 en Río Cuarto (Córdoba), empleó un diseño completo al azar con tres tratamientos: Testigo (T), 25 t ha^{-1} (D1) y 40 t ha^{-1} (D2) de compost. Los resultados productivos mostraron respuestas diferenciales según campaña agrícola y cultivo. La soja (2023/24) y el centeno (2025) presentaron incrementos significativos en D2 de 28,6% y 137% respecto al testigo, respectivamente. En contraste, el rendimiento del maíz (2024/25) no mostró diferencias estadísticas, condicionado principalmente por estrés térmico. En el suelo, la aplicación de la enmienda aumentó la fertilidad sin afectar negativamente pH, aumentó la CE, pero por niveles inferiores a los críticos para los cultivos. Se observó un marcado incremento en el contenido de fósforo extractable; tras el ciclo de soja, los niveles de P-Bray en D1 (65,8 ppm) y D2 (62,6 ppm) duplicaron significativamente al testigo (30,4 ppm). Estos cambios se presentaron junto con un aumento significativo del contenido de materia orgánica en D2 (2,91%) respecto al testigo (2,43%), así como de la respiración microbiana, con valores de 48,2 y 33,6 mg CO_2-C kg^{-1} $día^{-1}$, respectivamente. No obstante, se detectó una acumulación de nitratos a mayor profundidad bajo la dosis máxima. Se concluye que el compost de feedlot aplicado al suelo mejora la productividad y la salud del suelo, aunque los niveles de fósforo alcanzados y la movilidad del nitrógeno sugieren la necesidad de un monitoreo preventivo para evitar impactos ambientales y potenciales antagonismos nutricionales.

PALABRAS CLAVE: Compost de feedlot, Salud del suelo, Haplustol típico.

126

INTRODUCCIÓN

El manejo de residuos generados en sistemas intensivos de engorde bovino (feedlot) representa un desafío ambiental y agronómico. Por requerimientos operativos, estos residuos suelen aplicarse de manera reiterada en lotes agrícolas cercanos, sin que se conozcan con precisión sus efectos a largo plazo sobre el suelo y el rendimiento de los cultivos. Se ha reportado que la combinación de la aplicación continua de enmiendas orgánicas (estiércoles y compost) con rotaciones de cultivos mejora, en términos generales, variables físicas, químicas y biológicas del suelo, favoreciendo la productividad de cultivos extensivos (Iraji et al., 2025). En el mismo sentido, Goldan et al. (2023) destacan el potencial del compost de estiércol como enmienda orgánica, pero subrayan la necesidad de un manejo agronómico cuidadoso para evitar efectos acumulativos indeseables asociados a aplicaciones reiteradas, una problemática de especial interés en sistemas agrícolas extensivos vinculados a establecimientos de engorde a corral. En este contexto, resulta relevante generar información sobre la respuesta de los Haplustoles típicos, suelo predominante en la región centro-sur de Córdoba, ya que su comportamiento frente a aplicaciones continuas de enmiendas orgánicas

condiciona la sustentabilidad productiva y ambiental de los sistemas agrícolas locales. El presente trabajo da continuidad a un ensayo iniciado en 2022 (Amín et al., 2024) con la aplicación de diferentes dosis de compost de residuo de feedlot, con el objetivo de analizar sus efectos residuales y acumulativos sobre la productividad de cultivos estivales e invernales y sobre indicadores químicos y biológicos del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en el campo experimental de la Universidad Nacional de Río Cuarto (33,1067° S; 64,29847° O), en el mismo sitio donde en la campaña 2022-2023 se comenzó con el experimento de aplicación de diferentes dosis de residuo de feedlot sobre un suelo clasificado como Haplustol típico. El diseño experimental fue completo al azar, con tres tratamientos y tres repeticiones: Testigo sin aplicación (T), D1 con aplicación de 25 Mg ha^{-1} de compost de residuo de feedlot en dos campañas consecutivas y D2 con 40 Mg ha^{-1} de compost en tres campañas consecutivas, repitiéndose las dosis del estudio inicial comenzado en el año 2022 para el ensayo del ciclo agrícola 2023-2024 y para el ciclo 2024-2025 solo se realizó la aplicación correspondiente a D2. Los resultados de estos dos últimos ciclos son los que se presentan en este trabajo. El material utilizado fue compost obtenido a partir de estiércol bovino proveniente de la limpieza de corrales de feedlot. Sus propiedades químicas se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades químicas del compost de residuo de feedlot aplicado en los años 2023 y 2024.

Año	MO (%)	CE (1:5) dS/m	pH (1:5)	P (mg kg^{-1})	Nt (%)
2023	40,40	3,10	8,30	1103	1,30
2024	27,36	4,65	7,94	816	1,85

MO: Materia orgánica, CE: Conductividad eléctrica, P: Fósforo extractable, Nt: Nitrógeno total.

Ciclo agrícola 2023/24: El 13/11/2023 se realizó la aplicación de compost y el 24/11/2023 se sembró soja (Nidera 5009), con una densidad aproximada de 30 plantas m^{-2}. El rendimiento se determinó el 14/05/2024 trillando las vainas de las plantas representativas de cada parcela y pesando los granos, corrigiendo el peso al estándar de humedad comercial (14%).
Ciclo agrícola 2024/25: El 05/11/2024 se aplicó compost únicamente en D2 (40 Mg ha^{-1}). Posteriormente se realizaron labores mecánicas de control de malezas mediante BES y hélice y rastra de doble acción. El cultivo de maíz (KM21-424003 Viptera 3) se sembró el 15/12/2024, a 70 cm entre hileras, logrando una densidad aproximada de 7,3 plantas m^{-2}, con control mecánico de malezas el día 07/01/2025. El rendimiento se determinó el 28/04/2025, mediante cosecha manual, trilla y pesado, (14% de humedad). El 08/08/2025 se sembró centeno como cultivo de cobertura en todos los tratamientos, sin aplicar compost en esta oportunidad. La materia seca aérea del cultivo de centeno se determinó el 06/10/2025, mediante corte a 5 cm de altura, secado a 65 °C hasta peso constante y pesado. En coincidencia con la cosecha de cada cultivo se realizó el muestreo de suelo, con tres muestras compuestas por parcela de diferentes profundidades (0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm y 40-60 cm) y se determinó: pH (suspensión suelo:agua 1:2,5), conductividad eléctrica (1:1), fósforo extractable (Bray y Kurtz N°1), nitrógeno de nitratos ($N–NO_3^-$) mediante el método colorimétrico del fenoldisulfónico, materia orgánica total (MO) por Walkley y Black (Page et al.,1982 y Klute, 1988) y como estimación de la actividad biológica global, se midió respiración basal (USDA, 1999).
Los datos fueron sometidos a un análisis de varianza y las medias se compararon mediante la prueba de Tukey ($p < 0,05$). El análisis de la variación interanual de fósforo se realizó mediante un Modelo Lineal Mixto (MLM), considerando los tratamientos como efectos fijos y las campañas como medidas repetidas en el tiempo. Para el procesamiento estadístico se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efectos de los tratamientos en la productividad de los cultivos: La respuesta de los rendimientos de los cultivos fue diferencial entre cultivos y campañas, reflejando tanto efectos directos como residuales de la enmienda orgánica. La Tabla 2 presenta los rendimientos medios de soja (ciclo 2023/24), maíz (ciclo 2024/25) y la producción de materia seca de centeno (invierno 2025) para los distintos tratamientos evaluados.

Tabla 2. Rendimientos medios de los cultivos de soja (kg ha^{-1}) (ciclo 2023/24), maíz (kg ha^{-1}) (ciclo 2024/25) y centeno (kg MS ha^{-1}) (2025).

Tratamiento	Soja 2023/24		Maíz 2024/25		Centeno 2025	
T	2598	(a)	5730	(a)	1294	(a)
D1	2738	(ab)	6067	(a)	1666	(a)
D2	3341	(b)	6431	(a)	3078	(b)

Letras diferentes en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (Tukey $p \leq 0,05$)

En el cultivo de soja se observó una diferencia estadísticamente significativa en el rendimiento en grano entre la dosis alta de compost (D2) y el testigo, con un incremento del 28,6% para D2, esto indica una respuesta positiva del cultivo a la aplicación sostenida de compost, comportamiento que concuerda con antecedentes en relación a mejoras en la disponibilidad de nutrientes asociadas al uso de enmiendas orgánicas, especialmente bajo esquemas de aplicación continua (Iraji et al., 2025).

En la campaña 2024/25, el rendimiento del cultivo de maíz no presentó diferencias estadísticas entre tratamientos. La ausencia de una respuesta significativa, a pesar de los mayores contenidos de nutrientes en el suelo en los tratamientos con compost, sugiere la influencia de otros factores adversos, como el registro de temperaturas máximas superiores a los 35 ºC en el período de floración del maíz, observando la presencia de espigas mal granadas, síntoma característico de estrés térmico durante el período crítico del cultivo (Waqas et al., 2021). Por su parte, el cultivo de centeno, sembrado durante el invierno de 2025, evidenció un marcado efecto residual de la aplicación del compost. La producción de materia seca en el tratamiento D2 se diferenció significativamente del resto, alcanzando valores 137 % superiores al tratamiento testigo, lo que sugiere una mejora en las condiciones edáficas heredadas de las aplicaciones previas. En este sentido, Amín et al. (2016) plantearon la necesidad de profundizar en el estudio de otros mecanismos explicativos del efecto residual, más allá de los estrictamente nutricionales, tales como cambios en la actividad biológica del suelo.

Efectos de los tratamientos en indicadores químicos y biológicos del suelo: Al finalizar el ciclo del cultivo de soja (2023/24), los valores de pH se mantuvieron en niveles de neutralidad (6,73 a 7,01) sin diferencias significativas entre tratamientos. En cuanto a la conductividad eléctrica (CE), si bien se detectó un ligero incremento de 10-20 cm de profundidad para D1 y D2 (0,15 dS m^{-1}) respecto al testigo (0,12 dS m^{-1}); estas magnitudes se encuentran muy por debajo de los umbrales de salinidad que afectan el desarrollo de los cultivos (Tabla 3).

Respecto a la disponibilidad de nutrientes (Tabla 4), el fósforo extractable (P) mostró un incremento significativo en el estrato superficial (0-10 cm) bajo el uso de enmiendas. Las dosis D1 (62,6 ppm) y D2 (65,8 ppm) duplicaron los valores del testigo (30,4 ppm), posicionándose muy por encima de los niveles críticos de respuesta. Por su parte, el nitrógeno de nitratos (N-NO_3^-) no presentó diferencias significativas entre tratamientos en ninguna de las profundidades evaluadas. Esta falta de respuesta al finalizar el ciclo podría atribuirse a la alta demanda de la soja y a la variabilidad espacial propia de este nutriente, resultando en valores que oscilaron entre 17,2 y 20,8 ppm en el estrato de 10-20 cm.

Tabla 3. pH y conductividad eléctrica (CE) a profundidades de 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm para cada tratamiento al finalizar el cultivo de soja.

Tratamiento	pH		CE (dS m^{-1})	
	0-10 cm	10- 20 cm	0-10 cm	10- 20 cm
T	6,75 (a)	6,94 (a)	0,26 (a)	0,12 (a)
D1	6,73 (a)	6,92 (a)	0,31 (a)	0,15 (ab)
D2	6,88 (a)	7,01 (a)	0,28 (a)	0,15 (b)

Letras diferentes en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (Tukey p ≤ 0,05).

Tabla 4. Valores medios de contenidos de fósforo y nitrógeno de nitratos en el suelo de 0 a 10 y de 10 a 20 cm de profundidad en el suelo al finalizar el ciclo del cultivo de soja 2023/24.

	P (ppm)		$N\text{-}NO_3^-$ (ppm)	
Tratamiento	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
T	30,4 (a)	8,1 (a)	45,6 (a)	17,2 (a)
D1	62,6 (b)	9,9 (a)	51,1 (a)	17,5 (a)
D2	65,8 (b)	15,4 (a)	64,8 (a)	20,8 (a)

Letras diferentes en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (Tukey p ≤ 0,05)

Al finalizar el ciclo del cultivo de maíz (2024/25), los tratamientos con aplicación de compost continuaron evidenciando efectos sobre los indicadores químicos del suelo. En esta campaña, se amplió el análisis a mayores profundidades, lo que permitió evaluar efectos en el perfil del suelo.

Tabla 5. pH y conductividad eléctrica (CE) en diferentes profundidades para cada tratamiento al finalizar el cultivo de maíz.

	pH				CE (dS m^{-1})			
Trat.	0-10 (cm)	10-20 (cm)	20-40 (cm)	40-60 (cm)	0-10 (cm)	10-20 (cm)	20-40 (cm)	40-60 (cm)
T	7,1 (ab)	6,4 (a)	7,2 (ab)	6,9 (a)	0,14 (a)	0,13 (a)	0,11 (a)	0,08 (a)
D1	6,5 (a)	7,1 (b)	6,9 (a)	7,3 (a)	0,18 (a)	0,13 (ab)	0,13 (ab)	0,09 (a)
D2	7,4 (b)	6,8 (ab)	7,4 (b)	7,3 (a)	0,27 (b)	0,17 (b)	0,6 (b)	0,12 (b)

Letras diferentes en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (Tukey p ≤ 0,05).

En relación con el pH y la CE, al finalizar el ciclo de maíz se registraron diferencias significativas entre tratamientos en algunas profundidades del perfil del suelo (Tabla 5). Los valores de pH se mantuvieron dentro de rangos compatibles con el desarrollo del cultivo. La CE mostró incrementos moderados en el tratamiento D2, particularmente en las primeras profundidades, sin superar en ningún caso los umbrales considerados de riesgo para los cultivos. Esto coincide con resultados reportados para composts de origen pecuario aplicados en suelos con adecuada capacidad de atenuar incrementos de salinidad (Iraji et al., 2025). La estabilidad del pH confirma la elevada capacidad buffer del Haplustol típico, aspecto clave para la sustentabilidad de aplicaciones reiteradas de residuos orgánicos.

Con respecto al fósforo extractable no existieron diferencias significativas entre las campañas 2023/24 y 2024/25. Asimismo, la interacción Tratamiento x Campaña no resultó significativa, sugiriendo que la respuesta a la fertilización orgánica se mantuvo estable entre años. Sin embargo, al finalizar el ciclo de maíz (2024/25), si bien se mantuvo la tendencia incremental, la alta variabilidad en la dosis mayor (D2: 69,6 ppm) se observó una significación marginal frente al testigo (p = 0,069). De todas maneras, los niveles de P-Bray en las parcelas con enmienda superaron ampliamente el umbral crítico para maíz y soja en la región, (51,2 y 69,6 ppm en D1 y D2 respectivamente).

En el momento de la cosecha del maíz, a diferencia del ciclo anterior, los contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo mostraron diferencias significativas entre tratamientos, con un comportamiento variable según la profundidad analizada (Tabla 6). En los estratos de 0-10,

10-20 y 40-60 cm, el tratamiento D2 presentó los mayores valores, diferenciándose estadísticamente del testigo. En la profundidad intermedia (20-40 cm), aunque D2 mantuvo una tendencia superior, no se detectaron diferencias significativas debido a la variabilidad observada. Estos mayores contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ en D2, particularmente en los estratos profundos, concuerdan con lo reportado por Cambardella et al. (2003) y Eghball et al. (2004), quienes describen una mayor tasa de mineralización de nitrógeno bajo aplicaciones reiteradas de enmiendas orgánicas. Si bien los valores registrados no superaron niveles críticos de toxicidad o contaminación inmediata, la acumulación y el desplazamiento vertical observados en la dosis más alta (D2) refuerzan la importancia de un manejo ajustado de las aplicaciones y monitoreo para minimizar los riesgos de lixiviación y prevenir daños ambientales (Goldan et al., 2023).

Tabla 6. Comparación de medias del contenido de nitratos (ppm) a distintas profundidades de suelo para cada tratamiento al finalizar el ciclo del cultivo de maíz.

	Profundidad			
Tratamiento	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
T	1,87 (a)	0,93 (a)	0,48 (a)	1,58 (a)
D1	2,75 (a)	2,15 (ab)	2,73 (a)	2,29 (a)
D2	6,95 (b)	3,36 (b)	4,99 (a)	4,62 (b)

Letras diferentes en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (Tukey p ≤ 0,05).

La materia orgánica determinada en muestras de suelo extraídas de 0 a 10 cm de profundidad al cosechar el cultivo de centeno, mostró incrementos asociados a la aplicación de compost (Figura 1, Izquierda). El tratamiento D2 presentó los mayores valores de MO, reflejando el efecto acumulativo de la aplicación sostenida de altas dosis durante tres años consecutivos.

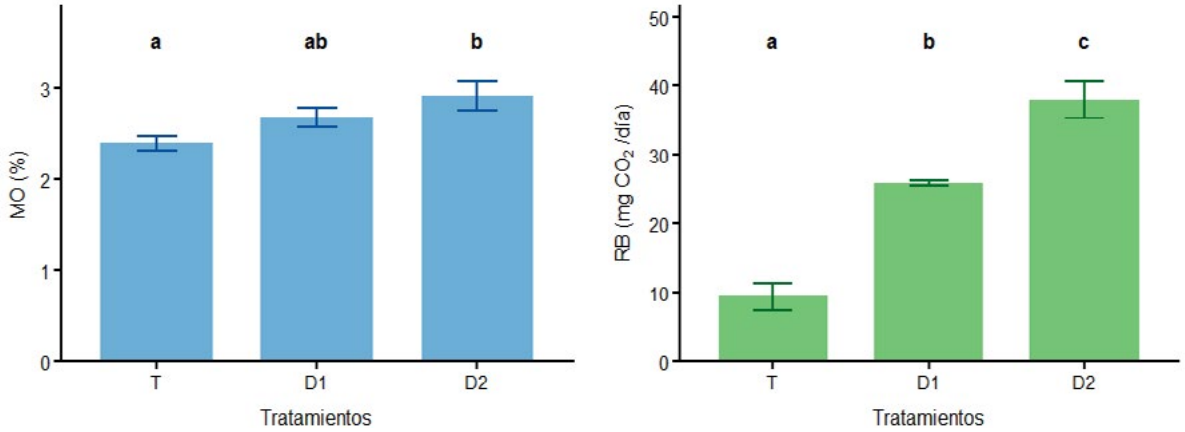


Figura 1. Contenidos medios de materia orgánica (MO) y Respiración basal(RB) de 0 a 10 cm de profundidad en los diferentes tratamientos al finalizar el ensayo. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (Tukey p ≤ 0,05).

En las mismas muestras de suelo la actividad biológica del suelo estimada mediante respiración basal (RB), también mostró una respuesta positiva a la incorporación de compost. Los tratamientos con aplicación de compost evidenciaron mayores niveles de actividad biológica en comparación con el testigo, destacándose nuevamente el tratamiento D2. Este comportamiento es consistente con el mayor aporte de carbono lábil y nutrientes, que estimulan la actividad microbiana y los procesos biológicos del suelo. El tratamiento D1 presentó una actividad biológica intermedia, lo que refuerza la idea de que tanto la dosis como la continuidad en la aplicación del compost influyen sobre la intensidad de la respuesta biológica (Figura 1, derecha).

El aumento significativo de la materia orgánica y de la actividad biológica en D2 refleja el efecto acumulativo del aporte de carbono orgánico y nutrientes fácilmente asimilables, en

concordancia con estudios de largo plazo que señalan mejoras sostenidas en indicadores biológicos del suelo bajo manejo con compost (Six et al., 2006).

CONCLUSIONES

La aplicación continua de compost de residuo de feedlot se presenta como una herramienta válida para mejorar la salud del suelo en un Haplustol típico, obteniendo incrementos significativos del rendimiento de los cultivos, en ausencia de restricciones ambientales. Se logró duplicar los niveles de fósforo extractable y se incrementó significativamente la materia orgánica y la actividad biológica superficial, sin comprometer la estabilidad del pH. Estos resultados refuerzan el valor del compost de feedlot como herramienta para mejorar la salud del suelo, aun cuando las respuestas productivas no sean inmediatas. No obstante, el aumento de la CE, la acumulación de nitratos en profundidad y el marcado ascenso del fósforo extractable advierten sobre la necesidad de un monitoreo preventivo para evitar potenciales riesgos ambientales por escorrentía o lixiviación, así como posibles antagonismos nutricionales.

BIBLIOGRAFÍA

Amín, M. S., Chilano, Y., Degioanni, A., Maseda, E., López Fontana, A., Ferrere, J. J., Cerutti, C. y Becerra, M. A. (2024). Enmienda con compost de feedlot en cultivos extensivos. En *Actas del XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.

Amín, M. S., Degioanni, A., Schachner, G. y Schachner, M. (2016). *Efecto residual de la aplicación de efluentes de tambo en un sistema suelo–cultivo de soja*. En XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (pp. 458). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.

Cambardella, C. A., Richard, T. L. y Russell, A. (2003). Compost mineralization in soil as a function of composting process conditions. *Soil Science Society of America Journal*, *67*(1), 214–222. https://doi.org/10.2136/sssaj2003.2140

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2016). *InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina*.

Eghball, B., Ginting, D. y Gilley, J. E. (2004). Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. *Agronomy Journal*, *96*(2), 442–447. https://doi.org/10.2134/agronj2004.0442

Goldan, E., Nakhshiniev, B. y Grinhut, T. (2023). Assessment of manure compost used as a soil amendment: Agronomic benefits and environmental considerations. *Processes*, *11*(4), 1167. https://doi.org/10.3390/pr11041167

Iraji, M., Rahimi, M. R., Gholami, A. y Asgari Lajayer, B. (2025). Agricultural and environmental benefits of compost application on soil properties: A comprehensive review. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, *14*, 1–19. https://doi.org/10.1007/s40093-024-00645-3

Klute, A. (1988). *Methods of Soil Analysis. Physical and Mineralogical Methods* (2da. edición). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America.

Page, A.L., Miller R.H. y Keeney D.R. (1982). *Methods of Soil Analysis II. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America.

Six, J., Frey, S. D., Thiet, R. K. y Batten, K. M. (2006). Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, *70*(2), 555–569. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0347

USDA (1999). *Soil Quality Test Kit Guide*. USDA-Agriculture Research Service, Soil Conservation Service.

Waqas, M. A., Wang, X., Zafar, S. A., Noor, M. A., Hussain, H. A., Azher Nawaz, M. y Farooq, M. (2021). Thermal stresses in maize: effects and management strategies. *Plants*, *10*(2), 293.

IMPACTO DE UN INCENDIO DE ALTA SEVERIDAD SOBRE EL SISTEMA SUELO–MESOFAUNA EN UN BOSQUE DE *NOTHOFAGUS ANTARCTICA*

Antilef, M.[1]*, Gómez, C.[1, 2], La Manna, L.[1, 2]

[1] Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Sede Esquel. [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. *Ruta 259 Km 16,4 (9200) Esquel, Pcia. del Chubut, marcosantilef1996@gmail.com

RESUMEN: Los incendios de alta severidad han alterado profundamente los ecosistemas boscosos de Patagonia. El objetivo de este estudio de caso fue caracterizar las propiedades del suelo y la comunidad de mesoartrópodos hipogeos, un año después de un incendio de alta severidad en un bosque de *Nothofagus antarctica* (Alto Río Percy, Chubut). Se compararon tres condiciones: bosque no quemado (Control), sector quemado con presencia de cobertura vegetal post-fuego (Revegetación) y sector quemado sin cobertura (Quemado). Los resultados indicaron que el sector Quemado presentó menor humedad, mayor temperatura, menor estabilidad estructural y una reducción crítica de materia orgánica, tanto de la fracción lábil como de la fracción asociada a minerales, respecto al control. El sector Revegetación mostró valores intermedios, sugiriendo una menor afectación inicial por fuego y una recomposición parcial del microambiente y de la estabilidad física. El suelo Quemado exhibió una comunidad de mesoartrópodos simplificada, con alta dominancia de ácaros del subsorden Prostigmata y baja diversidad taxonómica. Los resultados sugieren que los parches de revegetación actúan como núcleos tempranos de recuperación dentro de una matriz edáfica aún severamente afectada.

PALABRAS CLAVE: Andisoles, materia orgánica, mesoartrópodos.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son perturbaciones ecológicas que transforman profundamente los ecosistemas, especialmente en regiones como la Patagonia, donde el clima y la actividad humana han incrementado la frecuencia y severidad del fuego (Shakesby, 2011; Mohr Bell, 2015). Estos eventos se definen como la combustión no controlada de material vegetal que altera procesos ecológicos a escala local y regional (Shakesby, 2011). La transferencia de calor hacia el suelo durante el incendio desencadena modificaciones físicas, químicas y biológicas que condicionan la recuperación a largo plazo (Litton y Santelices, 2003).

En la región andino-patagónica los suelos son mayoritariamente de origen volcánico con propiedades ándicas, caracterizados por una baja densidad aparente y alta capacidad de retención hídrica (La Manna et al., 2020; McDaniel et al., 2012). La estabilidad de sus agregados se vincula estrechamente a la materia orgánica y a minerales no cristalinos (Calabi-Floody et al., 2011; Wada, 1985). Estudios en bosques de *Nothofagus* han documentado que el fuego genera reducciones persistentes en la humedad y en el contenido de materia orgánica, además de aumentos en el pH (Litton y Santelices, 2003; La Manna y Barroetaveña, 2011). Asimismo, el disturbio impacta a los artrópodos del suelo al eliminar el mantillo y alterar el microclima edáfico (Certini et al., 2021; Giorgis et al., 2021).

El objetivo de este trabajo fue describir las alteraciones en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo en un bosque de ñire afectado por un incendio reciente de alta severidad y analizar la estructura de los mesoartrópodos hipogeos un año después del fuego.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en Alto Río Percy, Chubut, en un área de Andisoles afectada por un incendio de alta severidad extinguido en febrero de 2024. Se empleó un diseño comparativo con tres tratamientos y cinco repeticiones por cada uno: **Control (C)**, bosque de referencia; **Revegetación (R)**, parches con recuperación inicial de plantas; y **Quemado (Q)**, sectores sin cobertura vegetal.

En diciembre de 2024 se midió la cobertura de dosel y mantillo. En el suelo superficial (0–5 cm) se determinó la humedad (TDR), temperatura, hidrofobicidad mediante el método MED (Doerr, 1998) y estabilidad estructural mediante el ensayo de inmersión o *slake test* (Herrick et al., 2001). Se tomaron 5 muestras de 0-5 cm inalteradas para la determinación de densidad aparente. También se analizó, en 5 muestras de cada tratamiento, el pH, la conductividad (GLOSOLAN, 2021a,b), la materia orgánica total y sus fracciones: particulada (POM) y asociada a minerales (MAOM) (Cambardella et al., 2001).

Para la extracción de mesoartrópodos hipogeos, se utilizaron embudos de Berlese (Berlese, 1905). Las muestras de suelo se colocaron sobre una malla de 2 mm para inducir el desplazamiento activo de los organismos mediante gradientes de humedad y microclima. Los ejemplares fueron clasificados bajo microscopio estereoscópico (Krantz y Walter, 2009).

La totalidad de los datos se analizaron en R (R Core Team, 2025) mediante ANOVA, Kruskal-Wallis y análisis de componentes principales (PCA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las coberturas mostraron diferencias entre tratamientos, registrándose una pérdida total de la estructura aérea en los sectores afectados, lo que sugiere un incendio de alta severidad (Keeley, 2009). No obstante, el mantillo permitió diferenciar los estados de recuperación inicial, donde el sector de Revegetación se asemejó más al Control que al Quemado (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de cobertura en los tres tratamientos y sus correspondientes estadísticos. Letras distintas indican diferencias significativas

Variable	Control	Revegetación	Quemado	Análisis estadístico	p valor
Cobertura dosel (%)	68,00 ± 16,81 **b**	0,00 ± 0,00 **a**	0,00 ± 0,00 **a**	Kruskal–Wallis + Dunn-Holm	0,0013
Cobertura mantillo (%)	100,00 ± 0,00 **b**	86,00 ± 8,94 **b**	0,00 ± 0,00 **a**	Kruskal–Wallis + Dunn-Holm	0,0017

La interpretación de estos datos indica que el patrón de cobertura de mantillo en Revegetación es consistente con una etapa temprana de recuperación post-incendio (Lentile et al., 2007). Estos parches de revegetación actúan como microambientes de protección inicial dentro de la matriz alterada.

Las propiedades del suelo se expresaron en un gradiente vinculado al estado de perturbación (Tabla 2). El gradiente observado de humedad entre tratamientos (Control>Revegetación>Quemado) fue consistente con el efecto de la cobertura sobre el balance hídrico superficial. Por el contrario, la temperatura mostró un patrón inverso, lo cual es consistente con el aumento de la radiación incidente y la pérdida del efecto amortiguador vegetal (Certini, 2005).

La estabilidad estructural mostró una marcada disminución en el tratamiento Quemado, lo que indica una mayor fragilidad física del suelo por la combustión de cementantes orgánicos (Certini, 2005). El tratamiento Quemado se asoció con un mayor pH y conductividad eléctrica, lo cual concuerda con la liberación de bases e iones solubles desde las cenizas (Certini, 2005; La Manna y Barroetaveña, 2011). En contraste, la densidad aparente y la hidrofobicidad no funcionaron como indicadores sensibles, sugiriendo una mayor influencia de la heterogeneidad local del suelo volcánico (Litton y Santelices, 2003; Jordán et al., 2011) (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de las variables físico químicas del suelo y sus correspondientes estadísticos.

Variable	Control	Revegetación	Quemado	Análisis estadístico	p valor
Humedad in situ (%)	16,20 ± 6,10 **b**	12,78 ± 4,86 **ab**	6,74 ± 5,12 **a**	ANOVA + Tukey HSD	0,0480
Temperatura del suelo (°C)	13,90 ± 1,48 **b**	22,50 ± 2,54 **a**	23,72 ± 1,46 **a**	ANOVA + Tukey HSD	<0,0001
Hidrofobicidad (MED) (clase 1–7)	5,0 [0,0–13,0] **a**	3,0 [3,0–5,0] **a**	0,0 [0,0–3,0] **a**	Kruskal–Wallis	0,3800
Estabilidad structural Clase (0–6)	6 **b**	6 **b**	1 **a**	Kruskal–Wallis + Wilcoxon BH	0,0012
Densidad aparente (g cm^{-3})	0,657 ± 0,121 **a**	0,802 ± 0,028 **a**	0,696 ± 0,031 **a**	ANOVA + Tukey HSD	0,3800
pH	5,75 ± 0,11 **a**	6,65 ± 0,24 **b**	7,93 ± 0,13 **c**	ANOVA + Tukey HSD	<0,0001
Conductividad eléctrica (µS cm^{-1})	130,82 ± 26,28 **a**	115,64 ± 8,68 **a**	292,86 ± 37,36 **b**	ANOVA + Tukey HSD	0,0009

134 Respecto a la materia orgánica (Tabla 3), la caída en el valor total se explicó principalmente por la reducción del pool lábil o POM, siendo esta fracción más sensible al disturbio que la MAOM (Cotrufo et al., 2019; Krichels et al., 2025). Sin embargo, en el tratamiento Quemado también la MAOM se vio significativamente afectada.

Tabla 3. Valores de las distintas fracciones de la materia orgánica (MO) del suelo en los tres tratamientos. POM = MO particulada; MAOM = MO asociada a la fracción mineral.

Variable	Control	Revegetación	Quemado	Análisis estadístico	p valor
MO total (%)	19,94 ± 3,14 **a**	14,40 ± 1,07 **a**	4,34 ± 0,80 **b**	ANOVA + Dunn-Holm	0,0015
POM (%)	16,01 ± 3,33 **a**	9,56 ± 0,79 **a**	2,82 ± 0,55 **b**	ANOVA + Dunn-Holm	0,0020
MAOM (%)	3,93 ± 0,55 **a**	4,84 ± 0,71 **a**	1,53 ± 0,31 **b**	ANOVA + Tukey HSD	0,0028
Índice POM/MAOM	4,53 ± 1,10 **a**	2,09 ± 0,26 **ab**	2,06 ± 0,39 **ab**	ANOVA + Tukey HSD	0,0400

La fauna edáfica reflejó las condiciones del hábitat post-fuego. El sector Quemado presentó una comunidad simplificada, con alta abundancia, pero baja riqueza y diversidad (Tabla 4), patrón que se observa frecuentemente tras disturbios severos (Pressler et al., 2019). La dominancia de Prostigmata en el sitio Quemado es coherente con una recuperación relativa más rápida de este grupo en ambientes quemados (Camann et al., 2012). En contraste, el Control mantuvo una comunidad más diversa y rica. La composición de los ensambles de hipogeos es representada en la Figura 1.

Tabla 4. Valores de Abundancia relativa, riqueza e índices de diversidad para los tres tratamientos. Revegetación presenta un n de 4 debido a una exclusión dada una captura incidental de un hormiguero.

Variable	Control	Revegetación	Quemado	Análisis estadístico	p valor
Abundancia total (Nº individuos)	136	55	1513	Descriptivo	—
Riqueza (S) (Órdenes)	12 **b**	9 **ab**	5 **a**	Kruskal–Wallis + Dunn-Holm	0,0146
Shannon (H')	1,876 **b**	1,578 **ab**	0,212 **a**	Kruskal–Wallis + Dunn-Holm	0,0102
Simpson (1−D)	0,775 **b**	0,727 **ab**	0,096 **a**	Kruskal–Wallis + Dunn-Holm	0,0244
Pielou (J')	0,755 **a**	0,718 **a**	0,132 **a**	Kruskal–Wallis	0,0831

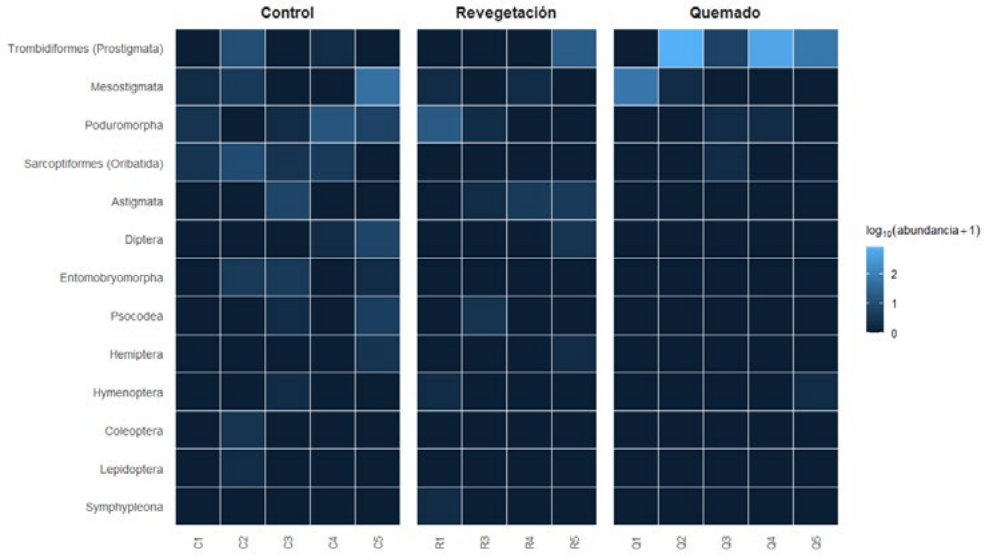


Figura 1. Heatmap de abundancia (log10[abundancia+1]) por orden y muestra.

La síntesis de estas relaciones se evidencia en el PCA que contempla la integración de propiedades del suelo e hipogeos. La Figura 2 describe el ordenamiento de los sitios según gradientes físico-químicos y la proyección de los centroides de los órdenes biológicos más representativos. El análisis multivariado confirmó un contraste contundente y compatible con un gradiente de condición post-disturbio. El primer componente principal representó el estado de perturbación: el tratamiento Quemado se asoció positivamente a este eje, vinculado a valores elevados de pH, conductividad y temperatura, condiciones que se asociaron preferentemente a los Trombidiformes (Prostigmata). En el extremo opuesto, el Control se asoció a mayores contenidos POM y humedad, factores que se relacionaron positivamente con los Sarcoptiformes (Oribatida).

El segundo componente principal diferenció principalmente al tratamiento de Revegetación, el cual ocupó una posición intermedia en el gradiente de disturbio. Este sitio se vinculó a mayores contenidos de materia orgánica asociada a minerales (MAOM) y a fracciones texturales finas. En este espacio multivariado, los Poduromorpha se asociaron preferentemente a la condición de Revegetación, mientras que los Mesostigmata se ubicaron en una posición intermedia próxima al eje Revegetación–Quemado. Estos resultados sugieren que los parches de revegetación actúan como núcleos donde la restauración de la cobertura

y la menor alteración de las fracciones orgánicas favorece la recomposición gradual de la funcionalidad del hábitat para la mesofauna.

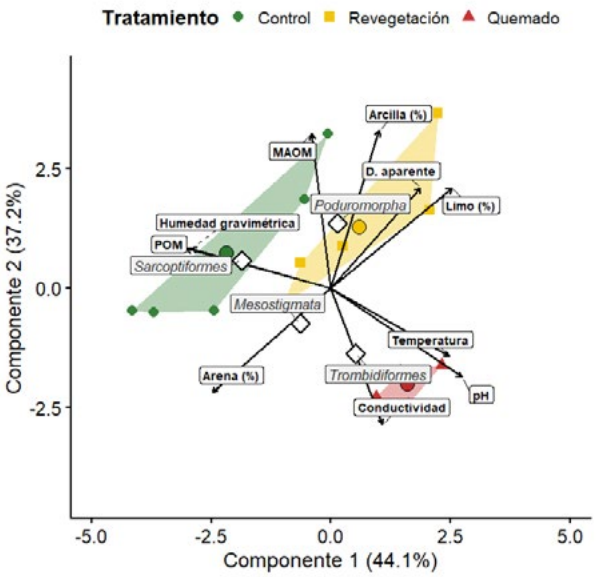


Figura 2. Integración de órdenes de mesoartrópodos hipogeos representativos en el plano de los componentes 1 y 2 del análisis de componente principales (PCA), mostrando la ordenación de parcelas por tratamiento, los vectores edáficos y los centroides ponderados de los órdenes más representativos.

CONCLUSIONES

El incendio de alta severidad actuó como un disturbio estructurante que mantiene una señal degradativa marcada en el sector sin cobertura un año después del evento. El tratamiento Quemado presenta una notable pérdida de la materia orgánica, tanto en la fracción POM como MAOM, y una simplificación de la mesofauna. La condición de Revegetación representa un estado intermedio donde la estabilidad estructural y la prevalencia de mantillo sugieren una trayectoria de recomposición parcial. La integración de indicadores sugiere que los parches de revegetación funcionan como núcleos de recuperación ecológica en una matriz edáfica aún fuertemente alterada.

BIBLIOGRAFÍA

Berlese, A. (1905). Apparecchio per raccogliere presto ed in gran numero piccoli artropodi. Redia, 2, 85–89.

Calabi-Floody, M., Bendall, J., Jara, A., Welland, M., Theng, B., Rumpel, C. y de la Luz Mora, M. (2011). Nanoclays from an Andisol: extraction, properties and carbon stabilization. Geoderma, 161(3–4), 159–167.

Camann, M. A., Lamoncha, K. L. y Gillette, N. E. (2012). Oribatid mite community decline two years after low-intensity burning in the southern Cascade Range of California, USA. Forests, 3(4), 959–985.

Cambardella, C. A., Gajda, A. M., Doran, J. W., Wienhold, B. J. y Kettler, T. A. (2001). Estimation of particulate and total organic matter by weight loss-on-ignition. In R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follett, y B. A. Stewart (Eds.), Assessment methods for soil carbon (pp. 349–359). Lewis Publishers/CRC Press.

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. Oecologia, 143(1), 1–10.

Certini, G., Moya, D., Lucas-Borja, M. E. y Mastrolonardo, G. (2021). The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. Forest Ecology and Management, 488, 118989.

Cotrufo, M. F., Ranalli, M. G., Haddix, M. L., Six, J. y Lugato, E. (2019). Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. Nature Geoscience, 12(12), 989–994.
Doerr, S. H. (1998). On standardizing the 'water drop penetration time' and the 'molarity of an ethanol droplet' techniques to classify soil hydrophobicity. Earth Surface Processes and Landforms, 23(7), 663–668.
GLOSOLAN. (2021a). Soil electrical conductivity (soil/water, 1:5) (GLOSOLAN SOP-07). Global Soil Laboratory Network, FAO.
GLOSOLAN. (2021b). Soil pH determination (GLOSOLAN SOP-06). Global Soil Laboratory Network, FAO.
Herrick, J. E., Whitford, W. G., de Soyza, A. G., Van Zee, J. W., Havstad, K. M., Seybold, C. A. y Walton, M. (2001). Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. Catena, 44(1), 27–35.
Jordán, A., Zavala, L. M., Mataix-Solera, J., Nava, A. L. y Alanís, N. (2011). Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on Mexican volcanic soils. Catena, 84(1–2), 136–147.
Krantz, G. W. y Walter, D. E. (2009). A manual of acarology (3rd ed.). Texas Tech University Press.
Krichels, A., Stephens, E., Reid, C., Barriga, M., Ordoñez, M., McLaren, J., Kargul, M., Larios, L., Glassman, S. y Homyak, P. (2025). Wildfire-induced losses of soil particulate and mineral-associated organic carbon persist for over 4 years in a chaparral ecosystem. Global Change Biology, 31, e70404.
La Manna, L. y Barroetaveña, C. (2011). Propiedades químicas del suelo en bosques de Nothofagus antarctica y Austrocedrus chilensis afectados por fuego. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, 43(1), 175–189.
La Manna, L., Buduba, C. G. e Irisarri, J. (2020). Suelos volcánicos de la provincia del Chubut. En: Imbelloni P y Barbosa O. (Eds.) Suelos y vulcanismo. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. p. 333-360.
Lentile, L. B., Morgan, P., Hudak, A. T., Bobbitt, M. J., Lewis, S. A., Smith, A. M. S. y Robichaud, P. R. (2007). Post-fire burn severity and vegetation response following eight large wildfires across the western United States. Fire Ecology, 3(1), 91–108.
Litton, C. M., y Santelices, R. (2003). Effect of wildfire on soil physical and chemical properties in a Nothofagus glauca forest, Chile. Revista Chilena de Historia Natural, 76(4), 529–542.
McDaniel, P. A., Lowe, D., Arnalds, O. y Ping, C. L. (2012). Andisols. En P. Huang, Y. Li, y M. E. Sumner (Eds.), Handbook of Soil Sciences (2nd ed., Vol. 1, pp. 33.29–33.48). CRC Press.
Mohr Bell, D. (2015). Superficies afectadas por incendios en la región Bosque Andino Patagónico durante los veranos de 2013–2014 y 2014–2015. Nodo Regional (SAyDS–CIEFAP).
Pressler, Y., Moore, J. C. y Cotrufo, M. (2019). Belowground community responses to fire: A meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. Oikos, 128(3), 309–327.
R Core Team. (2025). R: A language and environment for statistical computing (Version 4.4.1). R Foundation for Statistical Computing.
Shakesby, R. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. Earth-Science Reviews, 105, 71–100.
Wada, K. (1985). The distinctive properties of Andosols. Advances in Soil Science, 2, 173–229.

PATRONES DE ACUMULACIÓN DE IONES EN VEGETACIÓN DE HUMEDALES SALINOS DEL CENTRO DE ARGENTINA

Barbosa, O. A.[1*], Álvarez-Rogel, J.[2], Lavado R. S.[3]

[1] Departamento de Cs. Agropecuarias, Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias, UNSL. Av. 25 de mayo 384, 5730 Villa Mercedes (SL), Argentina. [2] Departamento de Tecnología y Ciencia Agraria, ETSIA, UPCT, Cartagena, España. (https://orcid.org/0000-0002-8758-3792). [3] Facultad de Agronomía - INBA, UBA. Av. San Martín 4453, 1417 Buenos Aires, Argentina. (https://orcid.org/0000-0003-0004-2211). * baldibarbosa@yahoo.com.ar

RESUMEN: La salinidad causa efectos osmóticos, toxicidad y desequilibrios nutricionales. El mantenimiento de las relaciones potasio (K^+)/sodio (Na^+) y calcio (Ca^{2+})/Na^+ óptimas es un factor determinante de la tolerancia a las sales. En un humedal salino las especies no siempre se relacionan claramente con la conductividad eléctrica (CE) y otras propiedades. Se estudio la distribución de diferentes especies en un humedal salino, su vinculación con las relaciones iónicas y se establecieron las estrategias de especies representativas El humedal está integrado por distintos subpaisajes, en todos los casos con salinidad en superficie. En un caso, los suelos son Ustortentes típicos y la vegetación dominada por especies del género *Atriplex*. Otro sector con suelos. Epiacuentes típicos, presenta parches dominados por *Sarcocornia neei* y praderas halófilas dominadas por *Distichlis spicata.* Se ubicaron parcelas en cada tipo de vegetación, se determinaron biomasa seca y Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+ y K^+ en extractos foliares. Asimismo, determino' la CE de suelos (0-20 cm) y su contenido de iones (extracto 1:5). Las relaciones iónicas tendrían importancia en el ordenamiento de la vegetación Las proporciones y relaciones iónicas en los tejidos permiten establecer las estrategias de las especies: *Atriplex,* transporta las sales y las concentra en las hojas por donde las secreta, *Sarcocornia* tolera altas concentraciones de sales en su interior, *Distichlis* excluye el Na^+ a través de glándulas. Las relaciones iónicas en los tejidos y las estrategias de las diferentes especies a la salinidad podrían representar una herramienta más exacta para explicar la distribución de los diferentes tipos fisonómicos.

PALABRAS CLAVE: Relaciones iónicas, halófitas, provincia de San Luis.

138

INTRODUCCIÓN

La salinidad afecta numerosas características morfológicas, fisiológicas, bioquímicas y moleculares, por efecto del estrés osmótico, la toxicidad iónica y los desequilibrios nutricionales (Yadav et al., 2020). Cada especie, sus cultivares o poblaciones presentan diferente tolerancia a las sales y un factor determinante de la tolerancia frente al estrés salino, es el mantenimiento de las relaciones potasio (K^+)/sodio (Na^+) y calcio (Ca^{2+})/Na^+ óptimas (Tao et al., 2021). Desde hace años se ha resaltado que pueden ser más importantes las razones iónicas K^+/Na^+, Ca^{2+}/Na^+ y Ca^{2+}/Mg^{2+} del suelo que la salinidad total de éste (Reimann y Breckle, 1993, 1995; Alcaraz Ariza et al. ,1998). Además de su vinculación con la tolerancia, estas relaciones contribuyen a comprender las estrategias de supervivencia de las especies frente a elevadas concentraciones salinas del suelo.

La absorción selectiva de K^+, reflejada en la relación entre la proporción K^+/Na^+ de la planta y la proporción K^+/Na^+ del suelo, desempeña un papel fundamental en la tolerancia a la sal (Assaha et al., 2017; Almeida et al., 2017). Muchas especies excluyen el Na^+ y mantienen alta la selectividad para la captación y transporte de K^+, y en esos casos la excreción de iones tóxicos es de menor importancia (Tattini y Gucci, 1999).

En los humedales salinos las especies se distribuyen siguiendo patrones de salinidad del suelo, conjuntamente con sus habilidades de supervivencia. Sin embargo, en un trabajo

previo, Barbosa et al. (2022) observaron que la distribución de la vegetación en estos ambientes no siempre se relacionaba claramente con las determinaciones analíticas efectuadas regularmente en los suelos (CE, pH, RAS, y otras). En cambio, la relación con la profundidad a la freática era más clara. Intentando explicar las causas de esta distribución de especies en un humedal salino, nuestro objetivo fue vincular las relaciones iónicas de los suelos y las especies representativas de distintas comunidades, y establecer las estrategias de ellas para prosperar en esas condiciones extremas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se llevó a cabo a 7 km al norte de la ciudad de Villa Mercedes (San Luis) en la depresión "Bajo Las Saladas" (33º 37´ S y 65º 25´ W) con una superficie aproximada de 87,2 ha. Las condiciones del clima semiárido y las características de los suelos franco arenosos fueron publicadas previamente (Barbosa et al., 2022).

El humedal está integrado por los subpaisajes denominados sector alto y sector bajo, en todos los casos con salinidad en superficie. En el primer subpaisaje, los suelos son Ustortentes típicos (pH entre 8,1 y 8,4; CE entre 5,6 y 9,5 dS m^{-1}; profundidad de la freática entre 50 y 141 cm; Eh entre 378 y 419 mV), y la vegetación es dominada por dos especies, *Atriplex undulata* y *Atriplex lampa* casi en la misma proporción (en el estudio se eligió la primera ya que es la especie que más se desarrolla en San Luis). Continua el sector bajo con suelos Epiacuentes típicos, donde se presentan varios tipos fisonómicos de vegetación: los parches dominados por *Sarcocornia neei* (con pH entre 8,6 y 9,6; CE entre 16,8 y 24,4 dS m^{-1}; profundidad freática entre 3 y 80 cm; Eh entre 402 y 449 mV), las praderas halófilas abiertas y densas, dominadas por *Distichlis spicata* (pH entre 8,5 y 9,8; CE entre 14,4 y 26,3 dS m^{-1}, profundidad freática entre 12 y 84 cm; Eh entre 313 y 419 mV), (Barbosa, 2020).

Estas praderas de *Distichlis* (densas y abiertas), se diferencian porque las primeras presentan algas cianófitas que presentan fijación de nitrógeno en condiciones anóxicas y también permanecen más tiempo inundadas, por lo que las sales se diluyen.

Se ubicaron 3 parcelas en cada tipo fisonómico de vegetación, de 9 por 9 metros, en lugares sin pastoreo. En la vegetación de las mismas, se estimó la biomasa seca total, a través de tres cortes seleccionados al azar, en un área de 0,50 m^2 y se determinaron los contenidos de iones (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+}, en extractos ácidos de hojas de la especie dominante), en tres muestras dentro de las parcelas determinadas en plena época de crecimiento.

Asimismo, se tomaron tres muestras suelos (hasta 20 cm de profundidad) en la misma época, para determinar su conductividad eléctrica (CE) y su contenido de iones (en extracto 1:5, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+}) por cada parcela.

Con los datos obtenidos se realizó un análisis ANOVA de medidas repetidas y posterior test de Bonferroni ($p \leq 0,05$). Este fue utilizado ya que el número de observaciones en cada nivel no fue el mismo, ya que los datos de *Distichlis* en praderas halófilas densas y abiertas se reunieron.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se observa la biomasa seca determinada para cada especie estudiada. Los datos en kg ha^{-1} muestran a *Sarcocornia neei* como la especie con menor biomasa; *Distichlis spicata* se encuentra intermedia, si bien es la que posee la mayor desviación estándar debido a que se presenta dominando las praderas halófilas con características abiertas y densas. *Atriplex undulata* presenta la mayor acumulación de biomasa.

Tabla 1. Promedio de Biomasa seca (kg ha^{-1}). Letras diferentes indican diferencias significativas (Bonferroni, p<0,05).

Especie	Biomasa seca (kg ha^{-1})
Sarcocornia neei	540,0 a
Distichlis spicata	680,4 a
Atriplex undulata	1350,6 b

En la tabla 2 se presentan las concentraciones iónicas determinadas en el suelo de la zona radical de cada especie, siendo el Na^+ el catión mayoritario con marcada diferencia sobre los demás iones en los suelos de las tres especies. Las concentraciones de Na^+ más elevadas se registraron en los parches de *Sarcocornia neei*. Las praderas de *Distichlis spicata* tuvieron concentraciones medias, algo inferiores, y los suelos bajo *Atriplex undulata* las más bajas. El segundo catión más abundante fue el K^+. El Ca^{2+} ocupó el tercer lugar en orden de abundancia. Por último, el Mg^{2+} fue el ión menos abundante.

Tabla 2. Valores máximos y mínimos (mg kg^{-1} de suelo seco) para los iones, medidos en la zona radical para cada especie estudiada. Letras diferentes indican diferencias significativas (Bonferroni, p<0,05).

Especie	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
Distichlis spicata	6106-4542 b	113-86 a	47-32 a	23-13 a
Sarcocornia neei	8913-6934 c	234-85 b	46-37 a	41-31 b
Atriplex undulata	2358-1782 a	115-93 a	52-39 b	22-18 a

En la Tabla 3 se observa las concentraciones iónicas en las hojas de las especies dominantes estudiadas. En general, las concentraciones foliares de Na^+ aumentan con el incremento en la salinidad, mientras que las concentraciones de K^+, Ca^{2+} y Mg^{2+} son claramente menores, registrándose diferencias estadísticamente significativas en la mayoría de los casos. En detalle, las plantas presentaron patrones de acumulación diferentes para los distintos iones. Las hojas de *Atriplex undulata* acumularon más iones, particularmente Na^+ que *Sarcocornia* y ésta más que *Distichlis.*

Mantinzadeh et al. (2019) encontraron en especies similares (*Salicornia iranica* y *S. sinuspersica, y Atriplex canescens* y *A. leucoclada*), contenidos de cationes dentro del mismo orden de magnitud o aún mayores.

Tabla 3. Valores máximos y mínimos (mg kg^{-1} de materia seca) para los iones, medidos en las partes aéreas de las especies analizadas en los tipos fisonómicos de vegetación.

Especie	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
Distichlis spicata	31560-13410 a	4988-3421 b	424-161 a	297-139 a
Sarcocornia neei	55864-41083 b	3851-2444 a	501-293 b	475-303 b
Atriplex undulata	79805-60375 c	9790-7087 c	852-587 c	651-495 c

Las Figuras 1 y 2 muestran las relaciones K^+/Na^+ y Ca^{2+}/Na^+ en las hojas de las tres especies. Se presentan las estrategias de tolerancia a la salinidad: en *Distichlis* la relación K^+/Na^+ tiende a disminuir, en *Atriplex* tiende a aumentar y en Sarcocornia no hay ninguna tendencia con respecto a la salinidad del suelo (CE, dS m^{-1}). También es posible observar, en el *Distichlis*, dos nubes distintas, la más cercana al eje Y es la pradera halófila densa donde al permanecer inundada más tiempo las sales se diluyen por lo que presentan menor CE.

La relación Ca^{2+}/Na^+ también tiende a disminuir en *Distichlis* y en *Sarcocornia*, mientras para *Atriplex* no se observa tendencia definida. Las relaciones entre estos cationes en el suelo (datos no mostrados), coinciden en general con las encontradas en la vegetación.

Los ajustes de ambas relaciones iónicas muestran, en general, mayor ajuste para *Distichlis* (R^2 de 0,71 y 0,62 respectivamente), *Atriplex* (R^2 de 0,66 y 0,13 respectivamente), mientras *Sarcocornia* presento valores de R^2 de 0,0 y 0,37.

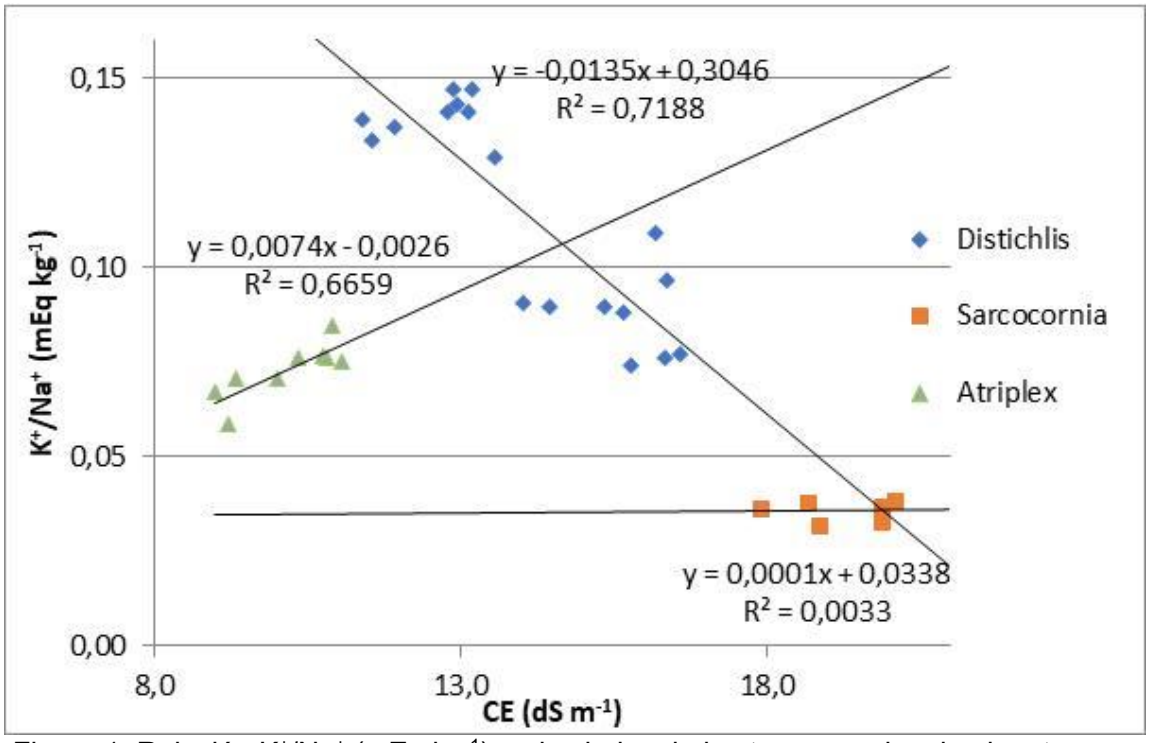


Figura 1. Relación K^+/Na^+ (mEq kg^{-1}) en las hojas de las tres especies dominantes con respecto a la salinidad (CE, en dS m^{-1}). Las formulas indican los ajustes lineales y los R^2 de cada una de estas especies.

La selectividad del K^+ en la biomasa aérea (Figura 3) tiende a aumentar a medida que aumenta la salinidad, para *Atriplex* y levemente para *Sarcocornia*, mientras disminuye en *Distichlis*. Por el contrario, la selectividad del Ca^{2+} no varió significativamente.

Los ajustes lineales de esta selectividad muestran que Distichlis presenta el mayor R^2 (0,60), *Atriplex* el intermedio (0,42) y *Sarcocornia* el menor (0,36).

Las relaciones K^+/Na^+ y Ca^{2+}/Na^+ disminuyen, como es habitual, en plantas sometidas a salinidad (Abu Alrud et al., 2018; Oi et al., 2022; Nleya et al., 2024), pero la selectividad K^+ indicó la capacidad de acumulación de K^+ en los tejidos vegetales de las distintas especies. La capacidad de las plantas para excluir Na^+ o aumentar la concentración de K^+ en la biomasa radicular y aérea, conduce a mantener una relación K^+/Na^+ adecuada en los tejidos para soportar los efectos de la salinidad en el crecimiento de las plantas (Tao et al., 2021). La influencia conocida de Ca^{2+}/Na^+ en el crecimiento de las plantas en condiciones salinas no fue clara ni definitiva en el presente caso.

Se puede observar que las proporciones y relaciones iónicas en los tejidos vegetales son una manera de comprender las estrategias de las diferentes especies a las elevadas concentraciones salinas del medio en el que se desarrollan. Se demuestra que *Atriplex spp*. acumula Na^+ y tiene capacidad selectiva para acumular K^+, transportando las sales en las hojas por donde las secreta a través de Tricomas (Malpassi et al., 2004). *Sarcocornia neei* también posee capacidad selectiva para acumular K^+, pero presenta una clara estrategia de tolerar las altas concentraciones de sales en su interior y no gasta energía en excluirlas. *Distichlis spicata* no presenta selectividad frente al K^+ y tiene la estrategia de excluir el Na^+ a través de glándulas que secretan sal al exterior en forma similar a *Atriplex* (Barbosa, 2020).

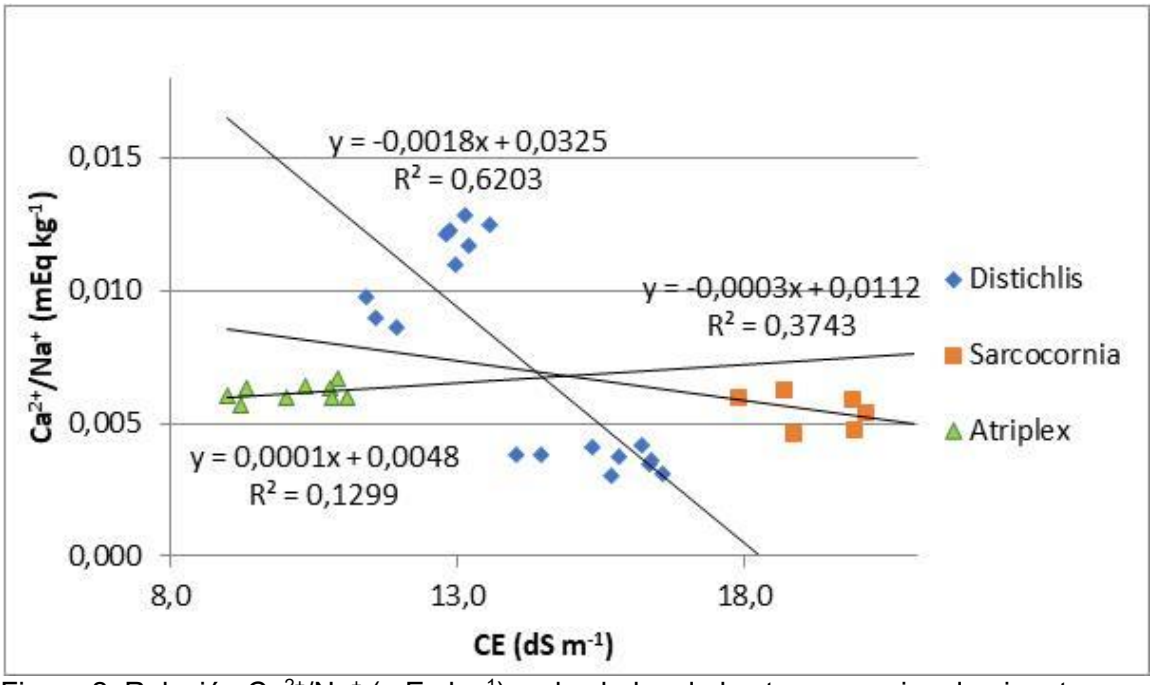


Figura 2. Relación Ca^{2+}/Na^{+} (mEq kg^{-1}) en las hojas de las tres especies dominantes con respecto a la salinidad (CE, en dS m^{-1}). Las formulas indican los ajustes lineales y los R^2 de cada una de estas especies.

142

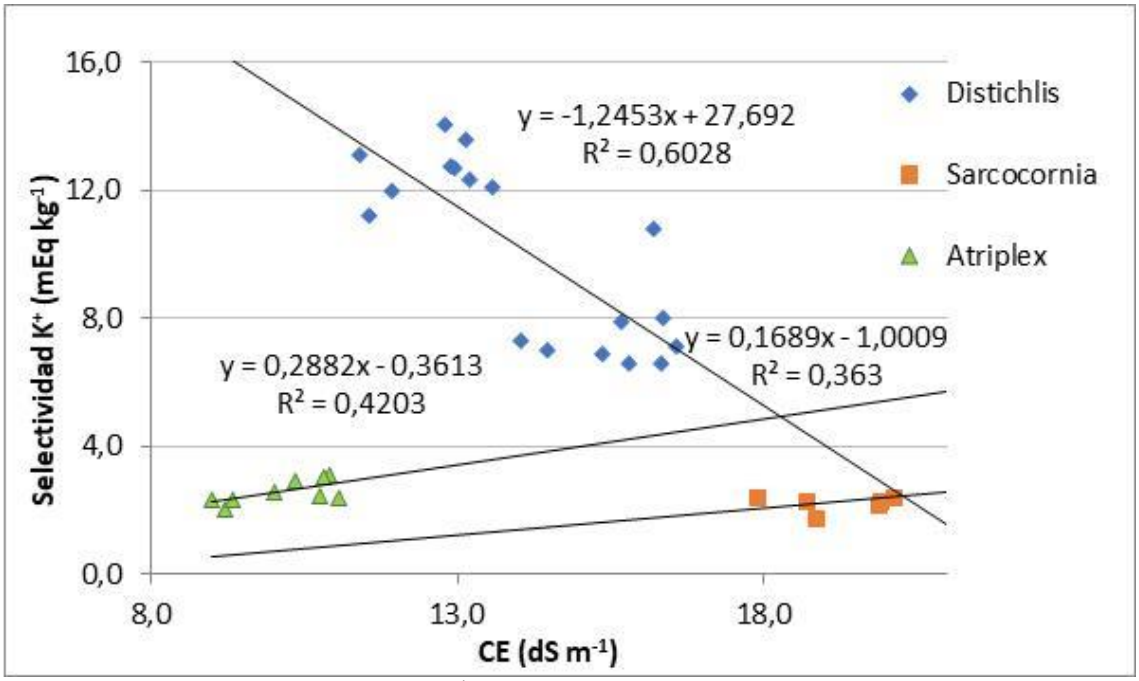


Figura 3. Selectividad K^{+} (mEq kg^{-1}) en las hojas de las tres especies dominantes con respecto a la salinidad (CE, en dS m^{-1}). Las formulas indican los ajustes lineales y los R^2 de cada una de estas especies.

CONCLUSIONES

Un mismo suelo sostiene varios tipos fisionómicos, lo cual indica que las características edáficas que ordenan la vegetación, no surgen claramente de los análisis y determinaciones efectuadas regularmente en la ciencia del suelo. Por el contrario, las relaciones iónicas de las distintas especies tendrían importancia en este sentido y deberían seguir siendo exploradas. Estas proporciones y relaciones iónicas

en los tejidos son una manera de comprender las estrategias de las diferentes especies frente a las elevadas concentraciones salinas del medio y podrían representar una herramienta más exacta para explicar la separación de los diferentes tipos fisonómicos.

BIBLIOGRAFÍA

Abu-Alrub, I., Marcum, K. B., Kabir, N., Aran, A. y Al Hammadi, A. (2018). A. Productivity and nutritional value of four forage grass cultivars compared to Rhodes grass irrigated with saline water. Australian J Crop Sci. 12:203-209. doi: 10.21475/ajcs.18.12.02.pne571.

Alcaraz Ariza, F., Álvarez-Rogel, J., Ortiz Silla, R. y Vela de Oro, N. (1998). The role of salt tipology and ionic balance in the zonation of halophytic vegetation: example of a salt marsh in SE Spain. 16 th World Congress of Soil Science. 20 al 26 de agosto, Montepellier, Francia.

Almeida, D. M., Oliveira, M. M. y Saibo, N. J. (2017). Regulation of Na^+ and K^+ homeostasis in plants: towards improved salt stress tolerance in crop plants. Genetics and molecular biology, 40(1 suppl 1):326-345.

Assaha, D. V., Ueda, A., Saneoka, H., Al-Yahyai, R. y Yaish, M. W. (2017). The role of Na^+ and K^+ transporters in salt stress adaptation in glycophytes. Frontiers in physiology, 2017. 8, 509.

Barbosa, O. A. (2020). Relaciones entre los tipos fisonómicos de vegetación y los suelos de un bajo salino del centro este de San Luis (Argentina). Tesis de doctorado. Universidad Nacional de Rio Cuarto (UNRC). 450 p.

Barbosa, O. A., Álvarez-Rogel, J., Lavado, R. S. y Riscosa, D. A. (2022). Variaciones estacionales de salinidad y humedad y su influencia en la génesis de los suelos de un humedal salino del centro de San Luis. Ciencia de Suelo, 40 (1): 237-256.

Malpassi, R., Grosso, M. y Basconsuelo, S. (2004). Capítulo 7: Anatomia ecológica. Bianco, C.A., Kraus, T.A. y Vegetti, A.C. (Ed.). La Hoja. Morfología externa y anatomía. 199 pp.

Matinzadeh, Z., Akhani, H., Abedi, M. y Palacio, S. (2019). The elemental composition of halophytes correlates with key morphological adaptations and taxonomic groups. Plant Physiology and Biochemistry, 141:259-278.

Nleya, T., Clay, S.A., Perkins, L. y Mertz, C. (2024). Plant Reponses to Salt Stress. In Salinity and Sodicity, A Global Challenge to Food Security, Environmental Quality, and Soil Resilience. Eds. Clay, D.E., DeSutter, T.M., Clay, S.A. y Nleya, T. Copublication by ASA/ CSSA/ SSSA and Wiley & Sons, Inc. Madison, WI. p. 73-83.

Oi, T., Clode, P. I., Taniguchi, M., Colmer T. D. y Lukasz Kotula, L. (2022). Salt tolerance in relation to elemental concentrations in leaf cell vacuoles and chloroplasts of a C_4 monocotyledonous halophyte. Plant, Cell and Environment: 45 :1490-1506. doi.org/10.1111/pce.14279.

Reimann, C. y Breckle, S. W. (1993). Sodium relations in *Chenopodiaceae*: a comparative approach. Plant, Cell and Environment, 16:323-328.

Reimann, C. y Breckle, S. W. (1995). Salt tolerance and ion relations of *Salsola kali* L.: differences between ssp. *tragus* (L.) Nyman and ssp. *ruthenica* (Iljin) Soó. New Phytologist, 130:37-45.

Tao, R., Ding, J., Li, C., Zhu, X., Guo, W. y Zhu, M. (2021). Evaluating and Screening of Agro-Physiological Indices for Salinity Stress Tolerance in Wheat at the Seedling Stage. Front. Plant Sci., 30 Sec. Plant Abiotic Stress. https://doi.org/10.3389/fpls.2021.646175.

Tattini, M. y Gucci, R. (1999). Ionic relations of *Phillyrea latifolia* L. plants during NaCl stress and relief from stress. Canadian Journal of Botany, 77:969-975.

Yadav, S. y Atri, N. (2020). Impact of Salinity Stress in Crop Plants and Mitigation Strategies. In: Amitava, R., Sing, H.B., Singh, A.K., Singh, U.S. y Fraceto, L, editors. New Frontiers in Stress Management for Durable Agriculture. Singapore. Springer Nature. p 49-64.

FRACCIONES DE NITRÓGENO ASOCIADAS A INDICADORES DE MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO

Bassi, L.[1, 2*], Mulvaney, R. L.[3], Crespo, C.[2, 4], García, G. V.[2, 4], Carciochi, W.[2, 4], Sainz Rozas, H. R.[4], Wyngaard, N.[2, 4]

[1] Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires; [2] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata; [3] Universidad de Illinois en Urbana-Champaign; [4] Concejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; [*]lbassi@mdp.edu.ar

RESUMEN: Numerosos indicadores de mineralización de nitrógeno (N) han sido desarrollados para estimar la cantidad de N mineralizado para mejorar la recomendación de fertilización nitrogenada. Sin embargo, se desconoce las formas de N orgánico que cuantifican la mayoría de los indicadores. El objetivo de este estudio fue caracterizar las fracciones lábiles de N (e.g. N-amonio, N-aminoácidos, N-aminoazúcares) en muestras de suelo con un amplio rango de textura, pH y carbono orgánico total (COT), con el fin de evaluar su asociación con indicadores biológicos (N_{CO2}: *flush* de CO_2; N_{an}: N mineralizado en anaerobiosis) y químicos (N_{KCl}: KCl caliente; N_{hyd}: hidrolisis alcalina; N_{ISNT}: Illinois Soil Nitrogen Test). Se analizaron 24 muestras (0–20 cm). Se determinaron los indicadores y fracciones hidrolizables de N, se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson (α=0,05) y se realizó un análisis de conglomerados jerárquicos. La inclusión de muestras de suelo bajo situaciones no cultivadas provocó que los indicadores y formas de N presentaran rangos de valores de gran amplitud, hasta 50% mayores en comparación con la bibliografía, dado que no incluían situaciones no cultivadas. Se observaron correlaciones estrechas positivas (r>0,82) para las asociaciones entre los indicadores con COT o N orgánico total. Todos los indicadores presentaron correlaciones positivas y significativas entre ellos, aunque de magnitud mayor entre indicadores de un mismo grupo (r>0,90), ya sean químicos o biológicos, exceptuando al N_{hyd} con N_{KCl} (r=0,73). Las correlaciones obtenidas entre indicadores biológicos y químicos fueron de 0,53 a 0,87, mientras que, las correlaciones entre indicadores y las fracciones de N fueron de 0,63 a 0,99. En el dendrograma, la obtención de dos clústeres de indicadores confirma como se separan efectivamente a los biológicos de químicos, sugiere que cada grupo se relaciona de manera diferente con las fracciones de N orgánico determinadas.

PALABRAS CLAVE: aminoácidos, aminoazúcares, nitrógeno potencialmente mineralizable.

144

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es el principal nutriente limitante de los cultivos a nivel mundial y se encuentra mayormente en formas orgánicas en el suelo, y debe mineralizarse para ser aprovechada por las plantas. Aunque la capacidad de mineralización del suelo se evalúa mediante el N potencialmente mineralizable (N_o) (Stanford y Smith, 1972), el largo tiempo requerido para su determinación limita su uso práctico en la recomendación de fertilización. Numerosos indicadores de mineralización de N han sido evaluados como estimadores del N_o. Entre los indicadores biológicos, el N mineralizado en anaerobiosis (N_{an}) que se basa en incubaciones anaeróbicas durante 7-d a 40°C (Waring y Bremner, 1964) y el *flush* de CO_2 (N_{CO2}) se basa en incubaciones aeróbicas a 25°C durante 3-d (Franzluebbers *et al.*, 2000). El N extraído con KCl a 100°C durante 4-h (N_{KCl}) (Gianello y Bremner, 1986) y el Illinois Soil Nitrogen Test (N_{ISNT}), el cual se basa en una micro-difusión alcalina a 50°C durante 5-h (Khan *et al.*, 2001) son métodos químicos ampliamente difundidos, aunque otros métodos se han propuesto recientemente como la hidrolisis alcalina (N_{hyd}) de una muestra basada en una destilación con NaOH durante 40 min (Dodor, 2002). La mayoría de los métodos, se han desarrollado a partir de la relación empírica entre los valores del indicador y el N_o, lo que hace menos factible la

selección, desarrollo y adopción del indicador. Sin embargo, identificar las fracciones de N lábiles (e.g. N-amonio, N-aminoácidos, N-aminoazúcares) de un amplio rango de condiciones edafoclimáticas y cómo estas se asocian con los valores de los indicadores de mineralización de N, sería una alternativa de utilidad para caracterizar, seleccionar y desarrollar indicadores de mineralización potenciales. Por lo que se plantean las siguientes hipótesis: i) Las correlaciones serán más fuertes entre indicadores de un mismo grupo, ya sean biológicos (N_{CO2} y N_{an}) o químicos (N_{hyd}, N_{KCl}, N_{ISNT}), que entre grupos; ii) Las fracciones lábiles de N orgánico que se asocian al N_{CO2} y N_{an}, difieren de aquellas correlacionadas a las metodologías químicas (N_{hyd}, N_{KCl}, N_{ISNT}). El objetivo de este trabajo es caracterizar los compuestos orgánicos nitrogenados asociados a métodos químicos y biológicos para estimar N_o.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 24 muestras de suelo provenientes de Molisoles (0-20 cm) representativos de la Región Pampeana Argentina (latitud: 33°23′ S a 38°47′ S; longitud: 57°36′ O a 63°23′ O) con un amplio rango de textura, pH y materia orgánica, incluyendo muestras de suelo cultivado y no cultivado. Más información sobre el muestreo está disponible en Wyngaard *et al.* (2022). Se caracterizaron las muestras según su contenido de carbono orgánico total (COT), N orgánico total (NOT) y textura. Se obtuvieron los valores por triplicado para los indicadores de mineralización de N [N_{an} (Keeney, 1982), N_{CO2} (Franzluebbers *et al.*, 2000), N_{KCl} (Gianello y Bremner, 1986), N_{hyd} (Dodor, 2002) y N_{ISNT} (Khan *et al.*, 2001)] y para las fracciones de N hidrolizado [NTH: N total hidrolizable; N-$NH_4^+{}_H$: N como amonio hidrolizado, N-($NH_4^+{}_H$+AS): N como amonio hidrolizado más amino-azucares, N-AS: N como amino azucares, N-AA: N como aminoácidos, N-DES: N como N desconocido, N-AIN: N como N acido insoluble] en las muestras de suelo (Mulvaney y Khan, 2001). Se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson de los indicadores de mineralización entre sí, y entre los mismos y COT, textura y las fracciones de N (α = 0,05). Luego, se realizaron análisis de conglomerados jerárquicos para agrupar los indicadores según su asociación a las fracciones de N, calculando la distancia euclidiana y aplicando el método de enlace promedio para generar un dendrograma.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las muestras de suelos abarcaron 9 de las 12 clases texturales, con rango de contenido de arcillas entre 70 a 841 g kg^{-1}. La incorporación de situaciones no cultivadas condujo a un amplio rango de valores de COT (7 a 57 g kg^{-1}). Esta variabilidad en el COT de las muestras de suelo, condujo a la obtención de rangos de mayor amplitud en comparación con la bibliografía (Braos *et al.*, 2022; Dodor *et al.*, 2022; Khan *et al.*, 2001; Schomberg *et al.*, 2009) para los diferentes indicadores de mineralización de N, principalmente asociado a sus valores máximos. En particular para los indicadores biológicos, el N_{CO2} presento valores de 107 a 661 mg kg^{-1} y el N_{an} de 43 a 204 mg kg^{-1}. En el caso de los indicadores químicos, el N_{KCl} varió de 15 a 72 mg kg^{-1}, el N_{hyd} de 103 a 378 mg kg^{-1} y el N_{ISNT} de 112 a 568 mg kg^{-1}. El fraccionamiento del N orgánico (Tabla 1) evidenció rangos de valores y proporciones relativas al NOT semejantes a las reportadas internacionalmente (Mulvaney *et al.*, 2001; Braos *et al.*, 2022; 2023), aunque con ciertas diferencias respecto al único antecedente nacional (Rosell *et al.*, 1978), posiblemente explicadas por mejoras metodológicas introducidas en las últimas décadas y a los cambios en el manejo del suelo.

Tabla 1. Estadísticas descriptivas para las fracciones de N [NOT: N orgánico total; NTH: N total hidrolizable; N-$NH_4^+{}_H$: N como amonio; N-($NH_4^+{}_H$+AS): N como amonio más aminoazúcares] y proporción porcentual de las formas de N respecto al contenido de NOT en las muestras de suelo.

	NOT	NTH		N-$NH_4^+{}_H$		N-($NH_4^+{}_H$+AS)	
	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	%	mg kg^{-1}	%	mg kg^{-1}	%
Mínimo	781	486	51	74	5	209	22
Media	2263	1410	63	147	7	547	25
Máximo	4308	2579	70	288	10	1058	29

Tabla 2. Estadísticas descriptivas para las fracciones de N (N-AS: N como aminoazúcares; N-AA: N como aminoácidos; N-DES: N desconocido; N-AIN: N insoluble en acido) y proporción porcentual de las formas de nitrógeno (N) respecto al N orgánico total en las muestras de suelo.

	N-AS		N-AA		N-DES		N-AIN	
	mg kg^{-1}	%	mg kg^{-1}	%	mg kg^{-1}	%	mg kg^{-1}	%
Mínimo	135	16	240	22	37	5	295	17
Media	400	18	570	26	299	12	831	36
Máximo	827	21	1002	31	612	20	1729	49

Las correlaciones obtenidas entre los diferentes indicadores de mineralización mostraron coeficientes de Pearson elevados (Figura 1). En concordancia con estudios previos, se observaron correlaciones de mayor magnitud entre los indicadores biológicos (N_{CO2} y N_{an}) y los químicos entre sí, particularmente entre N_{KCl} y N_{ISNT}. El N_{hyd} fue la metodología que presentó correlaciones más débiles. Todos los indicadores mostraron relaciones positivas con COT y NOT.

Sin embargo, las correlaciones fueron de mayor magnitud particularmente para los indicadores químicos. Las correlaciones obtenidas entre los indicadores (Figura 1) coinciden con la información reportada entre N_{CO2} y N_{an} (r=0,91, Schomberg *et al.*, 2009), N_{KCl} y N_{ISNT} (r=0,65, Sharifi *et al.*, 2007), N_{KCl} y N_{hyd} (r=0,61, Dodor *et al.*, 2022), N_{KCl} y N_{CO2} (r=0,88, Schomberg *et al.*, 2009), y N_{KCl} y N_{an} (r=0,91, Schomberg *et al.*, 2009). Dentro de nuestro conocimiento, nunca se habían evaluado con anterioridad las relaciones entre N_{hyd} con N_{ISNT} o N_{an}.

Las correlaciones obtenidas entre las fracciones de N y los indicadores de mineralización de N fueron significativas, positivas y estrechas (Figura 1). Cabe destacar que se observaron correlaciones promedio de 0,86 a 0,96 entre los indicadores químicos (N_{KCl}, N_{hyd} y N_{ISNT}) y las fracciones de N, siendo el N_{ISNT} el indicador con correlaciones cercanas a 1 para todas las formas de N. Por otra parte, los indicadores biológicos presentaron una correlación promedio de 0,81. La estrecha correlación entre los indicadores químicos con el NOT y fracciones de N podría estar sugiriendo que los indicadores químicos estarían extrayendo una única fracción o una porción del NOT constante.

El dendrograma (Figura 2) generado para los indicadores en función a su asociación con las formas de N, presentó una correlación cofenética de 0,602. Se observaron principalmente dos grandes clústeres, separando los indicadores biológicos de los químicos. Si bien todas las correlaciones entre indicadores y formas de N (Figura 1) fueron significativas, positivas y estrechas, existieron diferencias suficientes para la ocurrencia de dos grandes grupos, sugiriendo que existen diferencias entre las fracciones de N que extraen.

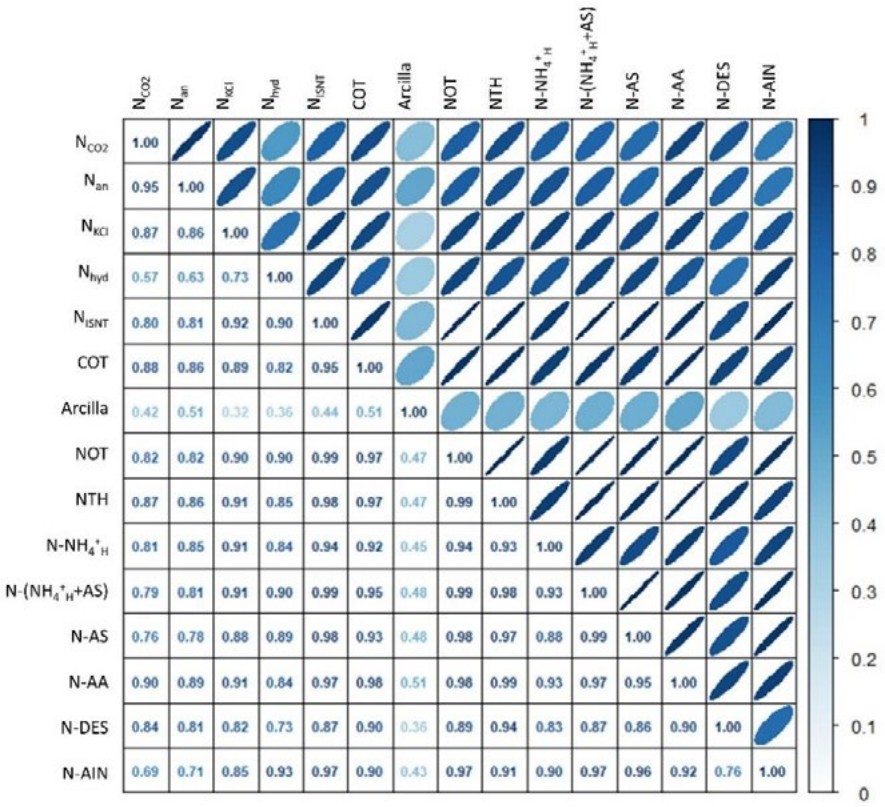


Figura 1. Coeficientes lineares de correlación de Pearson relacionando indicadores de mineralización de nitrógeno (N) y fracciones hidrolizables de N. Abreviaciones: N_{CO2}: flush de CO_2, N_{an}: N mineralizado en anaerobiosis, N_{KCl}: N extraído con KCl caliente, N_{hyd}: N extraído mediante hidrolisis alcalina, N_{ISNT}: N extraído mediante el Illinois Soil Nitrogen Test, NOT: N orgánico total, NTH: N total hidrolizable; $N\text{-}NH_4^+{}_H$: N como amonio hidrolizado, $N\text{-}(NH_4^+{}_H$+ AS): N como amonio hidrolizado más amino-azucares, N-AS: N como amino azucares, N-AA: N como amino ácidos, N-DES: N desconocido, N-AIN: N insoluble en acido.

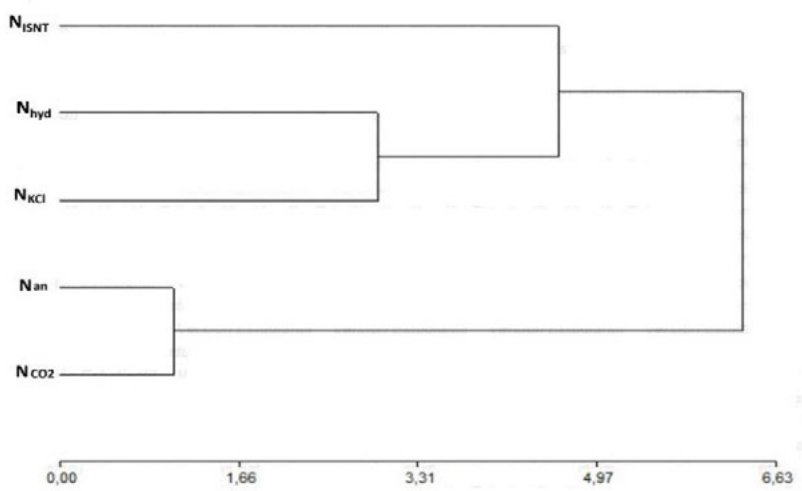


Figura 2. Dendrograma para los indicadores de mineralización de nitrógeno (N) evaluados (N_{CO2}: flush de CO_2, N_{an}: N mineralizado en anaerobiosis, N_{KCl}: N extraído con KCl caliente, N_{hyd}: N extraído mediante hidrolisis alcalina, N_{ISNT}: N extraído mediante el Illinois Soil Nitrogen Test) según las fracciones de N orgánico hidrolizado.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permitieron reunir evidencia suficiente para no rechazar la primera hipótesis dado que, si bien, las correlaciones obtenidas entre los indicadores fueron en todos los casos positivas y significativas, dentro de cada grupo de indicadores de mineralización de N, las correlaciones fueron de mayor magnitud. En cuanto a la segunda hipótesis, esta no se rechazó, dado que el dendrograma obtenido sugiere que las formas de N asociadas a los indicadores biológicos difieren de las formas de N correlacionadas con los indicadores químicos evaluados.

BIBLIOGRAFÍA

Beauchamp, E. G., Kay, B. D. y Pararajasingham, R. (2004). Soil tests for predicting the N requirement of corn. Canadian Journal of Soil Science, 84(1), 103–113. https://doi.org/10.4141/S03-023

Braos, L. B., Carlos, R. S., Bettiol, A. C. T., Bergamasco, M. A. M., Terçariol, M. C., Ferreira, M. E. y da Cruz, M. C. P. (2023). Soil Carbon and Nitrogen Forms and Their Relationship with Nitrogen Availability Affected by Cover Crop Species and Nitrogen Fertilizer Doses. Nitrogen, 4(1), 85–101.

Braos, L. B., Carlos, R. S., Kuhnen, F., Ferreira, M. E., Mulvaney, R. L., Khan, S. A. y Cruz, M. C. P. da. (2022). Predicting Soil Nitrogen Availability for Maize Production in Brazil. Nitrogen, 3(4), 555–568.

Campbell, C. A., Jamel, Y. W., Jalil, A. y Schoenau, J. (1997). Use of hot KCl-NH 4-N to estimate fertilizer N requirements. Canadian Journal of Soil Science, 77(2), 161–166. https://doi.org/10.4141/S96-106

Dodor, D. E. (2002). Enzyme activities in soils as affected by long-term cropping systems. [Ph D. Thesis, Iowa State University]. https://lib.dr.iastate.edu/rtd

Dodor, D. E., Kamara, M. S., Asamoah-Bediako, A., Adiku, S. G. K., MacCarthy, D. S., Kumahor, S. K. y Neina, D. (2022). Evaluation of Alkaline Hydrolyzable Organic Nitrogen as an Index of Nitrogen Mineralization Potential of Some Coastal Savannah Soils of Ghana. *Nitrogen*, *3*(4), 652–662.

Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Schomberg, H. H. y Hons, F. M. (2000). Flush of Carbon Dioxide Following Rewetting of Dried Soil Relates to Active Organic Pools. *Soil Science Society of America Journal*, *64*(2), 613–623.

Franzluebbers, A.J. y Shoemaker, R. (2020). Soil-test biological activity with the flush of CO2 : VI. Economics of optimized nitrogen inputs for corn. *Agronomy Journal*, *112*(4), 2848–2865. https://doi.org/10.1002/agj2.20213

Gianello, C. y Bremner, J. M. (1986). A simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *17*(2), 195–214.

Haney, R.L., Hons, F. M., Sanderson, M. A. y Franzluebbers, A. J. (2001). A rapid procedure for estimating nitrogen mineralization in manured soil. *Biology and Fertility of Soils*, *33*(2), 100–104. https://doi.org/10.1007/s003740000294

Keeney, D. R. (1982). *Nitrogen—Availability Indices* (pp. 711–733).

Khan, S. A., Mulvaney, R. L. y Hoeft, R. G. (2001). A Simple Soil Test for Detecting Sites that are Nonresponsive to Nitrogen Fertilization. *Soil Science Society of America Journal*, *65*(6), 1751–1760.

Mulvaney, R. L. y Khan, S. A. (2001). Diffusion Methods to Determine Different Forms of Nitrogen in Soil Hydrolysates. *Soil Science Society of America Journal*, *65*(4), 1284–1292.

Mulvaney, R. L., Khan, S. A. y Ellsworth, T. R. (2006). Need for a Soil-Based Approach in Managing Nitrogen Fertilizers for Profitable Corn Production. *Soil Science Society of America Journal*, *70*(1), 172–182.

Mulvaney, R. L., Khan, S. A., Hoeft, R. G. y Brown, H. M. (2001). A Soil Organic Nitrogen Fraction that Reduces the Need for Nitrogen Fertilization. *Soil Science Society of America Journal*, *65*(4), 1164–1172.

Orcellet, J., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N. y Echeverría, H. E. (2017). Anaerobically Incubated Nitrogen Improved Nitrogen Diagnosis in Corn. Agronomy Journal, 109(1), 291–298. https://doi.org/10.2134/agronj2016.02.0115

Reussi Calvo, N. I., Wyngaard, N., Orcellet, J., Sainz Rozas, H. R. y Echeverría, H. E. (2018). Predicting Field-Apparent Nitrogen Mineralization from Anaerobically Incubated Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, *82*(2), 502–508. https://doi.org/10.2136/sssaj2017.11.0395

Rosell, R. A., Salfeld, J. Chr. y Söchtig, H. (1978). Organic components in Argentine soils. I. Nitrogen distribution in soils and their humic acids. Agrochimica, 22(2), 99–105.

Schomberg, H. H., Wietholter, S., Griffin, T. S., Reeves, D. W., Cabrera, M. L., Fisher, D. S., Endale, D. M., Novak, J. M., Balkcom, K. S., Raper, R. L., Kitchen, N. R., Locke, M. A., Potter, K. N., Schwartz, R. C., Truman, C. C. y Tyler, D. D. (2009). Assessing Indices for Predicting Potential Nitrogen Mineralization in Soils under Different Management Systems. *Soil Science Society of America Journal*, *73*(5), 1575–1586.

Sharifi, M., Zebarth, B. J., Burton, D. L., Grant, C. A. y Cooper, J. M. (2007). Evaluation of Some Indices of Potentially Mineralizable Nitrogen in Soil. *Soil Science Society of America Journal*, *71*(4), 1233–1239.

Stanford, G. y Smith, S. J. (1972). Nitrogen Mineralization Potentials of Soils. *Soil Science.*

Tovar Hernandez, S., Diovisalvi, N., Carciochi, W. D., Izquierdo, N., Sainz Rozas, H., Garcia, F. y Reussi Calvo, N. I. (2021). Assessment of nitrogen diagnosis methods in sunflower. *Agronomy Journal*, *113*(3), 2846–2857. https://doi.org/10.1002/agj2.20685

Waring, S. A. y Bremner, J. M. (1964). Ammonium Production in Soil under Waterlogged Conditions as an Index of Nitrogen Availability. *Nature*, *201*(4922), 951–952.

NIVELES DE CALCIO EN SUELOS DEL DEPARTAMENTO DE ALTO PARANÁ – PARAGUAY (2018–2023)

Blanco, C.[1*], Rodríguez, E.[1], Martínez, M.[1], Villanueva, M.[2], Rojas, P.[2], Paredes, C.[2], Ríos, L.[2] Segovia, F.[2]

[1]Estudiantes de la FIA – UNE. Minga Guazú – Alto Paraná - Paraguay. [2]Docentes Investigadores de la FIA – UNE. Minga Guazú – Alto Paraná – Paraguay. *cris_blanco@outook.com

RESUMEN: El calcio (Ca^{2+}) es un nutriente fundamental para la estabilidad estructural del suelo y el desarrollo fisiológico de los cultivos. El objetivo de este trabajo fue clasificar y analizar los niveles de calcio intercambiable en suelos del Departamento de Alto Paraná, Paraguay, durante el periodo 2019–2023. Se sistematizaron los resultados de 1.013 muestras de suelo procesadas en el laboratorio de la Facultad de Ingeniería Agronómica de la Universidad Nacional del Este (FIA-UNE). La metodología consistió en la extracción con KCl 1 mol L^{-1} y la posterior clasificación de los datos según los criterios de Emater-PR: Bajo (< 2,0), Medio (2,0–4,0) y Alto (> 4,0 cmolc/dm^3). Los resultados revelaron que el 67,91 % de las muestras se sitúan en la categoría Alto, con una mediana departamental de 5,35 cmolc.dm^{-3}. No obstante, se observó una marcada variabilidad espacial; distritos como Dr. Raúl Peña y San Alberto presentaron medianas elevadas (8,15 y 9,13 cmolc.dm^{-3}), mientras que Naranjal y Santa Fe registraron niveles deficientes con medianas de 0,58 y 1,22 cmolc.dm^{-3}, respectivamente. Se concluye que, si bien la mayoría de los suelos del departamento posee una disponibilidad óptima de calcio, la existencia de áreas con niveles bajos subraya la necesidad de realizar diagnósticos precisos por distrito para optimizar las recomendaciones de enmiendas y fertilización.

PALABRAS CLAVE: fertilidad del suelo, nutrición vegetal, calcio intercambiable.

INTRODUCCIÓN

El calcio (Ca^{+2}) es reconocido como un nutriente esencial para el crecimiento y desarrollo de las plantas, desempeñando un papel crítico en la estabilidad de las paredes celulares y en la señalización de respuestas ante el estrés ambiental (Prasad y Shivay., 2020; Sanchez, 2025). En el sistema suelo-planta, la disponibilidad de este elemento no depende únicamente de su presencia total, sino de su ubicación en la fracción intercambiable del complejo coloidal y en la solución del suelo, donde se mantiene un equilibrio dinámico. Según Sadeghian (2022), la adecuada saturación de calcio en el complejo de cambio es fundamental para neutralizar la acidez y mejorar la estructura física del suelo, facilitando así la absorción de otros nutrientes vitales.

En la región del Departamento de Alto Paraná-Paraguay, la actividad agrícola es el motor económico principal, lo que exige un conocimiento profundo de la fertilidad de sus suelos para garantizar la sostenibilidad de los cultivos. A pesar de la importancia del Ca^{+2}, su variabilidad en los suelos de la región puede verse afectada por factores como la intensidad de las lluvias, el manejo de enmiendas y la naturaleza mineralógica de los suelos predominantes. Mendoza y López (2020) señalan que el monitoreo constante de los niveles de bases intercambiables es una herramienta indispensable para el diagnóstico certero de la fertilidad.

La sistematización de datos provenientes de laboratorios de referencia permite identificar tendencias regionales y zonas con deficiencias críticas que podrían limitar el rendimiento agrícola. Bajo esta premisa, el presente trabajo tiene como objetivo clasificar y analizar los niveles de calcio en los suelos de 17 distritos del Departamento de Alto Paraná, basándose en los registros del Laboratorio de Suelos de la Facultad de Ingeniería Agronómica de la

Universidad Nacional del Este (FIA-UNE) durante el periodo comprendido entre 2019 y 2023. Este análisis busca proporcionar una base científica actualizada que sirva de guía para la toma de decisiones en el manejo de la fertilización y el encalado en la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

La clasificación de los niveles de Ca^{+2} fue realizada a partir de la sistematización de resultados de análisis de suelos procesadas entre los años 2019 a 2023, dónde se analizaron en total 1013 muestras, el extractor que se utilizó para la determinación de Ca^{+2} es KCl 1 mol L^{-1} según metodología establecida por la EMBRAPA (2009). Los resultados de análisis de suelo provinieron de los archivos de la base de datos del laboratorio de suelos de la Facultad de Ingeniería Agronómica de la Universidad Nacional del Este (FIA-UNE), ubicada en Minga Guazú, Departamento de Alto Paraná.

La clasificación según los niveles se realizó en base a la propuesta por Emater - PR citado por *Lana et al.*, 2010 como se presenta en la Tabla 1. Para la elaboración del mapa se utilizó como unidad cartográfica el mapa con la división política a nivel departamental y distrital del Alto Paraná. Los resultados de la clasificación de los niveles de Ca^{+2} fueron introducidos en el software QGIS versión 2.18, con la generación del mapa correspondiente.

Tabla 1. Interpretación de resultado de la concentración de Calcio $(Ca)^{+2}$ en el suelo

Clasificación	Ca^{+2}
----------cmol/ dm^3----------	
Alto Paraná	
Bajo	<2
Medio	2,01 – 3,9
Alto	>4

Fuente: Emater PR citado por *Lana et. Al.*, 2010

RESULTADOS

Tras el análisis y procesamiento de las 1.013 muestras de suelo provenientes de 17 distritos del Departamento de Alto Paraná, se procedió a la clasificación de los niveles de calcio intercambiable (Ca^{2+}), basándose en los rangos de interpretación establecidos en la metodología empleada.

Distribución general de la fertilidad

Los resultados evidencian que la gran mayoría de los suelos analizados presentan una alta disponibilidad de calcio. De acuerdo con la base de datos sistematizada, el 67,91 % de las muestras (686 casos) se ubican en la categoría Alto (> 4,0 cmolc.dm^{-3}). Por su parte, el 17,38 % (176 muestras) corresponde al nivel Medio, mientras que solo el 14,71 % (149 muestras) se clasifica en el nivel Bajo (< 2,0 cmolc/dm^3).

Análisis por distritos

Al analizar el comportamiento a nivel distrital, se observaron variaciones significativas en los niveles de calcio. El distrito de Minga Guazú, que concentró el mayor número de muestras analizadas (n = 545), presentó una mediana de 5,35 cmolc.dm^{-3}, consolidándose dentro del nivel alto de fertilidad cálcica. Resultados similares se registraron en Presidente Franco y Dr. Raúl Peña, con medianas de 7,60 y 8,15 cmolc.dm^{-3}, respectivamente, lo que indica suelos con elevada saturación de bases.

En contraste, el distrito de Ciudad del Este mostró una mediana de 1,83 cmolc.dm^{-3}, ubicándose técnicamente en el nivel Bajo, según los criterios de clasificación de Emater-PR (Lana et al., 2010). Un caso particularmente crítico fue el de Naranjal, que registró la mediana más baja del estudio con 0,58 cmolc.dm^{-3}, lo que sugiere una necesidad inmediata de corrección, principalmente mediante prácticas de encalado, a fin de evitar limitaciones en el desarrollo radicular de los cultivos.

Tabla 2. Análisis por distritos, mediana y porcentual de muestras de Ca^{2+} clasificadas en "bajo", "medio", "alto", en Alto Paraná, periodo 2019 -2023

Distritos	Total Muestras	Mediana (Ca)	Bajo (B)	Medio (M)	Alto (A)
Ciudad del Este	128	1,83	68	15	45
D. M. de Irala	2	6,52	-	0	2
Dr. J. L. Mallorquín	52	3,80	-	29	23
Dr. Raúl Peña	4	8,15	-	-	4
Hernandarias	87	5,54	4	4	79
Itakyry	100	3,62	32	19	49
J. E. O'Leary	9	2,82	2	7	0
Mbaracayú	1	4,86	-	-	1
Minga Guazú	545	5,35	36	96	413
Minga Porã	34	6,63	1	3	30
Ñacunday	18	5,56	2	1	15
Naranjal	3	0,58	2	1	0
Pte. Franco	21	7,60	-	-	21
San Alberto	2	9,13	-	-	2
Santa Fe	2	1,22	2	-	0
Santa Rita	4	5,74	-	-	4
Tavapy	1	2,70	-	1	0
TOTAL GENERAL	1013	5,35	149	176	686
PORCENTAJE (%)	100%	-	14,71%	17,38%	67,91%

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la FIA-UNE.
*-------- sin datos de análisis de suelo

DISCUSION

La elevada concentración de calcio observada en aproximadamente dos tercios de las muestras del departamento podría estar asociada a la adopción generalizada de prácticas de manejo de suelos, como la aplicación periódica de caliza agrícola por parte de los productores. Según Sadeghian (2022), el calcio no solo cumple una función nutricional esencial, sino que, cuando se encuentra en niveles altos, contribuye a la floculación de las arcillas, mejorando la estructura, porosidad y aireación del suelo.

No obstante, las deficiencias detectadas en distritos como Naranjal y Santa Fe (mediana de 0,58 y 1,22 cmolc.dm-³) podrían estar relacionadas con procesos intensos de lixiviación, así como con la ausencia de enmiendas calcáreas en suelos con menor aptitud agrícola comercial.

La variabilidad espacial observada resalta la importancia de realizar análisis de suelo periódicos y de evitar generalizaciones sobre la fertilidad regional, ya que, aun en un departamento con predominancia de niveles óptimos de calcio, existen áreas que requieren intervenciones técnicas específicas para optimizar la nutrición vegetal y la productividad de los cultivos (Vázquez, 2023).

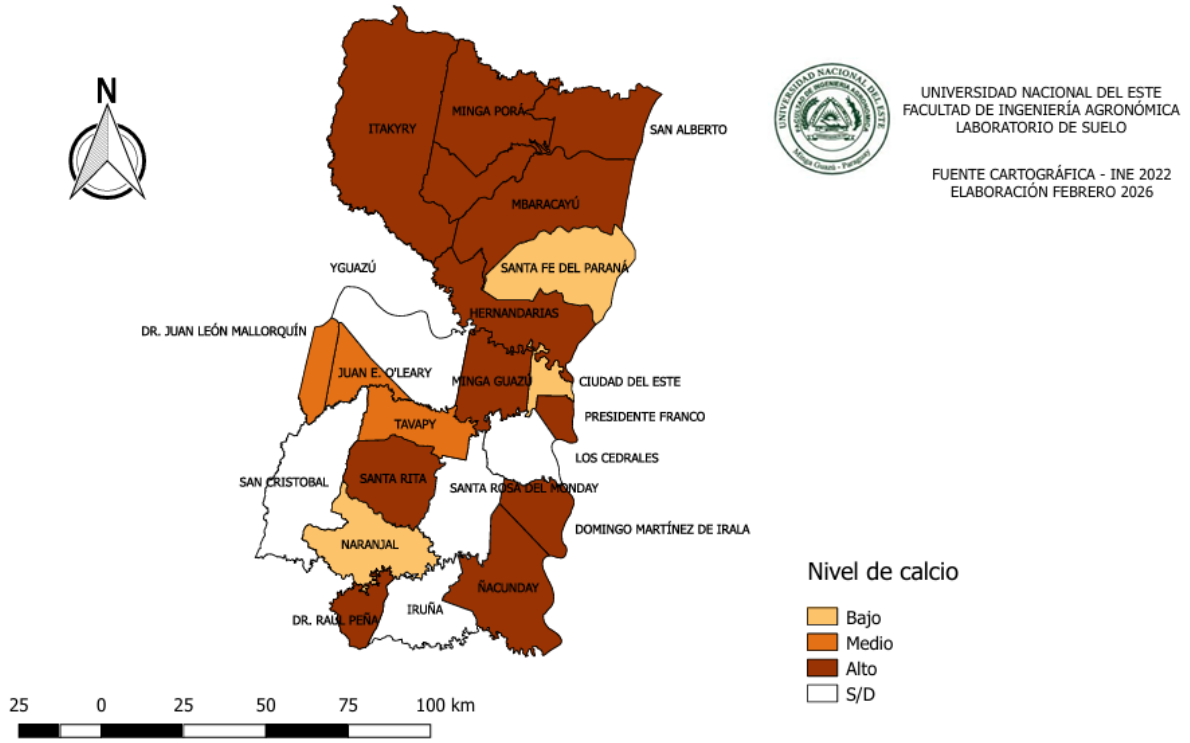


Figura 1. Clasificación del nivel de calcio (Ca^{2+}) de distritos del departamento de Alto Paraná
Fuente: Cartográfica DGEEC, 2012 – elaboración propia (2026)

CONCLUSIONES

El análisis de las 1.013 muestras de suelo provenientes de 17 distritos del Departamento de Alto Paraná permitió concluir que la disponibilidad de calcio intercambiable (Ca^{2+}) es predominantemente alta en la región, con más del 60 % de las muestras clasificadas en el nivel alto, lo que refleja un adecuado manejo de la fertilidad del suelo en la mayoría de los sistemas productivos.

A nivel distrital, se evidenció una marcada variabilidad espacial en los contenidos de calcio, destacándose San Alberto, Dr. Raul Peña y Pdte. Franco por presentar medianas elevadas, asociadas a una adecuada saturación de bases y a condiciones favorables para el desarrollo radicular de los cultivos.

En contraste, los distritos de Ciudad del Este, Naranjal y Santa Fe mostraron niveles bajos de calcio intercambiable, lo que representa una limitante potencial para la productividad agrícola, especialmente en cultivos sensibles a deficiencias cálcicas, evidenciando la necesidad de implementar prácticas correctivas como el encalado.

Los resultados confirman que, aun dentro de una región con fertilidad generalmente óptima, es imprescindible la realización periódica de análisis de suelo, ya que permiten identificar áreas específicas con requerimientos de manejo diferenciado y contribuyen a una nutrición vegetal más eficiente y sostenible.

BIBLIOGRAFÍA

Alba-Sánchez, L., et al. (2021). Dinámica de los nutrientes en suelos tropicales y su impacto en la productividad agrícola. Revista de Ciencias Agrarias, 44(2).

Casanova, E. (2021). Introducción a la Ciencia del Suelo. Editorial Universidad Central de Venezuela.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). (2009). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2a edição revista e ampliada. Fabio Cesar Da Silva (Ed.). Brasília, DF. 627p.

Lana et al. (2010). Análise química de solo e tecido vegetal: práticas de laboratório. Organização de Maria do Carmo Lana. Cascavel: EDUNIOESTE. 130p.

López-Morales, D., et al. (2020). Propiedades químicas de los suelos y su relación con la disponibilidad de nutrientes. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 11(5).
Mendoza, R. B., y López, A. (2020). Manejo de la fertilidad del suelo y nutrición vegetal. Editorial Académica Española.
Prasad, R. y Shivay, Y. S. (2020). *El calcio como nutriente vegetal*. Revista internacional de gestión de recursos biológicos y estrés, 11(5), i–iii. https://doi.org/10.23910/1.2020.2075a
Sánchez-Tembleque Sosa, C. (2025). Caracterización de la evolución de la señalización sistémica en respuesta a las heridas en plantas [Trabajo de máster, Universitat Politècnica de València]. Repositorio Institucional UPV. https://riunet.upv.es/handle/10251/214588
Sadeghian, S. (2022). El calcio en el sistema suelo-planta: una revisión actualizada. Boletín Técnico de Suelos, 15(1).
Sadeghian, S. (2023). La acidez del suelo y el encalado: conceptos actualizados. Centro Nacional de Investigaciones de Café.
Vázquez, S. (2023). Interpretación de análisis de suelos y recomendaciones de abonado. Facultad de Ciencias Agrarias, UNLP.

CUANTIFICACIÓN DE CARBONO MEDIANTE LA PÉRDIDA POR IGNICIÓN (LOI) EN SUELOS DE LA PAMPA AUSTRAL

Bravo, O.[1*], Vela, E.[1]

[1] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Argentina.
* obravo@uns.edu.ar

RESUMEN: El carbono edáfico es un atributo crítico con funciones productivas, ambientales y en la mitigación del cambio climático. Su adecuada cuantificación es indispensable para la predicción de las reservas de carbono y gerenciamiento del mismo. El método de referencia es la combustión seca automatizada (LECO), surgiendo como método alternativo la pérdida por ignición (LOI). El objetivo de este estudio fue evaluar y calibrar el método LOI para la cuantificación del carbono orgánico e inorgánico, en suelos de la Pampa Austral. El estudio se desarrolló en suelos del valle superior del Arroyo Saladillo o Dulce, ubicado en la llanura sub-ventánica occidental (Norte de Bahía Blanca). Se seleccionaron veinte muestras de suelos representativos bajo uso ganadero agrícola, pastura implantada o campo natural. Las determinaciones realizadas incluyen: carbono orgánico e inorgánico de suelo por pérdida por ignición (dos etapas) y carbono de suelo por combustión seca. Las metodologías fueron validadas por análisis de regresión, estudio de covarianza y evaluación de ajuste de modelos. El carbono de suelo extraído en una etapa (carbono orgánico a 360 °C) muestra un elevado coeficiente de determinación (R^2=0,95**) y buen ajuste con el carbono por LECO. Los valores extracción de carbono a partir de la materia orgánica alcanzan un 60,1 %, determinando un factor de corrección fc=1,664. En el caso de realizarse una segunda etapa (carbono inorgánico a 800 °C), se mejora significativamente la predicción (R^2=0,98**). Los valores de carbono edáfico extraído en una etapa pueden ser considerados similares al método de referencia, sin necesidad de calibración. Los niveles de carbono obtenidos por extracción en dos etapas y corregidos por el modelo lineal, mejoran significativamente las predicciones sobre almacenamiento de carbono en el suelo.

PALABRAS CLAVE: carbono del suelo, extracción en dos etapas, factor de corrección.

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) es un atributo multifuncional de crítica importancia edáfica y ambiental. Es fundamental en la fertilidad físico-química y la capacidad productiva de los suelos (Lal, 2004). Umbrales específicos de COS definen horizontes diagnósticos (e.g., hístico, móllico o chérmico) en sistemas como Soil Taxonomy o Word Reference Base (Soil Survey Staff, 2022; IUSS, 2022). Este aspecto exige una cuantificación precisa y comparable del COS, indispensable para generar inventarios confiables de reservas de carbono frente al cambio climático (Rodrigues et al., 2023). Entre las técnicas analíticas, el método de referencia lo constituye la combustión seca automatizada, que cuantifica el CO_2 liberado a 1350 °C con alta precisión y reproducibilidad (Nelson y Sommers, 1996). El CO_2 liberado corresponde al carbono del suelo (CS), tanto al contenido en la fracción orgánica (COS) como en la fracción inorgánica (CIS). No obstante, su elevado costo limita su accesibilidad (Wang et al., 2012). Métodos como la oxidación húmeda, requieren factores de corrección específicos y generan residuos peligrosos (Díaz-Zorita, 1999; Bahadori y Tofighi, 2017). La pérdida por ignición (LOI) emerge como una alternativa simple y económica, aunque su precisión depende críticamente de parámetros como la temperatura, el tiempo de combustión o el tamaño de muestra (Heiri et al., 2001). La extracción a dos temperaturas o en dos etapas puede estimar adecuadamente tanto el carbono orgánico como el inorgánico (Wang et al., 2013), siendo necesaria la validación de esta metodología para establecer su confiabilidad. El objetivo de

este estudio fue evaluar y calibrar el método de pérdida por ignición para la cuantificación del carbono orgánico e inorgánico, en suelos de la Pampa Austral.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Establecimiento “Chacra Napostá” (Dpto. Agronomía UNS - Ministerio de Desarrollo Agrario de la Provincia de Buenos Aires), localizado al norte del partido de Bahía Blanca, en el km 35 de la RN 33 (-38°25′32”, -62°17′24”). El paisaje corresponde al valle superior del Arroyo Saladillo o Dulce, en la llanura sub-ventánica occidental. El predio posee una superficie de 710 ha, en las que se realizan actividades agrícola-ganaderas. El clima es templado subhúmedo seco, con una precipitación media anual de 640 mm y una temperatura media de 15,5 °C. El relieve corresponde a una planicie ondulada disectada por cauces actuales y paleocauces que descargan los excesos hídricos del Sistema de Ventania al mar. Se reconocen geoformas como lomadas, laderas, paleocauces y llanuras de inundación, que difieren en materiales parentales, profundidad efectiva, drenaje y limitaciones físico-químicas. Los grandes grupos dominantes correspondan a los Calciustoles, Paleustoles, Haplustoles y Endoacuoles. Se seleccionaron 20 muestras a profundidades 0-30 cm de suelos representativos del predio, bajo uso ganadero agrícola, pastura implantada o campo natural. Las muestras fueron tomadas con cilindros de volumen conocido. Sobre las muestras secas al aire y tamizadas por 2 mm, se realizaron las siguientes determinaciones:

Carbono orgánico y carbono inorgánico del suelo por pérdida por ignición en dos etapas

El contenido de materia orgánica del suelo (MOS) se estimó mediante el método de pérdida por ignición (Loss on Ignition, LOI) (Schulte y Hopkins, 1996). Se colocan 5 g de suelo seco a 105 °C en crisoles y luego se calcinaron en mufla a 360 °C durante 2 horas (LOI_1 o primera etapa de extracción), donde se obtiene el contenido de materia orgánica (MOS). Posteriormente las muestras se calcinan a 800 °C durante 2 h (LOI_2 o segunda etapa de extracción), donde se mide el contenido de carbono inorgánico del suelo (CIS).

$$\% MOS_{LOI_1} = (P_{105°C} - P_{360°C}) \times 100 / P_{105°C} \quad (1)$$

$$\% CIS_{LOI_2} = (P_{105°C} - P_{800°C}) \times 0{,}273 \times 100 / P_{105°C} \quad (2)$$

$$\% CS_{LOI1+2} = \%COS_{LOI_1} + \%CIS_{LOI_2} \quad (3)$$

(1) donde% MOS_{LOI1}, $P_{105°C}$ y $P_{360°C}$ son el porcentaje de materia orgánica del suelo en la primera extracción y los pesos del suelo a 105 °C y 360 °C, respectivamente.

(2) donde% CIS_{LOI2}, $P_{105°C}$ y $P_{800°C}$ son el porcentaje de carbono inorgánico del suelo en la segunda extracción y los pesos del suelo a 105 °C y 800 °C, respectivamente.

(3) donde % $CS_{LOI1+2,}$ $\%COS_{LOI1}$ y $\%CIS_{LOI2}$ son el porcentaje de carbono en el suelo por LOI, porcentaje de carbono orgánico extraído a 360 °C y % de carbono inorgánico extraído a 800 °C, respectivamente. El % COS_{LOI1} se obtiene a partir de MOS_{LOI_1}, con un factor de corrección de 1,724 (Nelson y Sommers, 1996).

Carbono del suelo por combustión seca (LECO)

Las muestras representativas se analizaron mediante combustión seca en un analizador elemental LECO C832, considerado como método de referencia para la cuantificación del porcentaje del carbono del suelo ($\%CS_{dry}$).

Análisis estadístico

Las variables % MOS_{LOI1}, % CS_{LOI1}, y % CS_{LOI1+2} se sometieron a análisis regresión y estudio de covarianza (ANCOVA), utilizando $\%CS_{dry}$ como covariable. Se ajustaron modelos de regresión lineal entre datos de ignición y combustión seca, que se compararon mediante el coeficiente de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio o RMSE, Se aplicó la prueba t de Student (comparación de errores absolutos), prueba F (sobre las varianzas) y razón de verosimilitud (Likelihood Ratio), todos con $p< 0{,}05$. La idoneidad de ajuste se verificó utilizando los paquetes car y ggplot2 del entorno R (R Core Team, 2024).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se indican las posiciones del paisaje, el uso de la tierra y la clasificación taxonómica de los lugares en los que se tomaron las muestras. En la tabla 2 los valores obtenidos del estudio.

Tabla 1. Principales características de los sitios de estudio.

Muestra	Geoformas	Usos	Clasificación Taxonómica	HCl 10 %
1	Lomada	Campo Natural	Paleustol petrócalcico franco fino	N
2	P. Inundación.	Pastura implantada	Endoacuol cumúlico franco fino	L
3	P. Inundación	Pastura implantada	Endoacuol cumúlico franco fino	L
4	P. Inundación	Pastura implantada	Endoacuol cumúlico franco fino	L a Mo
5	P. Inundación	Pastura implantada	Endoacuol cumúlico franco fino	Mo
6	Ladera	Agrícola-ganadero	Calciustol petrocálcico franco fino	ML
7	Ladera	Agrícola-ganadero	Calciustol petrocálcico franco fino	L
8	Ladera	Agrícola-ganadero	Paleustol petrócalcico franco fino	N
9	Ladera	Campo Natural	Haplustol típico franco fino	N
10	Ladera	Campo Natural	Haplustol páquico franco fino	N
11	Cañadón	Ganadero-Agrícola	Haplustol páquico franco fino	N
12	Cañadón	Ganadero-Agrícola	Haplustol páquico franco fino	N
13	Cañadón	Ganadero-Agrícola	Haplustol páquico franco fino	N
14	Ladera	Ganadero-Agrícola	Haplustol páquico franco fino	N
15	Ladera	Ganadero-Agrícola	Haplustol páquico franco fino	N
16	Ladera	Ganadero-Agrícola	Haplustol páquico franco fino	N
17	Cañadón	Campo Natural	Vermustol páquico franco fino	N
18	Cañadón	Campo Natural	Vermustol páquico franco fino	N
19	Lomada	Campo Natural	Calciustol petrocálcico franco grueso	ML
20	Ladera	Agrícola	Paleustol petrócalcico franco fino	N

HCl 10 %: Reacción del $CaCO_3$ al HCl 10 %. N: nula; ML: muy leve; L: leve; L a Mo: leve a moderada; Mo: moderada.

La mayoría de los suelos presentan horizontes Ap mólicos desarrollados, con colores oscuros y grados variables de estructuración. Los suelos no presentaron degradación física. Los niveles de MOS son medios a altos, relacionado al uso ganadero predominante.

Tabla 2. Valores porcentuales de MOS_{LOI1}, $COS_{LOI1,}$ CIS_{LOI2}, CS_{LOI1+2} y CS_{dry} obtenidos.

Muestra	% MOS_{LOI1a}	% MOS_{LOI1b}	% CIS_{LOI2b}	%COS_{LOIb}	%CS_{LOI1+2}	%CS_{dry}
1	2,00	3,10	0,46	1,80	2,26	1,57
2	11,52	12,64	1,22	7,33	8,55	6,41
3	10,30	11,69	1,06	6,78	7,84	6,67
4	8,12	8,13	1,59	4,71	6,31	5,52
5	8,21	6,63	2,29	3,85	6,13	4,72
6	3,72	4,52	0,58	2,62	3,20	2,07
7	4,33	3,20	1,02	1,86	2,88	1,73
8	2,37	2,50	0,62	1,45	2,07	0,96
9	2,55	2,51	0,63	1,46	2,09	1,39
10	3,00	3,60	0,73	2,09	2,82	1,65
11	4,84	5,33	0,59	3,09	3,68	2,77
12	5,30	5,75	0,56	3,33	3,89	2,90
13	4,02	3,73	0,81	2,16	2,97	2,20
14	3,40	3,76	0,72	2,18	2,90	2,06
15	2,62	2,34	0,72	1,35	2,08	1,06
16	2,85	2,63	0,64	1,52	2,17	1,07
17	7,55	7,65	0,93	4,44	5,37	4,33
18	5,44	6,14	0,72	3,56	4,28	3,12
19	6,17	6,89	0,65	4,00	4,65	3,86
20	2,90	3,48	0,50	2,02	2,51	1,57

158 MOS_{LOI1}: materia orgánica del suelo por ignición a 360°C; COS_{LOI1}: carbono orgánico del suelo por ignición a 360°C; CIS_{LOI2}: carbono inorgánico del suelo por ignición a 800°C; CS_{LOI1+2}: carbono del suelo (orgánico + inorgánico) por ignición; CS_{dry}: carbono del suelo por combustión seca.

Los valores de MOS_{LOI1} se determinaron sobre las muestras en dos grupos (a y b) para analizar la precisión y el nivel de carbono recuperado de la materia orgánica. Los valores de MOS_{LOI1} oscilaron entre 2,3 a 12,6 %. El CIS_{LOI2} oscila entre 0,46 y 2,29 %. El $CS_{LOI1,}$ presenta valores de 2,07 a 8,55 %, considerando que MOS presenta un 58 % de C. El método de referencia (CS_{dry}) presenta un rango de 0,96 a 6,67 % CS. En la Figura 1 se presentan las regresiones entre CS_{dry} - MOS_{LOI1} (a y b). Los coeficientes de determinación de ambas rectas son elevados ($R^2 \geq 0,95$) y altamente significativos ($p < 0,01$). El análisis de covarianza indica que las pendientes de ambas rectas no difieren ($p > 0,43$). Asimismo, no se observan diferencias en las ordenadas al origen ($p > 0,22$). Ambas rectas pueden integrarse en un solo modelo de regresión:

$$\mathbf{CS_{dry} = -0,28 + 0.601 \times MOS_{LOI1}} \qquad n=40,\ R^2 = 0,95\ (p < 0,01)\ (4)$$

(4) donde CS_{dry}= carbono del suelo por combustión seca; MOS_{LOI1}=materia orgánica del suelo por ignición a 360 °C

A partir de (4) puede afirmarse que en los suelos bajo estudio los valores de MOS_{LOI1} alcanzan un contenido de C del 60,1 %. Ello genera un factor de corrección nuevo fcn= 1,664, menor al convencional (fc= 1,724). Hoogsteen et al. (2015) informan que la extracción de carbono oscila en un 70 a 55 % al aumentar la temperatura de extracción con fc entre 1,42 a 1,81. Díaz-Zorita, (1999) bajo pastura de gramíneas en Haplustoles típicos obtiene un fc=1,69 (59,1 % de C en la MOS). Mikhailova et al. (2003) propone un fc= 1,63 para un Chernozem ruso (Haplustol páquico), sin encontrar diferencias entre suelos bajo pastizal nativo o agricultura.

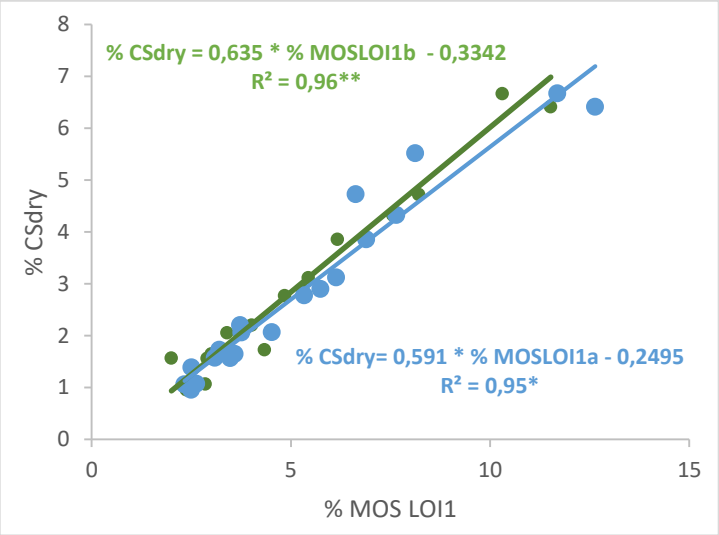


Figura 1. Relación entre carbono por combustión seca y materia orgánica por ignición en 1 etapa.

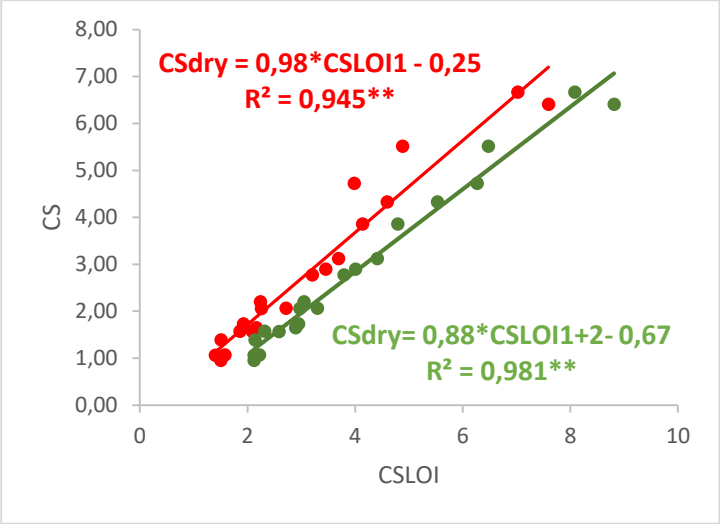


Figura 2. Relación entre carbono por combustión seca y carbono por ignición en 1 y 2 etapas.

En la figura 2 se presenta las regresiones entre el carbono de suelo por ignición en una etapa considerando el 60,1 % de extracción de C en la materia orgánica (CS_{LOI1}) y el carbono del suelo extraído en dos etapas (CS_{LOI1+2}) tomando en ambos casos como método de referencia, el carbono por combustión seca (CS_{dry}). Los dos modelos presentan altos coeficientes de determinación. La extracción en 1 etapa (CS_{LOI1}) presenta menores errores absolutos sin calibración (MAE = 0,45 vs 1,16, $p < 0,001$). Por otro lado, la extracción en 2 etapas (CS_{LOI1+2}) muestra una mayor capacidad predictiva ($R^2 = 0,981$, Likelihood Ratio $p < 0,001$). Luego de la calibración lineal, ambos métodos mostraron errores equivalentes ($p = 0,245$), aunque CS_{LOI1+2} mantiene ventajas en términos de normalidad de los residuales y poder explicativo. Los resultados obtenidos indican que el cálculo de CS_{LOI1} utilizando fc=1,664 presenta un buen ajuste a los valores de CS_{dry}, sin necesidad de calibración y con menores RMSE y MAE. Entonces, los valores de CS_{LOI1} pueden ser considerados similares al método de referencia. En el caso de realizarse predicciones sobre los contenidos de carbono en el suelo, debe utilizarse CS_{LOI1+2} corregido por el modelo de regresión lineal propuesto.

CONCLUSIONES

El presente estudio permitió demostrar que la determinación de CS_{LOI1} o $CS_{LOI1+2\ p}$ presentan alta correlación y buen ajuste con el método de referencia CS_{dry}. La adopción del factor de corrección fc=1,664 permite utilizar el método LOI de una etapa como una alternativa viable, económica y precisa para la cuantificación rutinaria de carbono orgánico, sin necesidad de calibración adicional. Para predicciones de almacenamiento de carbono o en estudios de secuestro de carbono, se recomienda el uso de CS_{LOI1+2} corregido por modelo lineal. Estas metodologías son herramientas válidas para la evaluación del carbono en programas de manejo sostenible y mitigación del cambio climático en suelos de la Pampa Austral.

AGRADECIMIENTOS

A la SeGCyT-UNS por los fondos aportados a través de PGI UNS 24/A252 (2020-2024)

BIBLIOGRAFÍA

Bahadori, M. y Tofighi H. (2017). Investigation of Soil Organic Carbon Recovery by the Walkley-Black Method Under Diverse Vegetation Systems. Soil Science 182 (3): 101.106.

Díaz-Zorita, M. (1999). Soil organic carbon recovery by the Walkley-Black method in a Typic Hapludoll. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 30: 739–745.

Heiri, O., Lotter, A.F. y Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. Journal of Paleolimnology 25, 101–110.

Hoogsteen, M. J. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, J. C. J. y Tittonell P. A. (2015). Estimating soil organic carbon through loss on ignition: effects of ignition conditions and structural water loss. Eur J Soil Sci, 66: 320-328.

IUSS Working Group WRB. (2022). Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. 4a edición. Unión Internacional de las Ciencias del Suelo (IUSS), Viena, Austria.

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science (304): 1623–1627.

Mikhailova, E. A., Noble, R. R. P. y Post, C. J. (2003). Comparison of Soil Organic Carbon Recovery by Walkley-Black and Dry Combustion Methods in the Russian Chernozem. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 34: 1853–1860.

Nelson, D. W. y Sommers L.E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In D. L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3-Chemical Methods. SSSA and ASA. 961-1010.

R Core Team. (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org

Rodrigues, C.I.D., Brito, L.M. y Nunes L.J.R. (2023). Soil Carbon Sequestration in the Context of Climate Change Mitigation: A Review. Soil Syst. 7, 64. 21 p.

Schulte, E. E. y Hopkins, B. G. (1996). Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. In F. R. Magdoff, M. A. Tabatabai, y E. A. Hanlon (Eds.), Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation. Soil Science Society of America, 21-31.

Soil Survey Staff. (2022). Keys to Soil Taxonomy, 13th edition. USDA Natural Resources Conservation Service, USDA. Washington, DC.

Wang X., Wang J. y Zhang J. (2012). Comparisons of Three Methods for Organic and Inorganic Carbon in Calcareous Soils of Northwestern China. PLOSONE 7(8): e44334.

Wang, J. P., Wang, X. J. y Zhang, J. (2013). Evaluating loss-on-ignition method for determinations of soil organic and inorganic carbon in arid soils of northwestern China. Pedosphere. 23(5): 593–599.

VARIABLES DE SUELOS EN SISTEMAS AGROPECUARIOS DE PRODUCCIÓN DEL VALLE DE LERMA, SALTA

Cáceres Díaz, R. O.[1*], Villegas, D.[2], Elena. H.[1], Noe, Y.[1], Moneta, D.[3], Fernandez, I.[1], Gopar, A.[3], Arce, A.[3], Paz, J.[1], Yanse, H.[3], Fiore, I.[3], Guglielmone, P.[1], Fernandez, G.[2], Ramirez, G.[1]

[1] INTA EEA Salta; [2] INTA AER Perico INTA; [3] INTA AER Valle de Lerma. * Ruta Nacional 68, km 172, (4403) Cerrillos, Prov. de Salta, caceresdiaz.raul@inta.gob.ar

RESUMEN: Se evaluaron variables físicas y químicas de suelo de 0 a 20 cm de profundidad en la región del Valle de Lerma en la provincia de Salta, distante 17 km. de la ciudad de Salta. Se identificaron cuatro situaciones: una línea de base sin disturbio, y los sistemas productivos tabacalero, ganadero y frutihortícola. Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de INTA Salta para determinar carbono orgánico (CO), nitrógeno total (N), pH, conductividad eléctrica (CE) y estabilidad de agregados. Los menores valores de CO se registraron en los sistemas tabacaleros con 0,91%, seguidos por el sistema ganadero con 1,04% y el sistema frutihortícola, 1,05%, todos sin diferencias significativas entre ellos, pero con diferencias significativas con la línea de base que presentó un 2,03% de carbono. En N, el valor más bajo fue del sistema tabacalero 0,09% y la línea de base 0,19% diferenciados estadísticamente. En estabilidad de agregados el sistema tabacalero tuvo 14 y la línea de base 62, diferenciados estadísticamente. El pH fue más alto para el sistema frutihortícola 7,2 y el más bajo de 6,7 para el sistema ganadero, diferenciados estadísticamente. La conductividad eléctrica más alta fue para el sistema frutihortícola 1,55 dS. m^{-1} y el más bajo para el sistema ganadero 0,74 $dS.m^{-1}$ con diferencias estadísticas. Las variables analizadas, junto con la metodología de muestreo y la clasificación de sistemas, permitieron caracterizar claramente los sistemas productivos del Valle de Lerma de Salta y evaluar los cambios en los parámetros edáficos resultantes del uso agrícola y ganadero, a lo largo del tiempo.

PALABRAS CLAVE: carbono orgánico, estabilidad agregados, nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

El Valle de Lerma en Salta, enfrenta desafíos propios de una región con una marcada identidad productiva y diversa (tabaco, frutihorticultura, ganadería), donde la información crítica sobre suelos, clima y manejo suele estar dispersa, fragmentada y no se encuentra actualizada. La evaluación de variables físicas y químicas de suelos se insertan estratégicamente en esta brecha de conocimiento, proponiéndose transformar valiosa información local dispersa en conocimiento accesible y práctico para toda la comunidad. Estos análisis permitirán mejorar la toma de decisiones para la fertilización, el riego, la elección de cultivos y el manejo ganadero, aumentando la productividad y eficiencia en el uso de insumos. Proveer herramientas de planificación y monitoreo territorial basada en evidencia, es de utilidad para el ordenamiento productivo, la gestión ambiental y la formulación de políticas públicas, casi en tiempo real, con la posibilidad de generar modelos predictivos de cambios en los niveles de nutrientes para toda la región, a través del uso de herramientas de Machine learning o Ciencia de Datos. La información generada es una experiencia piloto de innovación abierta y colaborativa, que articula tecnologías de punta con el conocimiento local y las necesidades del territorio y busca establecer las bases para un modelo productivo más competitivo y sostenible, que reconcilie productividad con conservación de recursos naturales. Este enfoque, donde la tecnología es un medio y la validación local es la piedra angular, establece un precedente valioso y replicable para la

transformación digital de la agricultura en otras regiones de Argentina. El Proyecto Local INTA 32-416 "AgTech Valle de Lerma" generó el marco de este trabajo y resultó una alternativa de enfoque para el planteo de alternativas de manejo sustentable de la tierra mediante el uso de herramientas de Ciencia de Datos, GIS y Machine Learning.

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

Se trabajó en la zona denominada Valle de Lerma, al Sur de la ciudad de Salta, distante 17 km, 24° 54′ S (latitud Sur) y 65° 29′ O (longitud Oeste) en una región que abarca un triángulo de 20 por 25 km y comprende los dptos. de Cerrillos, Rosario de Lerma y La Merced; todos de neta tradición agrícola-ganadero. Se ubica allí, el cinturón hortícola de la ciudad de Salta con arrendatarios de pequeña escala y uso de mano de obra familiar. Los suelos son franco limosos, Orden Inceptisol, con piedras de diversos tamaños en todo el perfil, con visibles signos de erosión hídrica. El sistema tabacalero con más de 250 años de uso de la tierra impacta socialmente en la región, aportando a la economía local en los meses de verano y otoño; el sistema ganadero con feedlots, tambos, granjas porcinas y de gallinas es fuente de recursos económicos para la región durante todo el año, diversificando en gran medida el uso de la tierra. Las precipitaciones anuales son de 688 mm y temperaturas medias en verano que no sobrepasan los 21,3°C de media mensual en el mes de enero las que generan condiciones ideales para el desarrollo de diversos cultivos, entre ellos, el tabaco, maíz, quinoa, frutillas. Se tomaron 93 muestras de suelo de 0 a 20 cm de profundidad, definiendo una zona de línea de base caracterizada por monte sin disturbar, cortina o zona bajo alambre, se definió un sistema ganadero, sistema frutihortícola que cuenta con productores frutilleros y hortícolas y un sistema tabacalero. Las muestras fueron remitidas al Laboratorio de INTA Salta para determinación de carbono orgánico (micro Walkley-Black), nitrógeno (micro Kjeldahl), pH, conductividad eléctrica y estabilidad de agregados. Para el análisis estadístico se usó el software INFOSTAT P (2016) Di Rienzo *et al*, 2016, realizando análisis de Varianza y test de Fisher por su sensibilidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las variables de suelo evaluadas permitieron diferenciar en los sistemas de producción más representativos del Valle de Lerma, tomando a la línea de base como referencia de la situación inicial a partir de la cual, fue posible observar los cambios a lo largo del tiempo de uso agrícola/ganadero.

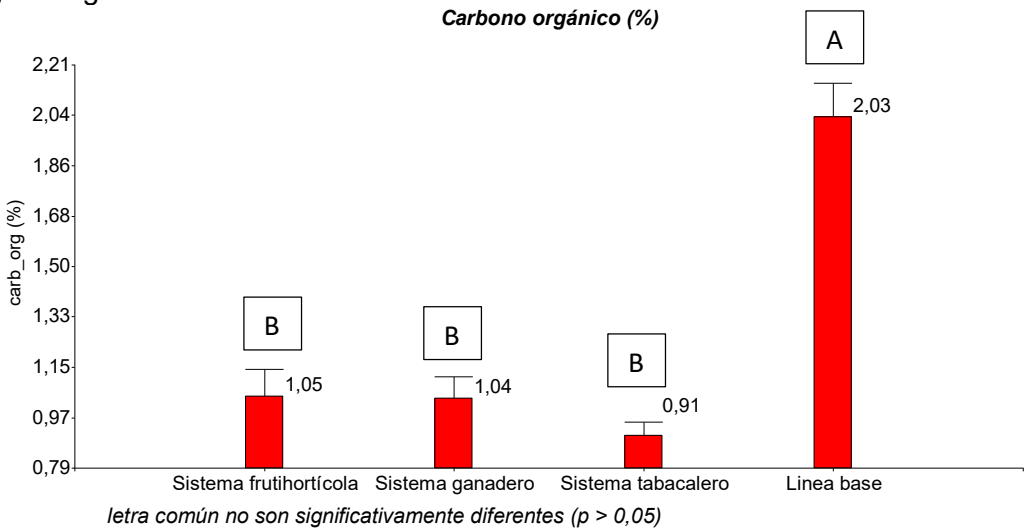


Figura 1. Carbono orgánico de acuerdo con sistema de producción

Es posible observar en la Figura 1 que, para la línea de base, los valores de carbono orgánico observados son los más altos (2.03%) en tanto que el sistema tabacalero presenta los valores más bajos (0.91%), sin diferencias significativas para cada sistema de

producción evaluado. La metodología usada mediante la medición de línea de base nos permitió evaluar la caída de carbono en cada sistema, indicando para el sistema tabacalero una caída de 55.2% de carbono desde el inicio de la práctica hace 250 años, en la misma región. Diversos trabajos en sistemas extensivos indican una caía de carbono de 29,4% en la región NEA y NOA (Cáceres Díaz *et al*, 2022).

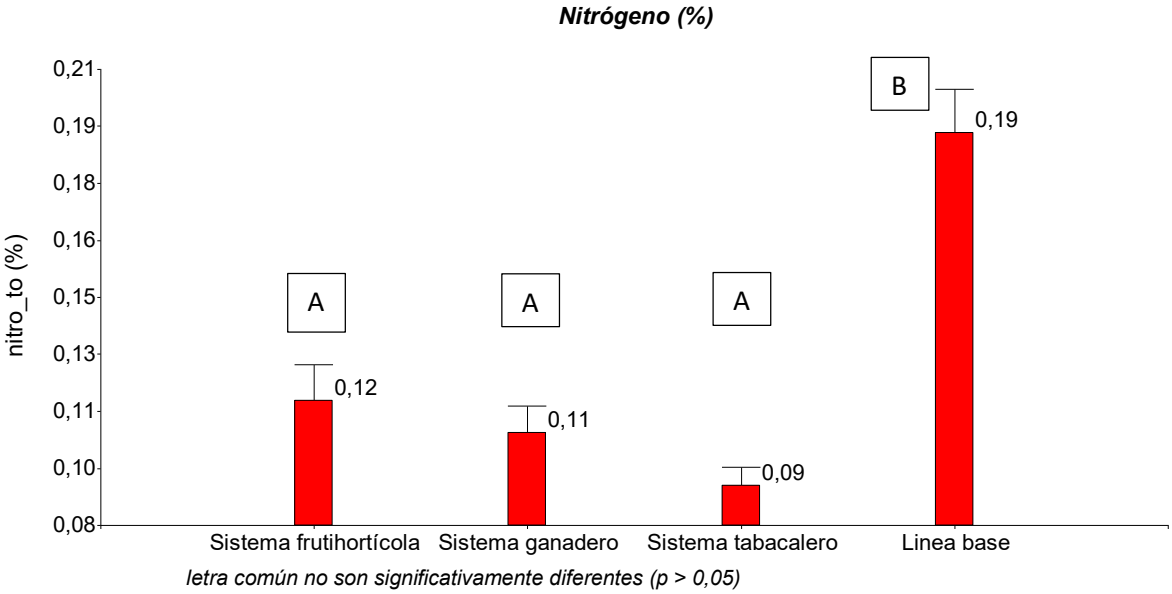


Figura 2. Nitrógeno (%) de acuerdo con sistema de producción

En la Figura 2 es posible identificar para la línea de base, los valores más altos (0.19%) de nitrógeno, siendo estadísticamente diferentes a los otros tratamientos, como así también, los valores para el sistema tabacalero, siendo el de menor concentración (0,09%) debido a lo extractivo que resulta del cultivo y las prácticas de monocultivo que lo caracterizan. Hoy, se agregan 800 kg de fertilizantes inorgánicos en forma sólida por ha, resultando muy difícil la producción tabacalera sin fertilización inorgánica.

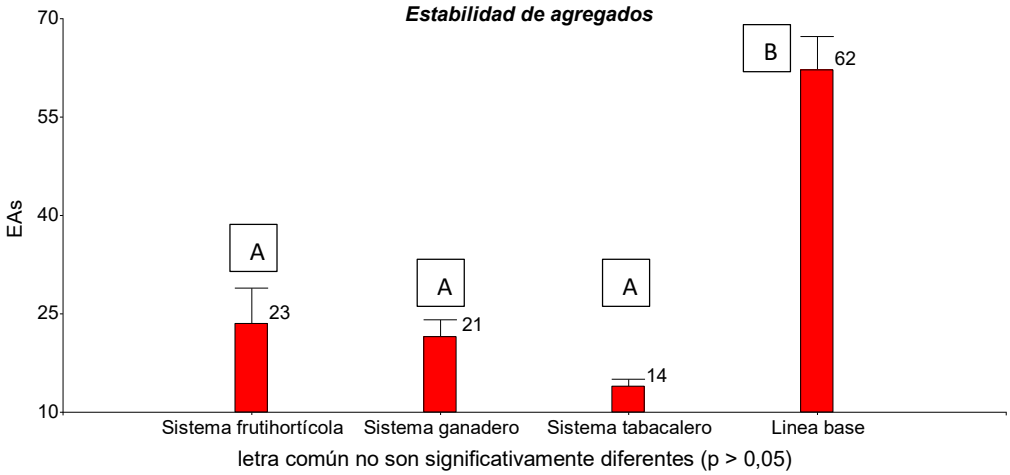


Figura 3. Estabilidad de agregados de acuerdo con sistema de producción

Distintos mecanismos de resistencia del suelo asociados a la estabilidad estructural de agregados (EA) sintetizan los efectos de los disturbios de las distintas prácticas, mientras que a su vez reflejan directamente la estabilidad de los nichos biológicos (sistema poroso) constituyéndose como un indicador primario de distintos procesos de degradación de tierras Behrends Kraemer, F. *et a*l, (2024). En la Figura 3 se observa la alta estabilidad de agregados de la línea de base, que se diferencia estadísticamente de los otros tratamientos,

siendo el sistema tabacalero el de menor estabilidad (14) pero sin diferencias estadísticas del resto, indicando los efectos acumulados de labranzas y roturación del suelo limoso que no soporta en el tiempo estas prácticas intensas de agricultura bajo labranza con más de 8 pasadas de maquinaria en cada ciclo del cultivo. El sistema frutihortícola presenta mejores indicadores de estabilidad, asociados a la incorporación de abonos orgánicos en forma permanente a cada lote y con menos prácticas culturales por cada ciclo del cultivo, permaneciendo a su vez menos tiempo con suelo descubierto. Sin embargo, varios autores informan efectos negativos en propiedades fisicoquímicas del suelo, por lo que se plantea la necesidad de realizar estudios sobre aplicaciones a largo plazos de enmiendas orgánicas (Ciapparelli *et al*. 2011, Koritschoner *et al.*, 2019, dos Santos *et al.*, 2024).

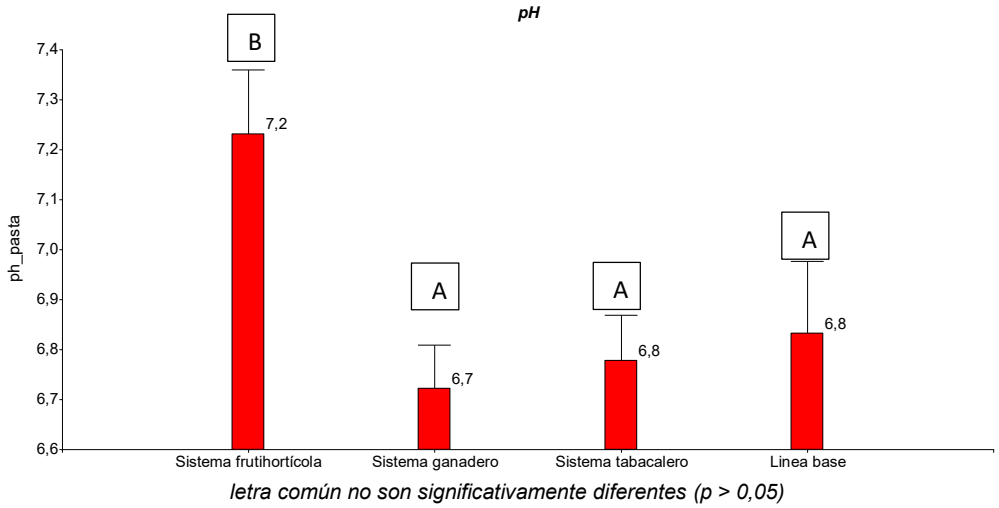


Figura 4. pH de acuerdo con sistema de producción

En la Figura 4 es posible observar que los valores más altos de pH se presentan en el sistema frutihortícola con diferencias significativas de ésta para los otros sistemas observados, incluso los valores de la línea de base propuesta. Las constantes prácticas de riego y la presencia de carbonatos y bicarbonatos en el agua son las causas primarias por las cuales el valor de pH tiende a incrementarse en estos sistemas.

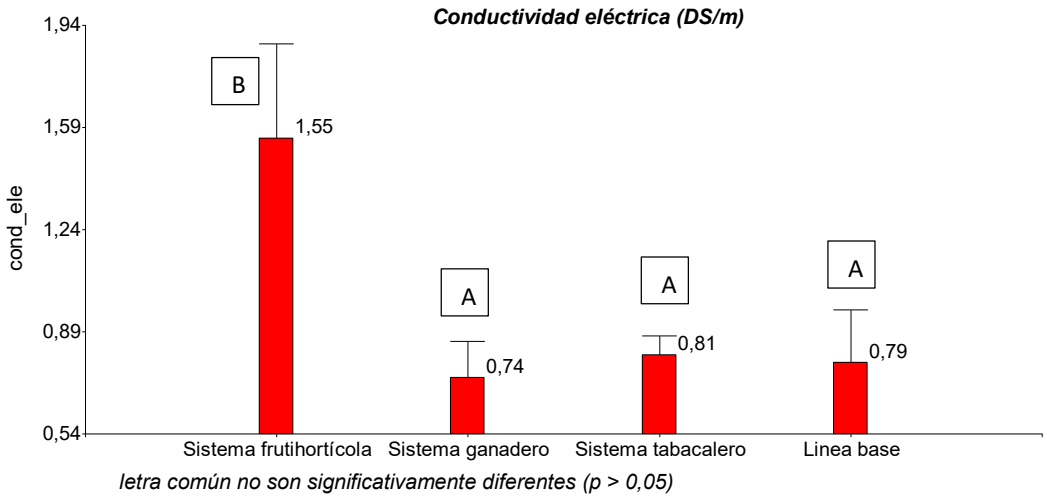


Figura 5. Conductividad eléctrica de acuerdo con sistema de producción

Es posible observar en la Figura 5 que la conductividad eléctrica en el sistema frutihortícola es la más alta y estadísticamente significativa. Esto, está de acuerdo con la incorporación de enmiendas derivadas de granja avícola en forma periódica lo que eleva los valores de

conductividad en forma permanente, en tanto el sistema ganadero es el de menor conductividad, pero sin diferenciarse en forma estadística de los otros tratamientos.

CONCLUSIONES

Las variables evaluadas, la metodología utilizada para el muestreo y la clasificación de los sistemas de producción utilizada, permitieron caracterizar muy bien a los sistemas presentes en el Valle de Lerma, en la provincia de Salta y evaluar los cambios en los parámetros evaluados a lo largo del tiempo, en los diferentes usos agropecuarios.

BIBLIOGRAFÍA

Behrends Kraemer, F., Fernández, P.L., Plessis, C.; Petraud, J.P. y Chenu, C. (2024). Dinámica de la estabilidad de agregados del suelo en un ensayo de larga duración. XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Catamarca

Cáceres Díaz, R. O., Morales Poclava, Ma. C. A., Sainz Rosas, H. R., Gomez N., Bolañez L., Rojas, J., Goitya, Y., Quinteros, Ma. y Madías A. (2022). Cambios en el carbono orgánico lábil por agriculturización en suelos del NEA y NOA. XXVIII Congreso de la Ciencia del Suelo. CABA.

Ciapparelli, I. C., De Siervi, M., Maisonnave, R., Weigandt, C., Iorio, A. D. y García, A. R. (2011). Respuesta del cultivo de trigo al agregado de estiércol como medida de utilización de residuos de feedlot. In Conferencia Geográfica Regional UGI.

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W. (2016). Infostat Versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

dos Santos, A. P., Marchezan, C., Moura-Bueno, J. M., Ferreira, P. A. A., Ceretta, C. A., Soares, V. M. y Brunetto, G. (2024). Nitrogen and carbon stocks in sandy soil cultivated with corn subjected to 17 years of animal manure and mineral fertilizer application. Agriculture, Ecosystems y Environment, 367, 108981.

Koritschoner, J. J., Rampoldi, E. A. y Hang, S. (2019). Cambios en las características físicas y químicas de un suelo después de la incorporación de compost de distinto origen. AgriScientia, 36, 15-23.

EFECTOS INICIALES DE LA TRANSICIÓN DE LABRANZA CONVENCIONAL A SIEMBRA DIRECTA SOBRE LA COMPACTACIÓN EN SUELOS TROPICALES

Calderón Pereira, E.[1], [2*], Peña, R.[3], Suazo, M.[4], Behrends Kraemer, F.[5, 6]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. [2]Universidad de Zamorano. [3]Profesor Asociado de Suelos, Universidad Zamorano. [4]Programa de ciencia y producción agropecuaria Universidad de Zamorano. [5]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. [6]CONICET. *ecalderon@zamorano.edu

RESUMEN: La compactación del suelo representa una de las principales limitantes físicas para la productividad agrícola en ambientes tropicales manejados bajo esquemas intensivos. En este contexto, la transición de la labranza convencional (LC) hacia la siembra directa (SD) se presenta como una alternativa para mejorar la calidad física del suelo, aunque sus efectos iniciales dependen del disturbio previo, la dinámica hídrica y el tiempo de implementación. El presente estudio evaluó los impactos tempranos de esta transición en Zamorano (Honduras), analizando cambios en la resistencia a la penetración (RP), densidad aparente (DAP), humedad del suelo y rendimiento del cultivo en dos momentos: siembra y cosecha. Se utilizaron tres establecimientos y un total de 18 unidades experimentales bajo un modelo mixto que integró efectos fijos de Tratamiento y Momento, y efectos aleatorios de Establecimiento y Bloque. Los resultados mostraron que la RP presentó diferencias significativas en profundidad entre momentos, mientras que las diferencias entre tratamientos fueron más evidentes en los estratos superficiales. La DAP mostró contrastes principalmente en 0–5 cm, asociados al disturbio de la LC, mientras que las capas subsuperficiales no reflejaron diferencias marcadas entre manejos. La humedad gravimétrica fue más variable en superficie y presentó valores superiores en SD durante la cosecha. El rendimiento fue mayor bajo SD, lo que sugiere que ciertas mejoras funcionales, particularmente vinculadas a la retención hídrica, pueden manifestarse incluso en el primer año de conversión. Las correlaciones indicaron que la RP se relacionó negativamente con el rendimiento, mientras que la humedad mostró asociación positiva. En conjunto, los resultados indican que SD genera beneficios funcionales tempranos en el suelo antes de que los cambios estructurales profundos se consoliden, resaltando la importancia de dar continuidad al monitoreo multianual de esta transición.

166

PALABRAS CLAVE: resistencia a la penetración, rendimiento, Honduras.

INTRODUCCIÓN

La degradación del suelo en Centroamérica está directamente relacionada con la marcada variabilidad climática, donde sequías, huracanes y eventos asociados a El Niño ejercen una presión constante sobre los sistemas productivos (Kreft et al., 2013). A ello se suman prácticas agrícolas basadas en labranza intensiva y mecanización continua (Mendoza & Ordoñez, 2021), las cuales favorecen procesos de compactación que, en las últimas décadas, se han reconocido como una de las principales amenazas físicas para la agricultura moderna (Stolte et al., 2016). En este contexto, la densidad aparente (DAP) y la resistencia a la penetración (RP) son indicadores clave de la compactación del suelo, ya que afectan directamente el crecimiento radicular, la exploración del perfil y, en consecuencia, la productividad agrícola.

La siembra directa (SD) es ampliamente promovida como una estrategia con potencial para mejorar la calidad física del suelo a largo plazo; sin embargo, sus efectos iniciales dependen de las condiciones edafoclimáticas y del tiempo de implementación. Durante las primeras etapas de adopción, la DAP y la RP suelen presentar valores superiores a los observados

bajo labranza convencional (LC), como resultado de la ausencia de disturbio mecánico y la consolidación superficial (Blanco-Canqui & Ruis, 2018; Çelik, 2011; Stošić et al., 2020). Con el avance del manejo, estos contrastes tienden a disminuir, favoreciendo una mayor porosidad, mejores condiciones de infiltración y mayor estabilidad estructural.

A pesar de estos avances conceptuales, en Honduras la información sobre los cambios tempranos en RP, DAP y humedad del suelo durante la conversión de LC hacia SD sigue siendo limitada. Este vacío es particularmente relevante en Zamorano, donde el manejo intensivo prolongado ha promovido la formación de estratos compactados y alteraciones en la dinámica hídrica. En este escenario, el presente estudio se orienta a evaluar las etapas iniciales de la transición hacia SD, analizando de manera comparativa los cambios tempranos en RP, DAP, humedad del suelo y rendimiento. Comprender estos procesos en sus primeras fases es clave para explicar la evolución física del suelo y aportar evidencia que fortalezca la sostenibilidad productiva de los agroecosistemas de Zamorano en ambientes tropicales secos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El experimento se llevará a cabo en establecimientos asociados a la Escuela Agrícola Panamericana Zamorano, ubicada en el Valle del Yeguare, San Antonio de Oriente, Honduras con coordenadas geográficas en formato UTM Zona 16 P coordenada este 499687, coordenada norte 15447202 (Figura 1). La región presenta un clima tropical seco con una precipitación promedio anual de 1100 mm, una altitud de 770 m.s.n.m y una temperatura media de 26 °C. El suelo del área de estudio ha estado bajo un sistema de producción agrícola con más de 15 años de siembra continua de maíz transgénico (*Zea mays*) bajo labranza convencional, con un sistema de riego por aspersor tipo pivote central en los lotes seleccionados.

Figura 1. Mapa del área donde se emplazaron los distintos contrastes SD y LC. Google Earth, 2025.

Diseño experimental

El estudio se realizó en los lotes de San Nicolás (50 ha), donde se establecieron tres parcelas experimentales de 5000 m². Cada parcela se dividió en dos tratamientos contrastantes: Siembra Directa (SD) y labranza Convencional (LC), generando un total de 18 unidades experimentales. En cada parcela (establecimiento) cada tratamiento fue bloqueado (n: 4) debido a diferencias topográficas a lo largo de las parcelas. Las determinaciones se realizaron luego de la labranza (LC) a la par del tratamiento bajo SD y luego en ambos tratamientos después de la cosecha (factor Momento). El cultivo para establecimiento fue maíz (*Zea maíz*). El diseño es pseudoreplicado (Hurlbert, 1984), adecuado para evaluar los

cambios físicos e hidrológicos del suelo durante la conversión de LC a SD para esta área en particular.

Determinaciones generales del sistema edáfico

Con el fin de interpretar adecuadamente los cambios en las propiedades físicas del suelo bajo los sistemas de labranza evaluados, se caracterizaron variables edáficas claves lo que permitió obtener información sobre la vulnerabilidad y fragilidad de los suelos en estudio (Behrends Kraemer & Sabatté, 2023). Se determinó la densidad aparente (DAP) mediante el método del cilindro (Burke et al., 1986) (138,5 cm^3) en tres estratos (0–5, 5–10 y 10–20 cm). Se recolectaron tres cilindros por profundidad en cada subsitio, generando 36 determinaciones por tratamiento y establecimiento. La resistencia a la penetración (RP) se midió con un penetrómetro digital estático FieldScout SC-900® (punta de 30°) a lo largo de un transecto de 2,5 m y entre 0–20 cm de profundidad, realizando 10 repeticiones por bloque en cada tratamiento y establecimiento, para captar la variabilidad espacial. El contenido de humedad gravimétrico (θg) se obtuvo mediante secado en estufa a 105 °C durante 48 h, mientras que la humedad volumétrica (θv) se calculó integrando la DAP correspondiente. Las determinaciones de humedad se realizaron de forma simultánea a las mediciones de RP para analizar la relación funcional entre ambas propiedades. El rendimiento se determinó mediante cosecha mecanizada; posteriormente, el material cosechado fue pesado y extrapolado a kilogramos por hectárea. Esta información permitió relacionar las variaciones físicas del suelo (DAP, RP y humedad) con la respuesta productiva bajo los sistemas de labranza evaluados.

Análisis estadístico

Los datos se analizaron mediante un modelo mixto (LMM), considerando Tratamiento y Momento como efectos fijos, y Establecimiento y Bloque como efectos aleatorios. Este enfoque permitió modelar simultáneamente la resistencia a la penetración, la humedad gravimétrica y la densidad aparente, incorporando la correlación entre profundidades y la naturaleza jerárquica del diseño. La significancia se evaluó mediante pruebas F tipo III y los efectos aleatorios se cuantificaron mediante el coeficiente de correlación intraclase (ICC). Cuando existieron diferencias significativas de los factores se utilizó el test de Fisher para evaluar las diferencias ($P<0,05$).

RESULTADOS

La resistencia a la penetración (RP) mostró diferencias significativas del Momento (M) en las profundidades de 5–10, 10–15 y 15–20 cm ($P<0.001$), mientras que en 0–5 cm no se detectaron efectos. El Tratamiento (T) fue significativo en 0–5, 5–10 y 10–15 cm ($P<0.001$–0.01), y la interacción M×T presentó efectos en estas mismas capas ($P<0.001$) y marginal en 15–20 cm ($P<0.05$). Estos patrones se reflejan en los perfiles verticales, donde la siembra directa y la labranza convencional difieren principalmente en los primeros 10 cm del suelo. En la humedad gravimétrica (θg) no se observaron efectos de T ni M×T en ninguna profundidad, registrándose únicamente un efecto del Momento en 0–5 cm ($P<0.01$), asociado a una mayor variabilidad superficial entre siembra y cosecha. Para la densidad aparente (DAP), el Momento resultó significativo en la capa 0–5 cm ($P<0.001$) y el Tratamiento presentó un efecto marginal ($P<0.05$); no se detectaron efectos en 5–10 ni 10–15 cm. Las diferencias observadas fueron más evidentes en superficie y tendieron a disminuir con la profundidad. Los perfiles muestran un descenso de RP y DAP con la profundidad, así como mayor variación de θg en la capa superficial y mínimas diferencias entre tratamientos por debajo de 5 cm. *(*Figura 2, Tabla 1). En la cosecha, donde se evaluó el rendimiento del cultivo, se presentó un efecto significativo del Tratamiento ($P < 0.1$), indicando que la labranza convencional y la siembra directa resultaron en niveles de productividad diferenciados al cierre del ciclo, con valores mayores para la siembra directa (LC: 1995 kg y SD: 2190 kg). Por último, se puede observar que parte de la explicación de los rendimientos estuvo explicado de manera más efectiva por las condiciones edáficas en la siembra y no en la cosecha. Así la resistencia a la penetración presentó una correlación negativa con el rendimiento para ambas fechas, pero con efectos significativos para la siembra para los estratos más profundos. La humedad presentó un efecto positivo, también

superior para el momento de siembra. Por otro lado, de forma inesperada, la DAP presentó correlaciones positivas con el rendimiento, aunque su efecto no fue significativo (Tabla 2).

Tabla1. Resultados del modelo mixto para los efectos fijos (momento y tratamientos interacción) y efectos aleatorios (bloques y repetición). Se indica el estadístico f y la probabilidad (P) para los efectos fijos y el intercept e ICC(Inter class). Nota *P* < 0.05; **p** < 0.01; ***p*** < 0.001. RP = resistencia a la penetración; θg = humedad gravimétrica; DAP = densidad aparente.

	Factores fijos							Factores aleatorios						
	Prof. (cm)	**Momento (M)**		**Tratamiento (T)**		**M*T**		**Est**		**Bloque**		**Repetición**		**Error**
		F	P	F	P	F	P	Intercept	ICC	Intercept	ICC	Intercept	ICC	
RP	0-5	3.46	-	107.92	***	10.39	***	0.18	0.2375	0.04	0.0117	0.000013	0	0.32
	5-10	12.52	***	47.7	***	20.43	***	0.12	0.084	0.07	0.0286	0.000013	0	0.39
	10-15	50.44	***	9.54	**	13.97	***	0.000024	0.0000	0.06	0.022	0	0	0.4
	15-20	105.17	***	3.46	-	6.18	*	0.09	0.0793	0.1	0.0978	0.0000097	0	0.29
θg	0-5	8.39	**	0.2	-	0.01	-	0.00019	0.000	1.04	0.083	0.49	0.007	3.43
	5-10	0.96	-	0.04	-	2.73	-	0.00024	0.000	0.71	0.06	0	0.000	2.81
	10-15	0.84	-	0.12	-	0.2	-	0.14	0.001	0.35	0.007	0.0023	0.000	4.3
DAP	0-5	12.18	***	4.99	*	1.88	-	0.03	0.095	0.02	0.042	0.01	0.011	0.09
	5-10	4.05	*	0.27	-	0.17	-	0.00000078	0.000	0.03	0.100	0	0.000	0.09
	10-15	5.93	*	0.95	-	0.66	-	0.00000057	0.000	0.02	0.047	0	0.000	0.09
Cosecha	-	-	-	2.61	0.1	-	-	1.12	0.000056	0.5	0.000011	-	-	

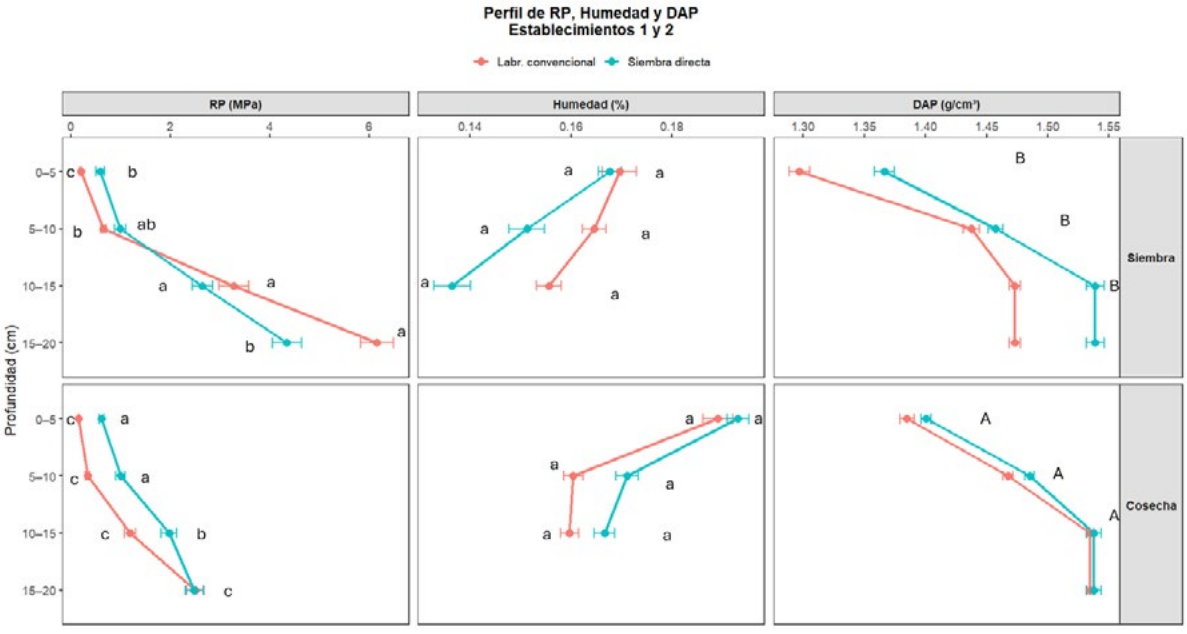


Figura 2. Distribución vertical de la resistencia a la penetración (RP), la humedad gravimétrica (θg) y la densidad aparente (DAP) bajo labranza convencional y siembra directa en los momentos de siembra y cosecha. Los valores corresponden a medias ± error estándar para las capas de 0–5, 5–10, 10–15 y 15–20 cm en ambos establecimientos. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre sistemas de manejo dentro de cada profundidad mientras que las mayúsculas indican diferencias entre momentos para cada profundidad. (P < 0.05).

Tabla 2. Correlaciones de Spearman para la resistencia a la penetración (RP), densidad aparente (DAP) y humedad volumétrica (θ) y el rendimiento de la biomasa para el momento de siembra y cosecha para las distintas profundidades. *P<0.05.

Variable	Momento	Prof.	r	p-valor
RP	Siembra	0-5	-0,38	-
		5-10	-0,35	-
		10-15	-0,45	*
		15-20	-0,54	*
	Cosecha	0-5	0,11	-
		5-10	0,04	-
		10-15	-0,10	-
		15-20	-0,22	-
DAP	Siembra	0-5	0,41	-
		5-10	0,39	-
		10-20	0,16	-
	Cosecha	0-5	0,45	-
		5-10	0,07	-
		10-20	0,47	*
θ	Siembra	0-5	0,43	-
		5-10	0,40	-
		10-20	0,22	-
	Cosecha	0-5	0,28	-
		5-10	0,38	-
		10-20	0,34	-

DISCUSIÓN

Este trabajo analiza los primeros efectos de la conversión de la labranza convencional al sistema de siembra directa. Además, este ensayo es pionero en Honduras y en centro-América. Por ello, los efectos iniciales sobre algunas propiedades indicadoras de compactación y el efecto de esta conversión sobre el rendimiento son fundamentales para comprender los mecanismos de dicha conversión y poder lograr una expansión de la siembra directa en el territorio. Como era de esperar, luego de las labranzas, tanto la RP como la DAP disminuyó en comparación a la siembra directa, un comportamiento documentado ampliamente para los efectos temporales de la remoción mecánica del suelo (Hidalgo et al., 2020). No obstante, en la siembra la RP en profundidad presentó un efecto contrario, Esto puede significar que las labranzas no llegaron a producir un efecto en profundidad, mientras que la siembra directa, al mantener sus poros verticales pudieron mantener una RP apenas más baja, tal como lo explica la literatura sobre continuidad poral y bioporos en sistemas sin labranza (Blanco-Canqui, 2018). Ambos tratamientos se homogenizan en la cosecha, seguramente por el efecto de las operaciones mecánicas. Fernández et al. (2017) ha mostrado que estas operaciones son las más intensas y que mayor efecto tienen sobre la compactación del suelo, coincidiendo con reportes que indican que el tránsito de maquinaria puede incluso superar la compactación generada por la labranza (Fernández et al., 2020; Hidalgo et al., 2020). Así, el efecto de las labranzas sobre la RP y el DAP fue efímero. Esto mismo fue encontrado por Jug et al. (2024), quienes demostraron que las diferencias en RP entre sistemas de manejo tienden a desaparecer rápidamente debido al tránsito operativo y la reconsolidación natural del suelo. Por otro lado, es destacable que, en la cosecha, existió una tendencia a mayores valores de humedad en siembra directa, lo cual repercutió en un mayor rendimiento de la biomasa vegetal. Este efecto era esperado más a largo plazo, donde se reestablece la interconexión poral, aumentase la estabilidad estructural y el carbono orgánico debido a la ausencia de disturbios mecánicos, procesos ampliamente descritos en transiciones hacia agricultura de conservación (López-Garrido et al., 2014; Denef & Six, 2005). No obstante, ya en el primer año de conversión se encontraron respuestas positivas en el rendimiento, y procesos de compactación que a la cosecha no se diferenciaron con el sistema de labranza convencional, lo cual también ha sido reportado en sistemas tropicales en transición (Jug et

al., 2024; Fernández et al., 2023). Se debe verificar este comportamiento en los años sucesivos mientras que su vez se están procesando las muestras para evaluar la estabilidad estructural, contenido de carbono particulado e hidrofobicidad, lo cual podrían explicar de manera más integral los resultados obtenidos en este trabajo. En este contexto, estos resultados muestran que la siembra directa genera beneficios funcionales tempranos en el suelo, especialmente en la dinámica hídrica y el rendimiento, aun cuando los cambios estructurales más profundos requieren varios ciclos para consolidarse.

BIBLIOGRAFIA

Behrends Kraemer, F., y Chagas, C. I. (2023). *Degradación de tierras con énfasis en la Región Pampeana: Aportes para una gestión racional del uso agropecuario.* Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

Blanco-Canqui, H., y Ruis, S. J. (2018). No-tillage and soil physical environment. *Geoderma, 326*, 164–200. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.011

Çelik, İ. (2011). Effects of tillage methods on penetration resistance, bulk density and saturated hydraulic conductivity in clayey soil conditions. *Journal of Agricultural Sciences, 17*(2), 143–156. https://doi.org/10.1501/Tarimbil_0000001166

Denef, K., y Six, J. (2005). Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes in soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal, 69*, 140–146.

Fernández, R., Álvarez, C., Noellemeyer, E., y Quiroga, A. (2023). Estrategias para descompactar el suelo en la región semiárida pampeana: efecto residual en la infiltración básica y en el rendimiento. *Revista FAVE, 22*, e0002.

Fernández, R., Frasier, I., Noellemeyer, E., y Quiroga, A. (2017). Soil quality and productivity under zero tillage and grazing on Mollisols in Argentina – A long-term study. *Geoderma Regional, 11.* https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.09.002

Hidalgo, A., García, R., y Montoya, F. (2020). *Compactación del suelo causada por el tránsito de maquinaria agrícola.* Serie Técnica Suelos, INTA.

Jug, D., Jug, I., Radočaj, D., Wilczewski, E., Đurđević, B., Jurišić, M., Zsembeli, J., y Brozović, B. (2024). Spatio-temporal dynamics of soil penetration resistance depending on different conservation tillage systems. *Agronomy, 14*(9), 2168. https://doi.org/10.3390/agronomy14092168

Kreft, S., Eckstein, D., y Melchior, I. (2013). *Global Climate Risk Index 2014: Who suffers most from extreme weather events?* Germanwatch.

Mendoza, A., & Ordoñez, J. (2021). *[Referencia completa del documento original no provista por el usuario]*.

Stolte, J., Tesfai, M., Øygarden, L., Kværnø, S., Keizer, J., Verheijen, F., Panagos, P., Ballabio, C., y Hessel, R. (2016). *Soil threats in Europe: Status, methods, drivers and effects on ecosystem services.* European Commission, Joint Research Centre.

Stošić, M., Brozović, B., Vinković, T., Ravnjak, B., Kluz, M., y Zebec, V. (2020). Soil resistance and bulk density under different tillage systems. *Poljoprivreda, 26*(1), 17–24. https://doi.org/10.18047/poljo.26.1.3.

CALIDAD DEL SUELO Y EL ROL DE LAS CORTINAS FORESTALES EN SISTEMAS HORTÍCOLAS INTENSIVOS

Calfuquir, M.[1*], Hernández, H.[1], Aschkar, G.[2], Bezic, C.[1], Luna, M.[1, 2]

[1]Universidad Nacional de Rio Negro, Sede Atlántica. Ruta Provincial N° 1 y Rotonda Cooperación, Viedma, Río Negro, Argentina. [2]Universidad Nacional del Comahue, Centro Universitario Regional Zona Atlántica y Sur, Monseñor Esandi, Ricardo Balbín, Viedma, Río Negro, Argentina. *matiascalfuquir@gmail.com

RESUMEN: El uso hortícola intensivo genera presiones degradativas sobre la calidad del suelo (CS), especialmente en regiones áridas y semiáridas donde la fertilidad es naturalmente limitada. El objetivo de este estudio fue evaluar el impacto del manejo hortícola convencional sobre indicadores físicos, químicos y biológicos del suelo, y analizar el rol de las cortinas forestales como componente estructural del paisaje productivo en el Valle Inferior del Río Negro (Argentina). Para ello se compararon ambientes con uso hortícola intensivo (UH) y relictos sin intervención (SI) mediante un diseño apareado en tres unidades experimentales, muestreando a dos profundidades: 0-10 y 0-20 cm. Se determinó: textura, humedad gravimétrica (HG), estabilidad estructural (EA), temperatura del suelo (Ts), materia orgánica (MO), carbono orgánico lábil y humificado (COL y COH), nitrógeno total (N), fósforo disponible (P), pH, conductividad eléctrica (CE) y respiración edáfica (Rs). Los suelos con UH presentaron valores menores de HG, MO, COL, COH, N y Rs, y mayores de pH respecto a los SI, que presentaron EA muy buena y mayor estabilidad microambiental y actividad microbiana, asociadas a la presencia de cortinas forestales. El análisis de componentes principales explicó el 81,9 % de la variabilidad y permitió identificar a la HG, MO, COL, COH, N, pH y Rs como indicadores sensibles para el monitoreo regional de la CS. Para el periodo 2003-2023 se halló una reducción del 10,3 % en la longitud total de cortinas forestales, equivalente a la pérdida de 10.558 individuos y 0,16 m³ de volumen arbóreo. Los resultados confirman el deterioro edáfico consecuencia del manejo intensivo y destacan la importancia de conservar y reponer cortinas forestales como estrategia clave para mitigar la degradación, favorecer la estabilidad del suelo y sostener la sostenibilidad productiva en la región.

PALABRAS CLAVE: horticultura, degradación edáfica, conservación.

INTRODUCCIÓN

El suelo constituye un recurso natural finito cuya degradación afecta de manera directa la provisión de alimentos, la regulación hídrica y la estabilidad ecológica del territorio. Su importancia es ampliamente reconocida: cerca del 95 % de los alimentos consumidos por la humanidad provienen directa o indirectamente del suelo (Burbano, 2016). La salud y calidad de este recurso se vinculan estrechamente con el mantenimiento de las funciones ecosistémicas esenciales, entre ellas la productividad biológica, la regulación del ciclo de nutrientes y la conservación de la biodiversidad (Gomiero, 2016). La degradación edáfica se manifiesta principalmente a través de la pérdida de materia orgánica, compactación, salinización, erosión y el agotamiento de nutrientes, procesos acelerados por el uso intensivo agrícola. De acuerdo con Young *et al.* (2015) y la United Nations Conventions to Combat Desertification (UNCCD, 2015), más del 50 % de los suelos productivos del mundo presentan algún nivel de deterioro, asociado al manejo antrópico. La calidad del suelo (CS) puede evaluarse mediante indicadores sensibles a los cambios en el uso y manejo, tal como proponen Doran y Parkin (1994) y Navarrete *et al.* (2011). Entre los más utilizados se encuentran la estabilidad estructural, humedad gravimétrica, materia orgánica total y sus

fracciones lábiles, pH, conductividad eléctrica, el contenido de nitrógeno y fósforo, y la actividad biológica (Duval *et al*., 2016; Aschkar, 2022).
En la República Argentina, los sistemas hortícolas suelen presentar altos niveles de degradación debido a la remoción continua del suelo, el laboreo intensivo y la baja incorporación de materia orgánica, en concordancia con lo descrito por el Programa Nacional de horticultura, floricultura y aromáticas (PNHFA, 2018) y Delaye Milesi *et al.* (2020). En el Valle Inferior del Río Negro, el uso hortícola intensivo se desarrolla sobre suelos aluviales de baja fertilidad natural, altamente vulnerables a la degradación, situación documentada por Fabregat (2010) y Seba *et al.* (2020). Además, las cortinas forestales, principalmente de álamos (*Populus alba*), cumplen funciones esenciales como la mitigación del viento, la reducción de la erosión, la regulación térmica y el aporte de residuos orgánicos, tal como señalan Cleugh (1998) y Thomas (2020). Sin embargo, en los últimos años se ha observado una eliminación creciente de cortinas para ampliar la superficie cultivada, lo cual podría comprometer la sostenibilidad del sistema productivo regional.
En este contexto, el presente trabajo evalúa el impacto del uso hortícola intensivo sobre la CS mediante indicadores físicos, químicos y biológicos, y analiza el rol de las cortinas forestales en la estabilidad edáfica y microambiental.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en una parcela del valle irrigado inferior del Rio Negro, Argentina (40º 47´ 0.03´´S; 63º 13´ 0.03´´O). El clima del área según Thornthwaite (1948) se clasifica como semiárido mesotermal, con nulo exceso de agua y baja concentración térmica estival; registra una temperatura media anual de 14 ºC y 13 ºC de amplitud térmica, un periodo libre de heladas de 191 días y 400 mm de precipitación media anual (Martín, 2009). La evapotranspiración anual es de 1047,5 mm y el déficit hídrico estimado de 650 mm anuales, siendo las precipitaciones insuficientes para cubrir las necesidades hídricas de los cultivos (Martín, 2009). Los suelos son de origen aluvional y coluvial, formados bajo condiciones de aridez, por lo que en general, suelen presentar escasa fertilidad física y química, con horizontes superficiales claros y pobres en materia orgánica (Martínez *et al.*, 2012).

En la región la horticultura bajo manejo convencional es una de las actividades productivas más importantes; las hortalizas ocupan unas 1500 ha de las cuales el 67 % es destinada al cultivo de cebolla (*Allium cepa*), seguida por zapallo (*Cucurbita máxima*) y tomate (*Solanum lycopersicum*), con diferentes destinos como la industria, el mercado nacional y la exportación (Seba *et al.*, 2020).
En la parcela donde se realizó el estudio, en tres lotes, se establecieron dos ambientes:

- Áreas con uso horticola intensivo (UH), con rotación de cultivos (cebolla y zapallo) y laboreo anual.
- Relictos sin intervención (SI), con presencia de cortinas forestales de álamos (*Populus alba*) y vegetación herbácea de crecimiento espontáneo.

En cada ambiente se registró la temperatura del suelo (Ts) con un termómetro digital de 0 a 10 cm, y se tomaron muestras compuestas a 0-10 y 0-20 cm de profundidad, a partir de 15 submuestras recolectadas con barreno.
De 0-10 cm se determinó: humedad gravimétrica (HG) por diferencia de peso entre la muestra de campo y posterior a un secado de 48 hs a 105 º C, y respiración edáfica (Paoloni Gómez, 2017; y de 0-20: textura (Bouyoucos, 1962), estabilidad de agregados (EA) (De Leenheer y De Boodt, 1958), materia orgánica (MO) (Martínez *et al.*, 2017), carbono orgánico lábil (COL) y humificado (COH) (Chan *et al.*, 2001), conductividad eléctrica (CE) y pH (Inalbon y Valenzuela, 2005), nitrógeno total (N) (Bremner y Mulvaney, 1982) y fósforo (P) (Olsen, 1954).
Para caracterizar los cambios y estructura forestal de las cortinas se realizaron observaciones de imágenes satelitales con el programa Google Earth (Periodo 2003-2023) y en complemento un trabajo de campo para determinar: presencia y longitud de las cortinas forestales, cantidad de ejemplares cada 100 metros lineales, diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura total de individuos (h). Con los datos de DAP y h, se determinó el volumen total de biomasa (Vt) (Pece *et al.*, 2002): $Vt\ (m3) = 0{,}0000521044 \times DAP^{2{,}57624} \times h^{0{,}146171}$

Los datos de los indicadores edáficos fueron sometidos al test “t - Student” (α= 0,05) para detectar diferencias entre el área con UH y SI, y a un análisis de componentes principales (ACP) para identificar los indicadores que más explicaron la variación entre ambientes. Los datos sobre los cambios en las cortinas forestales se presentan mediante tablas descriptivas que comparan las existencias entre la temporalidad en estudio (2003 y 2023). El procesamiento y análisis de datos se realizó con el uso del software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos con UH presentaron menores valores de: HG, MO, COL, COH y N, y mayor pH (Tabla 1), efectos coherentes con reportes de Campitelli *et al.* (2010), Toledo *et al.* (2013) y Delaye Milesi *et al.* (2020) sobre sistemas agrícolas intensivos. La Rs fue 230 % mayor en suelos SI, coincidiendo con estudios de Aschkar (2022) sobre la influencia de la vegetación permanente en la microbiología del suelo. Respecto a la CE y el P no se detectaron diferencias (p>0,05).

Tabla 1. Media y desvío estándar (DE) de indicadores físicos, químicos y biológicos del suelo.

Propiedades	Indicador	Ambiente		*p-valor*
		UH	SI	
Físicas	Textura	Arenosa - franco	Arenosa - franco	-
	EA	Regular	Muy buena	-
	T (°C)	6,8 (0,7) a	8,2 (0,2) b	p<0,001
	HG (%)	22,2 (3,2) a	33,1(3,2) b	p<0,001
Químicas	MO (%)	5,4 (0,6) a	8,6 (1,0) b	p<0,001
	COH (g kg-1)	15,4 (5,5) a	32,2 (5,6) b	0,02
	COL (g kg-1)	7,0 (4,1) a	16,5 (3,3) b	0,03
	CE (dS m-1)	0,3 (0,3)	0,3 (0,2)	ns
	pH	8,2 (0,1) b	8,0 (0,1) a	p<0,001
	N (%)	0,27 (0,06) a	0,5 (0,1) b	0,02
	P (mg kg-1)	14,1 (1,1)	18,9 (0,8)	ns
Biológica	Rs (mg CO2 100ss-1)	17,5 (4,7) a	57,9 (10,5) b	p<0,001

El ACP mostró una clara separación entre sitios con UH y SI (Figura 1), explicó el 81,9 % de la varianza total en sus dos primeras componentes (CP1 y CP2) siendo HG, MO, COL, COH, N, pH y Rs los indicadores más sensibles para discriminar los efectos del manejo hortícola intensivo, en concordancia con Sarmiento *et al.* (2018). Este conjunto coincide con los propuestos por Campitelli *et al.* (2010) y Sarmiento *et al.* (2018), quienes destacan la importancia del CO, N, pH, HG y Rs como componentes esenciales de la CS.

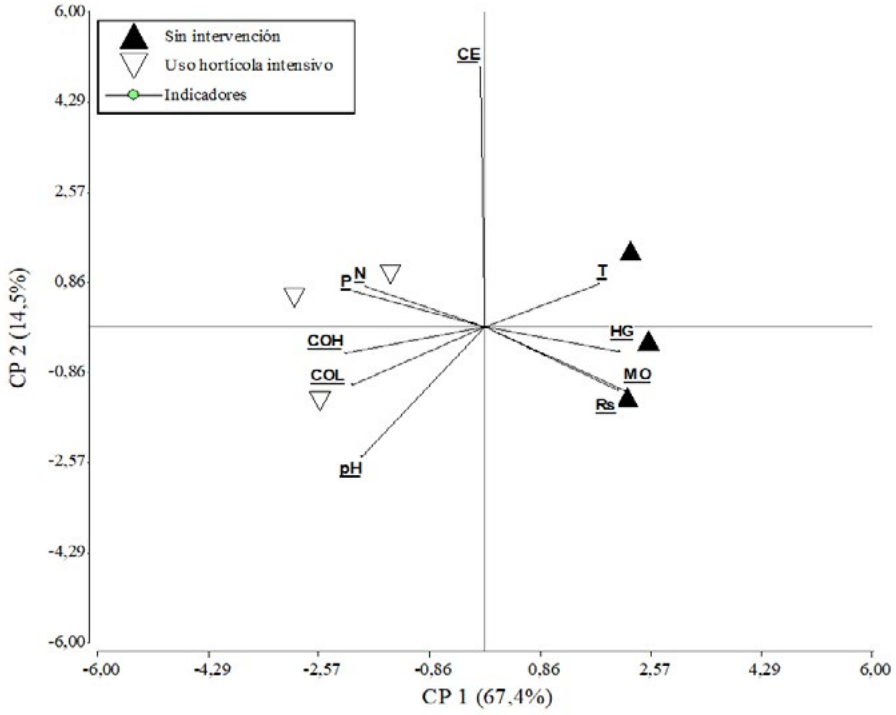


Figura 1. Biplot. Indicadores edáficos.

El análisis temporal (2003-2023) mostró una reducción del 10,3 % en la longitud total de cortinas, equivalente a la pérdida de 10.558 árboles (Tabla 2), lo cual coincide con diagnósticos de Davel *et al.* (2021) sobre el deterioro estructural de cortinas en la región. Las cortinas SI se asociaron a mayor MO, mejor EA y mayor Rs, respaldando lo señalado por Kort (1988) y Cleugh (1998) sobre su rol microambiental.

Tabla 2. Cambios en las cortinas forestales. Años 2003 y 2023.

Atributo	2003	2023	Reducción
Superficie relevada total (ha)	201,7	201,7	-
Longitud total de cortinas (km)	46,1	35,8	10,3
Número de ejemplares	47.253	36.695	10.558
Volumen (m3)	0,714	0,554	0,16

CONCLUSIONES

Los suelos SI mantienen mejores condiciones físicas, químicas y biológicas, evidenciando mayor estabilidad y resiliencia frente al manejo hortícola intensivo. Esto permite comprender con mayor claridad los procesos de degradación asociados a prácticas inadecuadas y destaca el valor estratégico de las cortinas forestales como reguladoras del microambiente y protectoras del recurso edáfico. En este contexto, la integración de prácticas conservacionistas (manejo adecuado del laboreo, incorporación de MO, diversificación de cultivos, reposición de cortinas forestales, entre otras) se presenta como una estrategia necesaria para sostener la productividad, preservar la funcionalidad del suelo en el Valle Inferior del Río Negro.

BIBLIOGRAFÍA

Aschkar, G.M. (2022). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por desmonte en el noreste rionegrino: Contribución a la conservación de suelos de regiones semiáridas [Tesis de Magister Universidad Nacional del Sur] https://repositoriodigital.uns.edu.ar/hyle/123456789/6250.

Bouyoucos G. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron. J., vol. 54: 464-465.

Bremner J.M y Mulvaney C.S. (1982). Nitrógeno total., en: AL Page, RH Miller y DR Keeny, (Eds.). Métodos de análisis de suelos, Sociedad Americana de Agronomía y Sociedad de Ciencias del Suelo de América, Madison, págs. 1119-1123.

Burbano, H. (2016). El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria. Rev. Cienc. Agr. 33(2):117-124. doi: http://dx.doi.org/10.22267/rcia.163302.58.

Campitelli, P., Aoki, A., Gudelj, O., Rubenacker, A. y Sereno, R. (2010). Selección de indicadores de calidad de suelo para determinar los efectos del uso y prácticas agrícolas en un área piloto de la región central de Córdoba. Ciencia del suelo, 28(2), 223-231. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttextypid=S1850-20672010000200010ylng=esytlng=es.

Chan, K. Y., Bowman A. y Oates A. (2001). Oxidizable organic carbon fractions y soil quality changes in an Oxic Paleutalf under different pasture leys. Soil Science, 166: 61-67.

Cleugh, H. A. (1998). Effects of windbreaks on airflow, microclimates y crop yields. Agroforestry Systems, 41, 55–84

Davel, M., Arquero, D. E., Peri, P. L., Serventi, M., y Diaz, G. M. (2021). Cortinas forestales de álamos en los valles de la Patagonia Norte. Ediciones CIEFAP.

De Leenher, L y M De Boodt. (1958). Determination of aggregate stability by change in mean weight diameter. En: Proc. Int. Symp. On Soil Structure. Medelingen. Van de Lybowhoge School. Ghent, Belgium. pp 290-300.

Delaye Milesi, L; Ulle J; Yriulo A, (2020). Aplicación de Biochar en un suelo degradado bajo producción de batata. Efecto sobre propiedades edáficas. Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. 38 (1): 162-173.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L. y Robledo, C. W. (2017). InfoStat v. 2017. Universidad Nacional de Córdoba. http://www.infostat.com.ar/.

Doran, J. W. y Parkin, B.T. (1994). Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America. Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA.

Duval, M. E., Galantini, J. A, Martínez, J. M. y Iglesias, J. O. (2016). Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico. Ciencia del suelo, 34 (2), 197-209.

Fabregat, E. (2010). La construcción de las representaciones mentales en los alumnos de nivel medio que habitan el Valle Inferior del Río Negro. [Universidad Nacional del Sur] https://repositoriodigital.uns.edu.ar/hyle/123456789/2115.

Gomiero, T. (2016). Soil Degradation, Ly Scarcity y Food Security: Reviewing a Complex Challenge. Sustainability (Switzerly), 8, Article 281. https://doi.org/10.3390/su8030281

Inalbon, M.R. y Valenzuela, A.M. (2005). Procedimientos analíticos para suelos normales y salinos. Técnicas utilizadas en el laboratorio de suelos y aguas. Estación Experimental Agropecuaria Sáenz Peña – Chaco, Argentina.

Kort J. (1988). Benefits of windbreaks to field y forage crops. Agric. Ecosyst. Environ. 22/23 pp. 165–190

Martín, D. 2009. Estadísticas climáticas del Valle de Viedma. EEA Valle Inferior Convenio provincia de Río Negro-INTA. Información Técnica Nº 27 Año 4 Nº 9. 80 p.

Martinez, R.S., Margiotta F., Reinoso L., Martínez, R.M. 2012. Buscyo alcanzar altos rendimientos del cultivo de maíz: Experiencias en los valles Norpatagónicos. 3ª Reunión Internacional de Riego. INTA Valle Inferior.

Martínez, J.M.; Duval, M.E.; López, F.M.; Iglesias, J.O. y Galantini, J.A. 2017. Ajustes en la estimación de carbono orgánico por el método de calcinación en molisoles del sudoeste bonaerense. Ciencia del Suelo, 35, 181–187.

Navarrete, A., Vela, G., López, J. y Rodríguez, M. 2011. Naturaleza y utilidad de los indicadores de calidad del suelo. Contacto 80: 29-37.

Olsen S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe y L.A. Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Department of Agriculture, Circular 939.

Paolini Gómez J.E. 2017. Actividad microbiológica y biomasa microbiana en suelos cafetaleros de los Yes venezolanos. Terra Latinoamericana 36: 13-22.

Pece, M. G.; C. Gaillard de Benítez; M. J. de Galíndez; N. A. Ríos. 2002. Tabla de volumen de doble entrada para álamos de la zona de riego de Santiago del Estero, Argentina. Publicación técnica Revista Quebracho 9: 95-1050. Santiago del Estero, Argentina.

Programa Nacional de horticultura, floricultura y aromáticas (PNHFA). 2018. Manejo de los suelos hortiflorícolas. Edición digital ISSN 2591-5622. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_-_boletin_suelos_ndeg_10.pdf (26/02/2020)

Sarmiento Reyes, E. B., Fyiño Zabala, S. A., y Gómez Echeverri, L. F. 2018. Índices de calidad del suelo. Una revisión sistemática. Ecosistemas, 27(3), 130–139. https://doi.org/10.7818/ECOS.1598

Seba, N.; Doñate, M.T; Cechinni, V; Vera, G.; Telleria, A; Sidoti Hartmann, B; Arriagada, S.; Roman, C. 2020. La horticultura insustentable: transiciones agroecológicas en el valle inferior del Río Negro - Argentina. Revista americana de empreendedorismo e inovação american journal of entrepreneurship y innovation. v. 2, n. 1, mar/2020.

Thomas E. 2020. Sistemas Agroforestales con Salicáceas en valles de Patagonia Norte. Ciclo de charlas virtuales 2020. AUSMA. Universidad Nacional del Comahue. https://www.youtube.com/watch?v=gJeH9g5WOus

Thornthwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. Geographic Review 38: 55-94 p.

Toledo, D.M., Galantini, J.A., Ferreccio, E., Arzuaga, S., Gimenez, L. y Vázquez, S. 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. Ciencia del suelo, 31(2), 201-212. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttextypid=S1850-20672013000200006ylng=esytlng=es.

UNCCD. 2015. Desertification, Ly Degradation y Drought (DLDD): some global facts y figures. United Nations Conventions to Combat Desertification. Available from: http://www.unccd.int/Lists/SiteDocumentLibrary/WDCD/DLDD%20Facts.pdf.

Young R., Orsini S. y Fitzpatrick I. 2015. Soil degradation: a major threat to humanity. Published by the Sustainable Food Trust. Available via: http://www.fao.org/fsnforum/sites/default/files/discussions/contributions/Soil-degradation-Final-final_0.pdf.

DETERMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA POR EL MÉTODO DE PÉRDIDA POR CALCINACIÓN: EFECTO DEL TIEMPO DE MUFLA.

Castañeda, L.[1]*, González Comunian, D.[1, 2], La Manna, L.[1, 2]

[1]Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB); [2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); * lucascasta99@gmail.com

RESUMEN: La materia orgánica del suelo (MO) es un compuesto clave para la estructura, retención hídrica y almacenamiento de carbono. Uno de los métodos analíticos más utilizados para su estimación es el de pérdida por calcinación (loss on ignition; LOI). Este trabajo tuvo como objetivo comparar la estimación de la MO mediante LOI considerando dos tiempos de calcinación (2 h y 4 h) en suelos del noroeste del Chubut bajo distintas cubiertas de vegetación (bosque de ciprés, mallín, plantación de pino y pastizal). Las muestras fueron tamizadas a 2000 µm, secadas a 105°C y calcinadas a 430°C. No se detectó presencia de carbonatos. La comparación pareada evidenció valores de MO significativamente mayores con 4 h respecto a 2 h de calcinación ($p < 0,05$). Las diferencias absolutas variaron entre vegetaciones, siendo mayores en ciprés y mallín, intermedias en pino y menores en pastizal, y se correlacionaron positivamente con el contenido de MO y la fracción limo, evidenciando la influencia de las características del suelo. En cambio, las diferencias relativas no variaron significativamente entre vegetaciones. El modelo lineal con interacción (MO_{4h} ~ MO_{2h} * Vegetación) no evidenció diferencias significativas entre las pendientes asociadas a los distintos tipos de vegetación, por lo que se ajustó un único modelo lineal general ($MO4h = 0{,}0676 + 1{,}0184\ x\ MO2h$), el cual explicó la mayor parte de la variabilidad (R^2 = 0,998). La pendiente fue significativamente mayor a 1 (IC95% 1,012–1,025), indicando un pequeño sesgo positivo al incrementar el tiempo de mufla. En consecuencia, para evitar sesgos en la estimación de la MO, se recomienda emplear un único tiempo de ignición de manera consistente o aplicar la ecuación derivada de este trabajo para la comparación de valores en suelos del área de estudio.

PALABRAS CLAVE: materia orgánica, tiempo de ignición, vegetación.

178

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo (MO) es un componente fundamental para su funcionamiento, ya que contribuye a la estabilidad estructural, mejora la retención de agua, regula la disponibilidad de nutrientes y constituye una de las principales reservas de carbono en los ecosistemas terrestres (Murphy 2015; Olabum et al. 2017). En ambientes patagónicos, caracterizados por una marcada heterogeneidad ambiental, con contrastes de cobertura vegetal, condiciones hidrológicas y materiales originales del suelo (Morello *et al*., 2012), la MO presenta una elevada variabilidad espacial asociada al tipo de ambiente y uso del suelo (Peri et al 2017, Gaitán et al. 2025).

La determinación de MO por pérdida por calcinación (loss on Ignition – LOI- de acuerdo a su sigla en inglés) es uno de los métodos más usados para la estimación de MO debido a su simplicidad y bajo costo, dado que no requiere el uso de reactivos químicos (Davies, 1974; Heiri et al., 2001). No obstante, se ha señalado que los resultados obtenidos mediante LOI pueden verse afectados por las condiciones de ignición, particularmente por el tiempo y la temperatura de calcinación, lo que puede generar diferencias en la estimación de MO asociada tanto a la oxidación incompleta de la fracción orgánica como a pérdidas de masa no orgánicas, tales como agua estructural de arcillas y desnaturalización de minerales (Hoogsteen et al., 2015; Bakr et al., 2018).

Diversos estudios han demostrado que la respuesta del método LOI varía según el tipo de suelo y ambiente, lo que ha impulsado enfoques comparativos y calibraciones específicas para distintos contextos edáficos (De Vos *et al.,* 2005; La Manna et al., 2007; Dabadie et al., 2018). Sin embargo, existe escasa información que evalúe de manera sistemática, bajo un mismo conjunto de muestras y en forma comparativa, el efecto del tiempo de ignición sobre la estimación de MO en ambientes contrastantes de la Patagonia.
En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivo comparar la estimación de materia orgánica en suelos de la región andina y extra-andina de la provincia del Chubut mediante LOI, considerando una temperatura de 430ºC y dos tiempos de calcinación ampliamente utilizados en los laboratorios de la región: 2 horas (norma IRAM-SAGPyA 2008) y 4 horas (Cambardella et al. 2001).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron 83 muestras de suelo mineral superficial (0–5cm), bajo vegetaciones contrastantes, abarcando un amplio rango de precipitaciones y diferentes clases texturales (Tabla 1).

Tabla 1. Características de precipitaciones y texturales de suelos minerales superficiales bajo vegetaciones contrastantes.

Vegetación	n	Precipitación media anual (mm)	%Arcilla	%Limo	%Arena
Ciprés	11	600-1500	2,38 ± 0,23	41,29 ± 2,48	55,94 ± 2,28
Mallín	12	600-1500	5,27 ± 1,27	60,77 ± 3,56	33,84 ± 4,29
Pino	26	450-1500	2,93 ± 0,44	34,23 ± 2,21	62,30 ± 2,24
Pastizal	34	100-450	2,02 ± 0,38	17,80 ± 2,17	79,84 ± 2,35

Previo a la determinación de materia orgánica, se realizaron análisis para verificar la presencia de carbonatos mediante reacción con ácido clorhídrico.
La MO se determinó mediante el método de pérdida por calcinación (LOI) siguiendo el protocolo IRAM-SAGyP (2008). Se utilizaron 6 g de suelo, previamente tamizado a 2000 µm, que fue secado a 105 °C por 24 h. Las muestras fueron calcinadas en mufla a 430 °C durante 2 horas. Transcurrido este periodo, las muestras se enfriaron en un desecador con sílica gel para evitar rehidratación antes del pesado. Las determinaciones de masa se realizaron con una balanza analítica con una precisión de 0,0001 g. El contenido de MO correspondiente al tratamiento de 2 h (MO_{2h}) se calculó a partir de la diferencia de masa antes y después de la ignición, según la siguiente expresión:

$$MO\ \% = \frac{Peso\ seco\ (g) - Peso\ calcinado\ (g)}{Peso\ seco\ (g)} x\ 100\ \ (Ecuación\ 1).$$

Una vez obtenida la MO_{2h}, las mismas muestras fueron sometidas nuevamente a mufla durante 2 h adicionales bajo las mismas condiciones de temperatura. A partir de la nueva diferencia de masa, se calculó la MO_{4h} utilizando la misma expresión (Ecuación 1), lo que permitió realizar comparaciones pareadas entre ambos tratamientos de calcinación.
Se determinó también la distribución del tamaño de partículas de cada muestra mediante difracción láser, previo tratamiento con peróxido de hidrógeno y dispersión con hexametafosfato de sodio al 5%.

Análisis de datos

Las diferencias entre los contenidos de MO determinados a 2 h y 4 h fueron evaluadas mediante pruebas *t* apareadas, considerando tanto el conjunto total de muestras, como de manera independiente para cada tipo de vegetación.
Para cuantificar la magnitud de la diferencia asociada al tiempo de ignición, se calculó la diferencia absoluta entre ambos tratamientos

$$:\Delta Absoluta = MO\ (4h) - MO\ (2h) \quad (Ecuación\ 2)$$

Asimismo, se estimó la diferencia relativa como:

$$\Delta Relativa = \frac{MO\ (4h) - MO\ (2h)}{MO\ (4h)} \quad (Ecuación\ 3)$$

La variación de ambas diferencias entre los distintos tipos de vegetación fue evaluada mediante ANOVA de un factor. Así mismo, se analizó la correlación entre las diferencias absolutas entre los métodos, el contenido de MO y las distintas fracciones granulométricas (arcilla, limo y arena) mediante análisis de Pearson.
Se ajustaron modelos de regresión lineal para describir la relación entre MO_{2h} y MO_{4h} en los distintos tipos de vegetación. Para evaluar diferencias en las pendientes, se ajustó un modelo lineal con interacción entre MO_{2h} y el tipo de vegetación (MO_{4h} ~ MO_{2h} x Vegetación). Ante la ausencia de una interacción significativa, se seleccionó un modelo lineal general único para describir la relación entre MO_{2h} y MO_{4h}.
Finalmente, se evaluó si la pendiente del modelo lineal general difirió significativamente del valor teórico 1 mediante el análisis de su intervalo de confianza al 95 %.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todas las muestras presentaron reacción negativa a carbonatos, sugiriendo que los valores de MO obtenidos por LOI no se encuentran sesgados por la presencia de carbonatos.
Los contenidos de MO determinados a 2 h y 4 h de calcinación se presentan en la Tabla 2. Considerando el conjunto total de muestras, la prueba *t* apareada indicó una diferencia significativa entre ambos tiempos de ignición ($p < 0,01$), evidenciando valores mayores al incrementar el tiempo de calcinación. Al analizar los datos de manera independiente por tipo de vegetación, la prueba *t* apareada también evidenció diferencias significativas ($p<0,05$), indicando en todos los ambientes estudiados, valores de MO mayores al incrementar el tiempo de calcinación (Tabla 2).
Para ambos tiempos de calcinación, los mayores contenidos de MO se registraron en los suelos bajo bosque de ciprés y mallín, valores intermedios correspondieron a las plantaciones de pino, y los menores contenidos a los pastizales (Tabla 2).

Tabla 2. Contenido de materia orgánica (MO) determinado por pérdida por calcinación a 430 °C con tiempos de 2 h y 4 h de calcinación. Se indican los valores medios ± error estándar, la diferencia absoluta media entre tratamientos y los resultados de las pruebas t apareadas para el conjunto total de muestras y por tipo de vegetación.

Vegetación	MO2h (%)	MO4h (%)	Diferencia absoluta	T	*p*
Ciprés	15,67 ± 1,51	16,08 ± 1,50	0,41 ± 0,05	8,76	< 0,001
Mallín	16,64 ± 1,65	17,01 ± 1,68	0,37 ± 0,04	8,63	< 0,001
Pino	6,02 ± 0,70	6,21 ± 0,72	0,19 ± 0,05	2,98	0,030
Pastizal	2,47± 0,37	2,55 ± 0,37	0,09 ± 0,03	3,97	0,005
Todas las muestras	7,38 ± 0,74	7,58 ± 0,75	0,20 ± 0,02	8,16	< 0,001

La diferencia absoluta entre los métodos (Ecuación 2) varió significativamente entre los tipos de vegetación (ANOVA; $p < 0,05$). Los mayores valores de diferencia absoluta se registraron en los suelos bajo bosque de ciprés y en mallín, sin diferencias significativas entre ambos. Los suelos bajo plantaciones de pino presentaron valores intermedios, mientras que los suelos bajo pastizales mostraron las menores diferencias absolutas (Figura 1.1). Se evidencia que la diferencia absoluta entre los métodos sigue el mismo patrón que el contenido de MO (Tabla 2), lo que se refleja en una correlación positiva entre ambas variables ($r = 0,57$; $p < 0,01$). Esto sugiere que la magnitud de la diferencia absoluta es mayor cuando hay más materia orgánica

disponible en el suelo. De forma similar, la diferencia absoluta entre los métodos mostró una correlación positiva con la fracción limo (r = 0,42; p < 0,01) y negativa con la fracción arena (r = –0,40; p < 0,05), indicando que los suelos de texturas más finas tienden a presentar un mayor incremento en el valor estimado de MO al aumentar el tiempo de calcinación. Este comportamiento se vincula con las características texturales de los suelos bajo bosque ciprés y mallín, los cuales están más enriquecidos en la fracción limo (Tabla 1).
En contraste, las diferencias relativas entre los contenidos de MO determinados a 4 h y 2 h de calcinación (ecuación 3) mostraron una tendencia inversa en relación a la vegetación, respecto a la diferencia absoluta (Figura 1.2), aunque sin evidenciar diferencias significativas (ANOVA; p > 0,05). Tampoco se observó una correlación significativa entre el contenido de MO y las diferencias relativas (r = -0,17; p = 0,14), indicando que suelos con mayores contenidos de MO no implican mayores diferencias relativas entre los métodos analíticos.

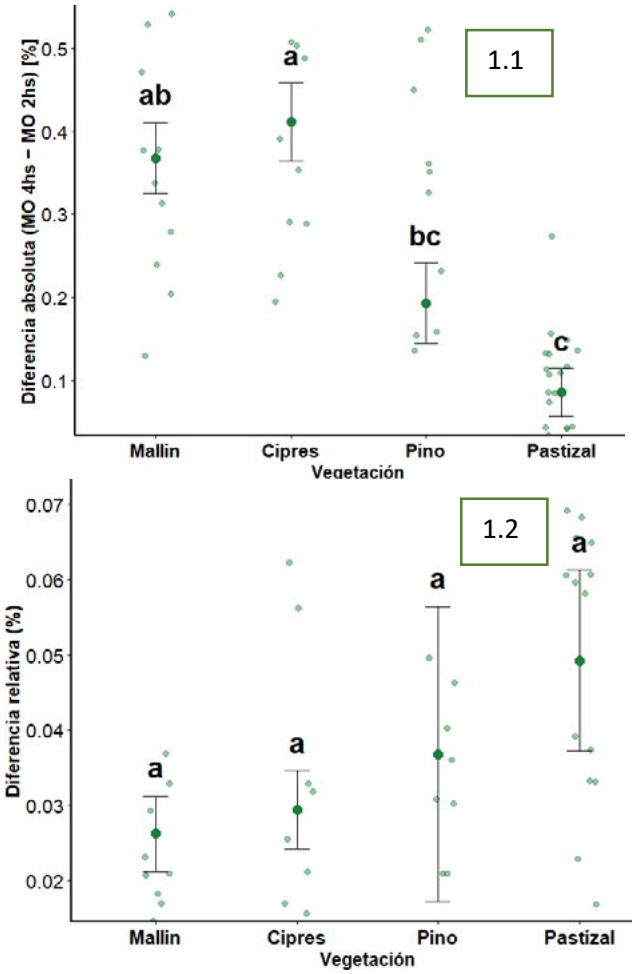


Figura 1. Diferencia absoluta (1.1) y diferencia relativa (1.2) entre los métodos de determinación de materia orgánica por pérdida por calcinación con tiempos de 2 h y 4 h para distintos tipos de vegetación.

El análisis del modelo lineal con interacción (MO_{4h} ~ MO_{2h}× Vegetación), indicó pendientes similares entre vegetaciones (Tabla 3), sin evidenciarse diferencias significativas entre ellas (p > 0,05). Este resultado indica que el tipo de vegetación no modifica la relación entre los contenidos de MO determinados a 2 h y 4 h de calcinación.

Tabla 3. Pendientes (± EE) de las regresiones lineales entre MO_{2h} y MO_{4H}, ajustadas de manera independiente para cada tipo de vegetación.

Vegetación	Pendiente ± EE
Ciprés	0,991 ± 0,011
Mallín	1,015 ± 0,015
Pastizal	0,989 ± 0,018
Pino	1,027 ± 0,015

Dado que la interacción no resultó significativa, se ajustó un modelo lineal general único para describir la relación entre MO2h y MO4h:

$$MO4h = 0{,}0676 + 1{,}0184\, x\, MO2h \qquad (Ecuación\ 4)$$

Este modelo explicó la mayor parte de la variabilidad observada (R^2 = 0,998; Figura 2). La pendiente estimada (1,0184) presentó un intervalo de confianza al 95 % que no incluyó al valor 1 [1,012 – 1,025], lo que indica un sesgo positivo: para un determinado valor de MO_{2h}, el contenido de MO_{4h} tendió a ser significativamente mayor.

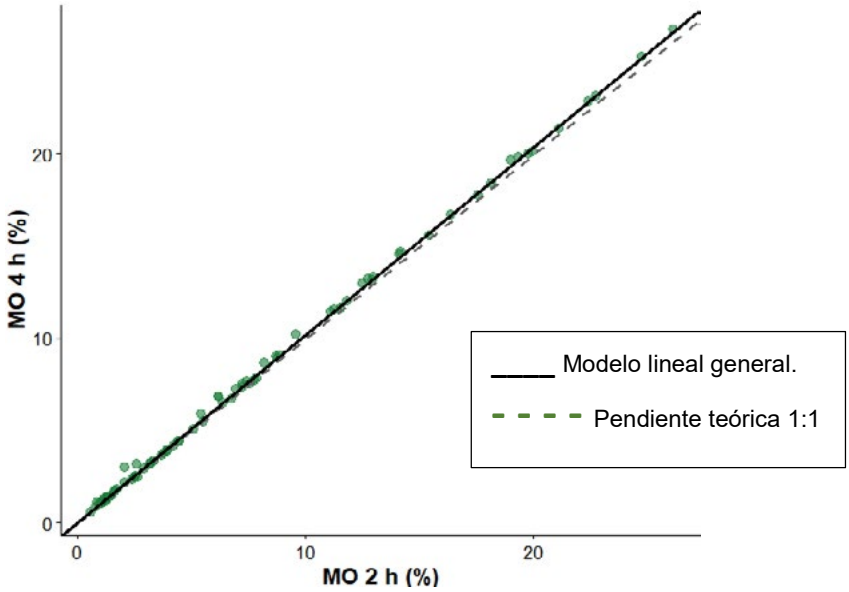


Figura 2. Relación entre los contenidos de materia orgánica determinados por pérdida por calcinación con tiempos de 2 h y 4 h. La línea continua corresponde al modelo lineal general ajustado y la línea discontinua representa la relación 1:1 teórica.

CONCLUSIONES

Los contenidos de MO estimados por LOI a 2h y 4 h evidenciaron el mismo patrón entre los distintos tipos vegetación. Esto indica que ambos tiempos de calcinación capturan de forma consistente el contraste ambiental asociado a cada vegetación.

Al comparar de forma apareada ambas determinaciones, se observó que, con 4 h de ignición, los valores de MO son significativamente mayores que los obtenidos en 2 h, y que la magnitud de esa diferencia varía entre vegetaciones, siendo mayor en suelos bajo ciprés y mallín, intermedia en pino y menor en pastizales.

Las diferencias absolutas entre los contenidos de MO determinados a 4 h y 2 h de ignición se correlacionaron positivamente con el contenido de MO y con el contenido de fracción limo. Estos resultados sugieren que las diferencias entre las determinaciones analíticas se deben a que un mayor tiempo en mufla permite una mejor calcinación de la MO protegida asociada a minerales o dentro de agregados; si bien no puede descartarse la influencia de mayores pérdidas de agua estructural.

La relación entre los contenidos de MO determinados a 2 h y 4 h se describió adecuadamente mediante un modelo lineal general, sin evidenciar diferencias en las pendientes entre tipos de vegetación. La pendiente del modelo general fue significativamente mayor a 1, lo que respalda que el aumento del tiempo de calcinación de 2 h a 4 h introduce un sesgo positivo en la estimación de la MO, pequeño, pero sistemático y consistente en las 83 muestras analizadas. En conjunto, los resultados indican que las estimaciones de MO por calcinación en estos ambientes considerando tiempos de 2 y 4 h, no son estrictamente equivalentes en magnitud, aunque siguen manteniendo una relación lineal. Por ello, para comparaciones de valores de MO en el área que abarca este trabajo, se recomienda usar un único tiempo de ignición de manera consistente o bien aplicar la ecuación de ajuste derivada de este estudio (ecuación 4).

BIBLIOGRAFÍA

Bakr, N. y El-Ashry, S. M. (2018). Organic matter determination in arid region soils: loss-on-ignition versus wet oxidation. Communications in soil science and plant analysis, 49(20), 2587-2601.

Cambardella C. A., Gajda A. M., Doran J. W., Wienhold B. J. y Kettler T.A. (2001) Estimation of particulate and total organic matter by weight loss-on-ignition: in Assessment Methods for Soil Carbon. Advances in Soil Science, Lewis Publishers: Bocan Raton, Florida, 349–359.

Dabadie, M., Perez, C. A., Arturi, M. F., Goya, J. F. y Sandoval, M. (2018). Calibración del método de pérdida de peso por ignición para la estimación del carbono orgánico en Inceptisoles del NE de Entre Ríos. Revista de la Facultad de Agronomía, 117.

Davies, B. E. (1974). Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. Soil Science Society of America Journal, 38(1), 150-151.

De Vos, B., Vandecasteele, B., Deckers, J. y Muys, B. (2005). Capability of loss-on-ignition as a predictor of total organic carbon in non-calcareous forest soils. Communications in soil science and plant analysis, 36(19-20), 2899-2921.

Gaitan, J. J., Peri, P. L., Barral, M. P., Accame, M. F., Adema, E., Alaggia, F. G., ... e Ybarra, D. (2025). Modelado y cartografia del almacenamiento de carbono en los suelos de la República Argentina. *Ciencia del Suelo*, *43*(2), 268-289.

Hoogsteen, M. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, J. C. y Tittonell, P. A. (2015). Estimating soil organic carbon through loss on ignition: effects of ignition conditions and structural water loss. European Journal of soil science, 66(2), 320-328.

IRAM-SAGPyA, 29571-1. (2008). Calidad Ambiental-Calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 1, Método de pérdida por calcinación.

Jenny, H. (1961). Derivation of state factor equations of soils and ecosystems. Soil Science Society of America Journal, 25(5), 385-388.

La Manna, L., Buduba, C., Alonso, V., Davel, M., Puentes, C. e Irisarri, J. (2007). Comparación de métodos analíticos para la determinación de materia orgánica en suelos de la región Andino-Patagónica: efectos de la vegetación y el tipo de suelo. Ciencia del suelo, 25(2), 179-188.

Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F., Silva, M. y Haro, J. C. (2012). Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo (pp 549-648).

Murphy, B. (2015). Key soil functional properties affected by soil organic matter-evidence from published literature. In IOP conference series: Earth and environmental science (Vol. 25, No. 1, p. 012008). IOP Publishing.

Obalum, S. E., Chibuike, G. U., Peth, S. y Ouyang, Y. (2017). Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. Environmental monitoring and assessment, 189(4), 176.

Peri, P. L., Rosas, Y. M., Ladd, B., Toledo, S., Lasagno, R. G. y Martínez Pastur, G. (2018). Modelling soil carbon content in South Patagonia and evaluating changes according to climate, vegetation, desertification and grazing. Sustainability, 10(2), 438.

BASES METODOLÓGICAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL HORIZONTE O EN LA PATAGONIA: VALIDACIÓN METROLÓGICA Y SENSIBILIDAD FRENTE AL USO SILVOPASTORIL

Cecilia, J.[1*], Bistolfi, N.[2], Cremona, M. V.[1, 3], Arpigiani, D.[2], Riat, M.[1]

[1] Universidad Nacional de Río Negro (UNRN); [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); * San Martín 2650 (8430) El Bolsón, Prov. de Río Negro, joulececilia@gmail.com

RESUMEN: El horizonte orgánico es un componente clave del ciclado de nutrientes y del almacenamiento de carbono en ecosistemas forestales. Sin embargo, su elevada heterogeneidad dificulta su muestreo y procesamiento mediante metodologías desarrolladas para suelos minerales. En la región Andino-Patagónica no existen protocolos adaptados para este horizonte, lo que limita la comparabilidad y la trazabilidad analítica. El objetivo de este trabajo fue desarrollar y validar un sistema metodológico para la caracterización física, química y dinámica del horizonte O en bosques de *Austrocedrus chilensis* (El Bolsón, Río Negro), evaluando su sensibilidad frente a un gradiente de uso silvopastoril. Las modificaciones incluyeron la definición de una muestra prismática, la homogeneización del material y la implementación de criterios metrológicos basados en la Guía GUM. Se ajustaron procedimientos para densidad aparente, contenido de humedad, fraccionamiento por tamaños, materia orgánica (LOI) y nitrógeno total (Kjeldahl). Asimismo, se implementó un diseño dual de descomposición que integra sustrato estándar y mezclas de hojarasca definidas a partir de datos de composición de la vegetación. El sistema demostró sensibilidad para discriminar diferencias en profundidad, fragmentación, materia orgánica y N total entre intensidades de uso silvopastoril, estableciendo una base metodológica reproducible para estudios comparativos del horizonte O en la región.

184

PALABRAS CLAVE: Hojarasca, Suelo forestal, Descomposición del mantillo.

INTRODUCCIÓN

El horizonte orgánico (O o LFH) constituye un componente clave en el ciclado de nutrientes (Pritchett y Fisher, 1987) y el almacenamiento de carbono en ecosistemas forestales. No obstante, su elevada heterogeneidad estructural y composicional dificulta tanto el muestreo como el procesamiento mediante los métodos analíticos desarrollados para suelos minerales (Carter y Gregorich, 2008). En la región Andino-Patagónica no se dispone de protocolos específicamente adaptados para este horizonte, lo que limita la comparabilidad entre estudios y compromete la trazabilidad analítica. La necesidad de metodologías reproducibles resulta particularmente crítica en contextos de alta heterogeneidad, dónde dificultades de muestreo y procesamiento pueden comprometer la interpretación de procesos ecológicos y biogeoquímicos.

El objetivo de este trabajo fue desarrollar y validar un sistema metodológico para la caracterización física, química y dinámica del horizonte O, basado en modificaciones de protocolos de referencia, para bosques de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. y Bizzarri en la zona de El Bolsón, Río Negro. Adicionalmente, se evaluó la sensibilidad del sistema frente a un gradiente de uso silvopastoril con el fin de determinar su capacidad para discriminar variaciones en propiedades físicas y químicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La sensibilidad del sistema metodológico se evaluó mediante un diseño experimental estratificado en sitios con tres intensidades de uso silvopastoril (Alta, Media y Baja), integrando 45 puntos de muestreo (5 sitios por intensidad × 3 puntos por sitio) en el horizonte O de bosques de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en la zona de El Bolsón, Río Negro.

Las adaptaciones se estructuraron en torno a:

i. la obtención de muestras en forma de prisma cuadrangular truncado (Muestra Prismática) del horizonte O,
ii. la homogeneización de la muestra prismática y
iii. el control metrológico bajo criterios de la Guía GUM (*Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement—Evaluation of measurement data*) (Joint Committee for Guides in Metrology, 2008).

Estos 3 ítems se aplicaron alternadamente a la determinación de variables físicas (densidad aparente, fraccionamiento por tamaño), químicas (materia orgánica, nitrógeno total) y funcionales (dinámica de descomposición).

La extracción de la **muestra prismática** se realizó mediante un bastidor prismático cuadrangular (Figura 1) para delimitar el horizonte O. La extracción se realizó mediante cortes perimetrales con hoja aserrada, evitando compactación. La elección del muestreador prismático respondió a la compresibilidad y estructura fibrosa del mantillo, que limitan el uso de cilindros convencionales. Para la determinación de la **densidad aparente (D_a)**, el volumen se estimó mediante cubicación *in situ* del espacio remanente ("técnica del negativo"), registrando la altura en las 4 aristas del prisma cuadrangular truncado. Las muestras se secaron a 55 °C hasta peso constante para calcular la D_a.

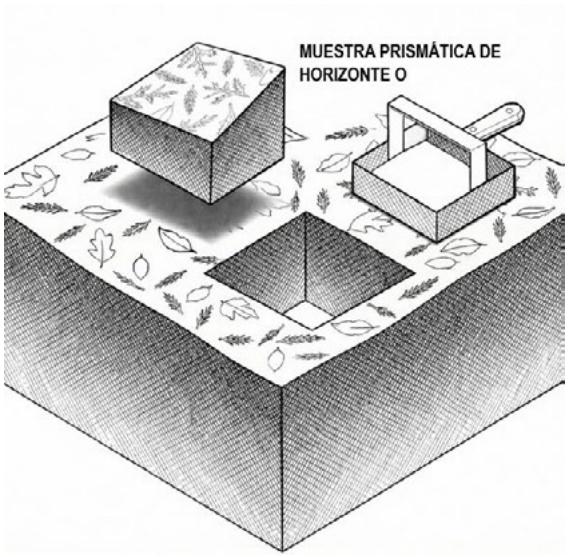


Figura 1. Extracción de muestra prismática de horizonte O en forma de prisma cuadrangular truncado mediante bastidor.

Para la determinación del **contenido de humedad**, las muestras se secaron en estufa a 55 ± 5 °C hasta peso constante. Esta temperatura se seleccionó para preservar la integridad química de la hojarasca frente a pérdidas por volatilización y oxidación de la materia orgánica.

El **fraccionamiento por tamaños** se realizó sobre la muestra prismática obtenida para D_a. Se tamizó progresivamente por tamices de 10, 5, 2 y 0,5 mm, registrando el porcentaje de

masa retenida en cada fracción. La distribución de tamaños se describió mediante el Diámetro Medio Ponderado (DMP) y el Diámetro Medio Geométrico (DMG).

La **materia orgánica del suelo (MOS)** se determinó por pérdida por ignición (LOI), modificando el protocolo del *Kellogg Soil Survey Laboratory methods manual* (Soil Survey Staff, 2022). Durante el acondicionamiento, se reemplazó el uso de la muestra en estado de campo y el secado a 110 °C, por un protocolo basado en la norma IRAM–SAGPyA 29578:2009 (Instituto Argentino de Normalización y Certificación [IRAM], 2009) que indica secado a 40 ± 5 °C, complementado con una corrección de humedad a 55 ± 5 °C. Asimismo, se implementó una molienda y tamizado integral de la muestra volumétrica por malla de 0,5 mm para transformar el material heterogéneo en una matriz homogénea, optimizada para la determinación de MOS y Nitrógeno Total (Kjeldahl). La calcinación se efectuó a 400 °C durante 16 h, siguiendo el Protocolo de Kellogg, ajustando los pesos iniciales con el factor de humedad.
El control de calidad de MOS se aplicó bajo criterios de repetibilidad y precisión intermedia mediante replicación analítica y el uso de un Material de Referencia Interno (MRI; MOS > 60 %). Las determinaciones se realizaron por triplicado, con un Coeficiente de Variación (CV) intra-tanda < 1,2 % y una incertidumbre expandida máxima de 3,74 % (95 %), evidenciando consistencia metrológica.

Para la determinación de **nitrógeno total** se aplicó la metodología IRAM/SAGyP 29572:2018 (IRAM, 2018) con adaptaciones para la matriz del horizonte O. La masa de muestra se ajustó a 0,25 g y el tiempo de digestión se extendió a 2 h a 390 °C.
El control de calidad de N total incluyó blancos, patrones y un MRI. La repetibilidad (duplicados en 10 % de las muestras) presentó una Diferencia Porcentual Relativa promedio de 1,06 %, mientras que la precisión inter-tanda mostró un CV global de 4,81 %. La incertidumbre expandida (95 %) se situó entre 1,5 y 2,1 %.

La **dinámica de descomposición** se evaluó mediante bolsas de descomposición bajo un diseño experimental orientado a discriminar la influencia relativa de los factores bióticos (calidad del horizonte O) y abióticos (microclima). Se tomó como base para el diseño el protocolo descripto en el libro *Soil and plant analysis for forest ecosystem characterization* (Vogt *et al.*, 2015).
El efecto microclimático se cuantificó mediante un sustrato estándar de papel de filtro de celulosa, instalando cuatro bolsas en cada uno de los 45 puntos de muestreo, totalizando 180 unidades con recuperaciones a los 3 y 6 meses durante la temporada de crecimiento.
La calidad intrínseca del horizonte O se evaluó mediante un ensayo en un “sitio común” utilizando bolsas con mezclas de hojarasca específicas para cada sitio. Como innovación metodológica, la composición de cada mezcla se definió a partir de datos de vegetación obtenidos previamente por la metodología punto-intersección (Bistolfi, datos no publicados, 2024), integrando proporcionalmente especies de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo (50 % dosel y 50 % sotobosque). Este enfoque permitió reproducir la estructura de la vegetación de cada sitio y representar la heterogeneidad del mantillo en cada bolsa. El ensayo incluyó replicación en dos “sitios comunes” independientes (120 unidades), con recuperaciones a los 3 y 6 meses, incorporando sustratos estándar y blancos de campo como controles.

Tabla 1. Síntesis de la metodología propuesta para la caracterización química, física y funcional del horizonte O en bosques andino-patagónicos de *Austrocedrus chilensis*.

Componente metodológico	Limitación abordada	Adaptación implementada	Aporte metodológico
Muestreo	Alta heterogeneidad estructural del mantillo	Muestra prismática	Integración coherente de propiedades físicas y químicas
Acondicionamiento	Variabilidad intra-muestra	Homogeneización mediante molienda y tamizado	Mejora de la precisión analítica
Determinación MOS y N	Sesgos por volatilización, composición irregular y oxidación de MOS	Corrección de humedad + matriz homogénea	Mejora de la precisión analítica
Fraccionamiento físico	Dificultad para describir la estructura del horizonte	Cálculo de DMP y DMG	Cuantificación del grado de fragmentación
Dinámica de descomposición	Confusión entre factores bióticos y abióticos	Diseño dual (sustrato estándar + mezclas de hojarasca por sitio)	Separación experimental de factores que afectan la descomposición
Representatividad del mantillo	Representatividad de la estructura de la vegetación	Mezclas definidas mediante datos de riqueza y abundancia de especies vegetales	Operacionalización de la heterogeneidad composicional del mantillo
Control analítico	Falta de estandarización regional	Criterios metrológicos y material de referencia interno específico para el horizonte O	Consistencia y comparabilidad de datos

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El sistema metodológico demostró sensibilidad para detectar diferencias significativas ($p < 0,05$) entre intensidades de uso silvopastoril (IUSP) en variables físicas (profundidad, D_a y distribución por tamaños) y químicas (MOS y N total).

Sensibilidad física del sistema metodológico

La intensidad de uso silvopastoril afectó significativamente la profundidad del horizonte O ($p < 0,001$), observándose una reducción progresiva desde Baja (5,24 ± 0,69 cm) hasta Alta intensidad (0,59 ± 0,17 cm).

El estado de fragmentación respondió de manera consistente al gradiente. El DMP disminuyó significativamente bajo Alta IUSP (1,51 ± 0,14 mm) respecto a Media (2,47 ± 0,23 mm; $p = 0,040$), mientras que el DMG evidenció una reducción del 47 % en Alta respecto a Baja ($p = 0,011$).

La densidad aparente no mostró diferencias significativas ($p = 0,198$), aunque mostró mayor variabilidad en sitios de Alta intensidad ($S^2 = 0,013$ en alta intensidad vs. $S^2 = 0,0005$ en baja intensidad).

Sensibilidad química del sistema metodológico

El contenido de MOS fue significativamente menor bajo Alta intensidad (27,96 ± 4,44 %) en comparación con Media y Baja (48,96 ± 4,60 %; 52,56 ± 10,39 %, respectivamente) ($p < 0,001$).

De manera consistente, el N total disminuyó bajo Alta IUSP (0,65 ± 0,04 %) respecto a Media y Baja (0,89 ± 0,08 %; 0,91 ± 0,20 % respectivamente) ($p = 0,005$), acompañado por una reducción significativa de la relación C/N ($p = 0,006$).

El ensayo de descomposición se encuentra actualmente en fase de incubación. El diseño dual implementado permitirá estimar constantes de descomposición (k) diferenciando el efecto microclimático del efecto intrínseco de calidad del horizonte O.

CONCLUSIONES

El conjunto de adaptaciones implementadas permitió desarrollar y validar un sistema metodológico integrado, coherente y reproducible para la caracterización física y química del horizonte O en bosques andino-patagónicos.

La validación empírica a través de un gradiente de uso silvopastoril demostró que el sistema posee sensibilidad suficiente para discriminar variaciones en profundidad, fragmentación, MOS y N total, incluso bajo condiciones de alta heterogeneidad espacial, evidenciando su robustez.

La integración de criterios metrológicos fortaleció la trazabilidad y consistencia analítica, mientras que la incorporación de mezclas de hojarasca definidas a partir de datos de riqueza y abundancia de la vegetación permitió operacionalizar la heterogeneidad composicional del mantillo bajo un diseño experimental controlado.

En ausencia de estándares regionales para horizonte O, esta propuesta constituye una base metodológica operativa para estudios comparativos y para el análisis funcional de la dinámica de descomposición en este tipo de ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los proyectos de investigación de la Universidad Nacional de Rio Negro PI 40-B-1233, PI 40-B-1250 y mediante la gestión de fondos propios para asegurar la ejecución integral de las campañas de campo y el suministro de materiales. Se agradece especialmente al Consejo Interuniversitario Nacional (CIN) por la Beca de Estímulo a las Vocaciones Científicas (EVC-CIN), marco institucional que permitió el desarrollo de esta investigación.

Asimismo, se extiende un profundo agradecimiento al Laboratorio de Suelos y Agua EEA INTA Bariloche, por su constante hospitalidad, por abrir las puertas de sus instalaciones y por el invaluable apoyo técnico y material brindado durante el procesamiento de las muestras.

Finalmente, expresamos nuestra más sincera gratitud a los pobladores de la Comarca Andina, en especial a la familia Ruiz y a Marta Ruiz, que generosamente permitieron el acceso a sus campos para realizar los muestreos, y a la Reserva Forestal El Guadal por autorizar y facilitar las actividades de investigación en sus áreas de manejo.

Sin su apertura y colaboración, este estudio sobre el horizonte O no habría sido posible.

BIBLIOGRAFÍA

Carter, M. R. y Gregorich, E. G. (Eds.). (2008). Soil sampling and methods of analysis (2nd ed.). CRC Press.

Instituto Argentino de Normalización y Certificación (2009). IRAM–SAGPyA 29578:2009. Calidad ambiental – Calidad del suelo. Pretratamiento de muestras de suelo de uso agropecuario para análisis físicos y químicos con secado en estufa.

Instituto Argentino de Normalización y Certificación (2018). IRAM/SAGyP 29572:2018. Calidad ambiental – Calidad del suelo. Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado.

Joint Committee for Guides in Metrology (2008). Evaluation of measurement data—Guide to the expression of uncertainty in measurement (JCGM 100:2008).

Pritchett, W. L. y Fisher, R. F. (1987). Properties and management of forest soils (2nd ed.). John Wiley y Sons.
Soil Survey Staff. (2022). Kellogg Soil Survey Laboratory methods manual (Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 6.0). U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
Vogt, D. J., Tilley, J. P. y Edmonds, R. L. (2015). Soil and plant analysis for forest ecosystem characterization. De Gruyter.

LA HIGROSCOPICIDAD DE LOS SUELOS COMO PROXY PARA ESTIMAR PARÁMETROS HÍDRICOS

Contardo, L.[1*], Morrás, H.[1, 2], Benedito, D.[1], Carfagno, P.[1], Bressan, E.[1], Angelini, M.[3]

[1] Instituto de Suelos, INTA-CIRN, (1686) Hurlingham, Prov. de Buenos Aires; [2] Fac. de Cs. Agr. y Vet., Universidad del Salvador, (1630) Pilar, Prov. de Buenos Aires; [3] Universidad Nacional de Luján, (6700) Luján, Prov. de Buenos Aires. [*] contardo.lucia@inta.gob.ar

RESUMEN: Caracterizar las propiedades que gobiernan la retención y el movimiento del agua en el suelo resulta fundamental para interpretar procesos hidrológicos y optimizar la planificación del uso del suelo. Debido a que los parámetros hídricos más utilizados, capacidad de campo (CC) y punto de marchitez permanente (PMP), resultan costosos y difíciles de medir directamente, su ausencia suele resolverse mediante métodos indirectos basados en modelos numéricos. Entre ellos, las funciones de pedotransferencia (FPT) estiman la retención de agua a partir de variables como textura, materia orgánica, densidad aparente o CIC. Sin embargo, estos modelos devuelven valores aproximados y no explican con precisión qué ocurre con el agua en el suelo. En este contexto, el agua higroscópica representa una propiedad poco explorada, pero que ha mostrado una fuerte correlación con diversas características edáficas. El objetivo de este trabajo es analizar la relación entre esta fracción de agua y los parámetros hídricos tradicionales, para desarrollar métodos simples que funcionen como *proxy data* aplicables en FPT y en cartografía de suelos. Se analizó un conjunto de 62 muestras de suelos de la región pampeana y mesopotámica, con especial énfasis en la Pampa Ondulada. En primer lugar, se ajustaron ecuaciones lineales que vinculan coeficiente higroscópico (CoH) con los parámetros de retención hídrica para el total de los suelos estudiados, y luego se compararon estos modelos según tipo de suelo y horizonte. En segundo lugar, se seleccionó la regresión de mejor desempeño, correspondiente a Molisoles de la Pampa Ondulada y al parámetro PMP, y se elaboraron mapas de variación espacial de la variable estimada a partir de los valores de higroscopicidad obtenidos en un conjunto de 159 muestras. Finalmente, el modelo propuesto para estimar el PMP a partir del agua higroscópica fue contrastado con otros modelos clásicos basados en relaciones empíricas simples.

PALABRAS CLAVE: Higroscopicidad, Parámetros hídricos, Funciones de pedotransferencia.

INTRODUCCIÓN

La retención de agua en los suelos ha sido objeto de estudio desde el siglo XIX, inicialmente mediante aproximaciones empíricas y métodos simples que definían puntos característicos —como la humedad equivalente (Heq) propuesta por Briggs & McLane (1907), o la capacidad de campo (CC) y el punto de marchitez permanente (PMP) establecidos por Veihmeyer & Hendrickson (1931, 1949) — a partir de criterios operativos. Una alternativa rápida y económica para aproximar estos contenidos de agua fue la determinación del agua higroscópica del suelo, aprovechando relaciones numéricas simples que vinculan esta pequeña fracción con los parámetros hídricos tradicionales (Briggs & Shantz, 1912). El desarrollo posterior de la física de suelos introdujo herramientas experimentales más precisas, en particular a partir del método de la olla de presión de Richards (1935), que permitió medir la retención de agua como función de un potencial. A partir de estos avances, los estados de humedad fueron reinterpretados dentro de un marco energético continuo y hoy se los describe convencionalmente en términos del potencial mátrico, lo que posibilita cuantificarlos de manera más precisa y comparable. Sin embargo, estos parámetros -en especial CC y PMP- no siempre están disponibles mediante mediciones directas, por lo que su ausencia suele

suplirse mediante métodos indirectos basados en modelos numéricos. Entre ellos, las funciones de pedotransferencia (FPT) recurren a análisis de regresión (lineal o no lineal, simple o múltiple) y a otras técnicas estadísticas para estimar los parámetros de retención de agua a partir de variables comúnmente disponibles, como la textura, el contenido de materia orgánica, la densidad aparente o la CIC. No obstante, incluso cuando los ajustes estadísticos son satisfactorios, estos modelos devuelven valores aproximados y no permiten comprender qué ocurre realmente con el agua retenida en el suelo. En este contexto, el agua higroscópica constituye una propiedad del suelo poco explorada y utilizada, pero que ha demostrado correlacionarse fuertemente con diversas propiedades físicas y fisicoquímicas esenciales, especialmente con el contenido de arcillas y con los fenómenos de superficie asociados a ellas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizó un conjunto total de 62 muestras de suelos representativos de la región pampeana y mesopotámica, haciendo enfoque en la Pampa Ondulada. Dado que el conjunto incluye distintos órdenes de suelos —entre ellos Molisoles de la Pampa Ondulada, Vertisoles de Entre Ríos y Ultisoles de Misiones— se realizó una serie de correlaciones entre los principales parámetros hídricos y los valores de higroscopicidad, considerando tanto orden de suelo como tipo de horizonte, así como la población completa. Los valores de CC y PMP se determinaron mediante ollas de Richards, mientras que el Coeficiente Higroscópico se obtuvo de acuerdo a la metodología desarrollada y descripta en trabajos previos (Morrás et al., 2020).

Posteriormente, se empleó la regresión de mejor desempeño —correspondiente a los Molisoles y al parámetro PMP— para mapear la variación espacial de la humedad estimada en un conjunto ampliado de 159 muestras, correspondientes a horizontes A, B y C de 53 sitios del sector norte de la región de estudio. Las interpolaciones espaciales se procesaron mediante los algoritmos de SAGA GIS, ejecutados en el entorno de QGIS, utilizando la herramienta *Spline Interpolation* a partir de una grilla de puntos representativa de los 53 sitios muestreados. Esta función permite generar superficies continuas y suavizadas a partir de datos puntuales, evitando transiciones abruptas en la superficie interpolada y manteniendo las tendencias espaciales generales. A partir de las superficies interpoladas se derivaron curvas de isolíneas, las cuales permiten representar de manera sintética y continua los patrones espaciales dominantes de las variables analizadas. Los resultados obtenidos fueron comparados con los patrones espaciales de higroscopicidad, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y contenido de arcilla, con el fin de evaluar consistencias, gradientes y posibles controles edáficos sobre la distribución de la variable estimada.

Finalmente, el modelo propuesto para estimar el PMP a partir del agua higroscópica fue contrastado con otros modelos clásicos basados en relaciones empíricas simples encontradas por otros autores, (Briggs & Shantz, 1912; Veihmeyer & Hendrickson, 1931; Chambouleyron, 1980; Pecorari et al., 1988; Rawls et al, 1982), con el objetivo de contextualizar su desempeño y discutir su aplicabilidad frente a alternativas tradicionales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Considerando el conjunto completo de datos para las distintas variables analizadas, el mejor ajuste se obtuvo para el PMP, con un coeficiente de determinación (R^2) de 0,83 y una distribución de puntos notablemente más consistente (Figura 1-c). Dentro de los distintos órdenes de suelos, los Molisoles mostraron las correlaciones más elevadas tanto para el PMP como para la Heq (Figuras 1-e y 1-f). Los Vertisoles exhibieron una correlación particularmente alta con el PMP (Figura 1-i), mientras que los Ultisoles presentaron los ajustes más débiles y mayor dispersión (Figuras 1-j, k, l).

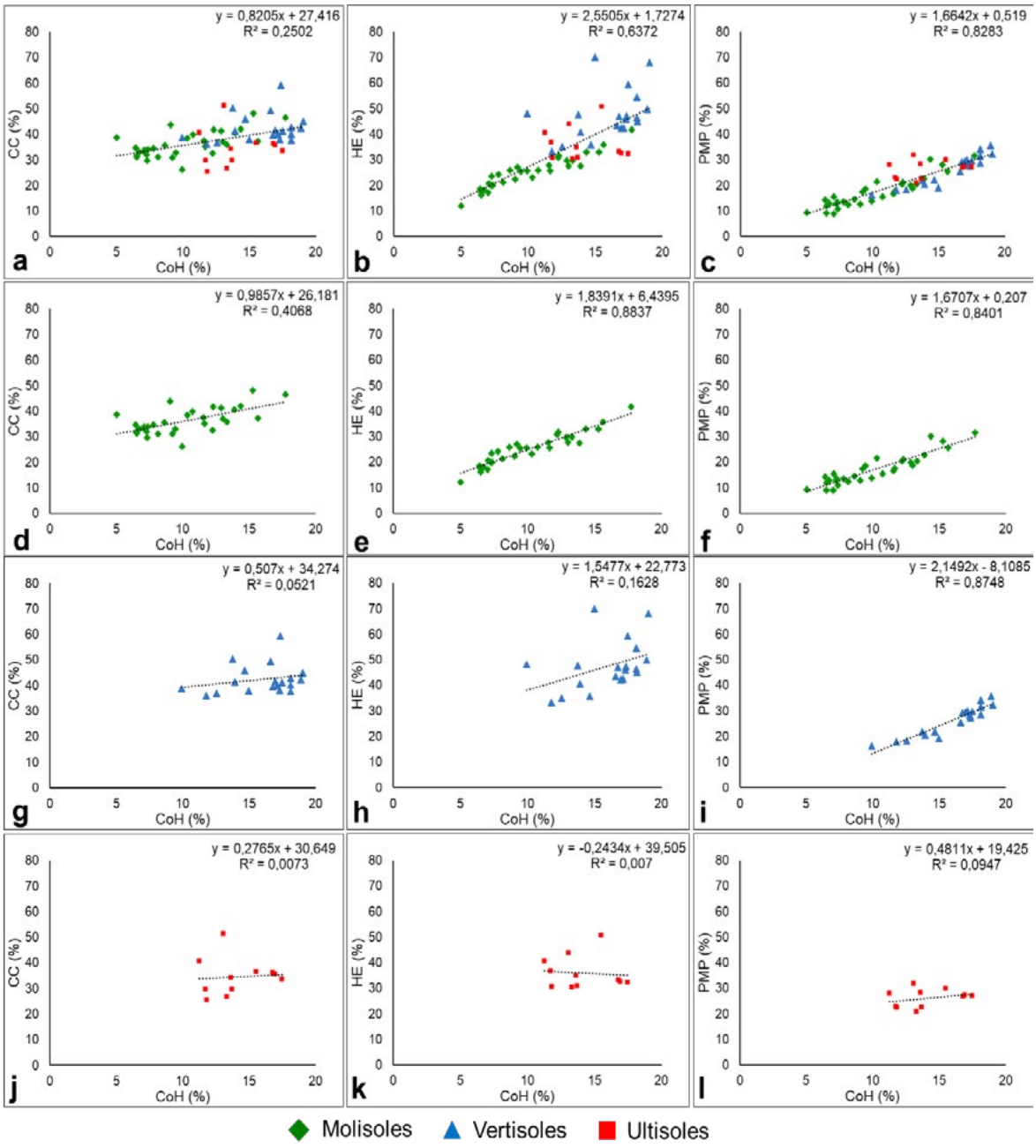


Figura 1. Gráficos y valores de correlación estadística entre el CoH y CC, Heq y PMP para el conjunto de muestras y los distintos órdenes de suelos estudiados.

De estas correlaciones pueden destacarse dos aspectos principales. En primer lugar, la mayor afinidad entre el CoH y el PMP —en comparación con la CC— responde al hecho de que el agua higroscópica se adhiere firmemente a la fracción fina del suelo y representa un contenido de humedad reproducible y comparable con el PMP, dado que ambos se manifiestan bajo tensiones elevadas. En segundo lugar, el CoH muestra una marcada sensibilidad para reflejar diferencias en la cantidad de agua adsorbida según el tipo de suelo, lo que se observa en el agrupamiento de los puntos según el orden taxonómico.

Sobre la base de las ecuaciones obtenidas en el análisis de correlación entre los datos medidos de CoH y PMP para horizontes A, B y C de la Pampa Ondulada (Figura 2, columna central) se generaron mapas de distribución espacial de ambas variables. Así, en la Figura 2 (columna izquierda) se presenta la variación espacial del CoH a partir de los datos medidos en el conjunto ampliado de un sector de la Pampa Ondulada. Por otro lado, en la misma figura

(columna derecha) se presentan los mapas de variación del PMP derivados de las funciones estadísticas obtenidas. Las tendencias espaciales de ambas variables resultan prácticamente coincidentes, lo cual es esperable dado que el mapa de PMP estimado se encuentra también directamente alimentado por la variable CoH. No obstante, la visualización conjunta permite apreciar su coherencia espacial y pone de manifiesto su potencial como herramienta aplicable al mapeo digital de suelos.

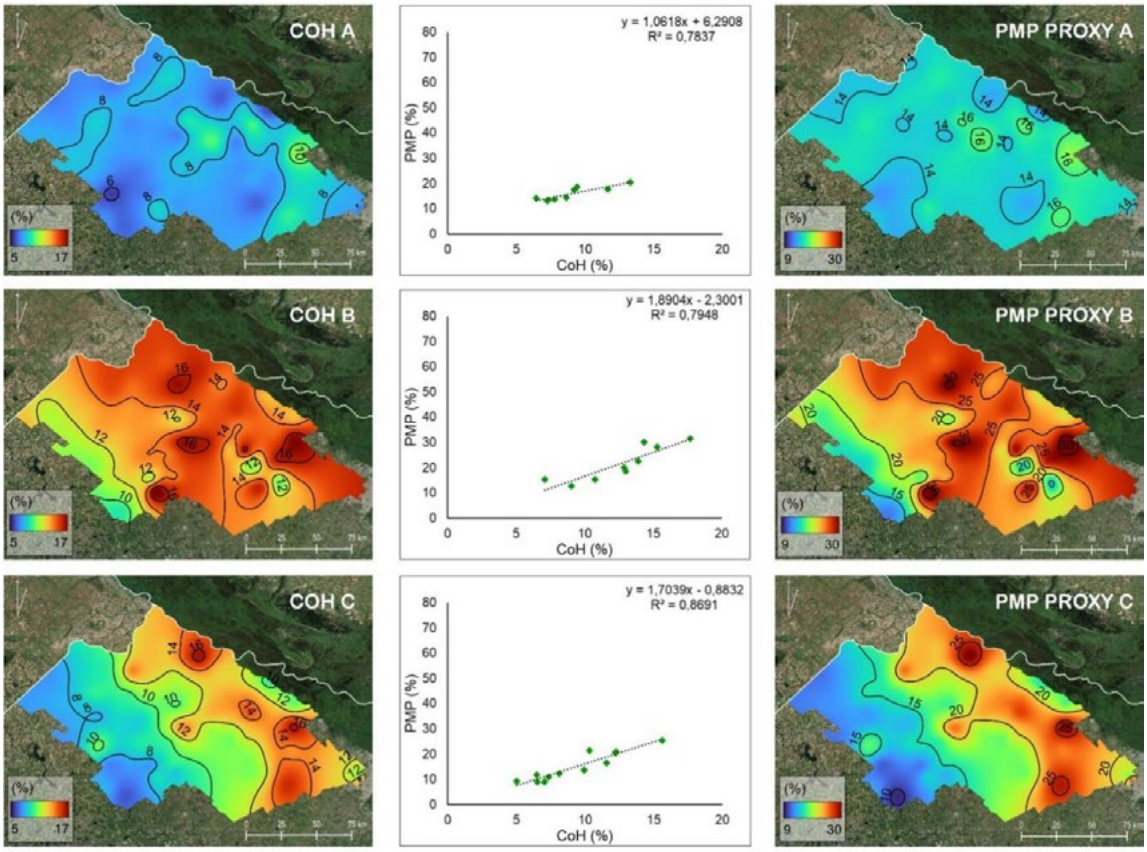


Figura 2. Variaciones espaciales del CoH medido y el PMP estimado a partir de las ecuaciones brindadas por horizonte.

En el caso particular de los Molisoles de la Pampa Ondulada, aunque los coeficientes de determinación (R^2) generales son aceptables (0,78 y 0,79 para los horizontes A y B respectivamente), los valores más altos se registraron en los horizontes profundos C, con R^2 de 0,87. Estos resultados reflejan los procesos de adsorción del agua higroscópica por las fracciones finas inorgánicas del suelo, como así también el comportamiento hidrofóbico (Behrends et al., 2019) y la influencia decreciente de la materia orgánica a lo largo del perfil.
En relación con las relaciones empíricas simples y las funciones de pedotransferencia (FPT) recopiladas de la literatura para estimar el PMP y analizar su correspondencia con el método *proxy* del CoH, la Tabla 1 presenta las correlaciones obtenidas entre los valores estimados y medidos, junto con los Coeficientes de Determinación (R^2) calculados para el set de 62 muestras de horizontes A, B y C de Molisoles, Vertisoles y Ultisoles.

Tabla 1. Comparación de relaciones matemáticas recopiladas, método del CoH y sus coeficientes de determinación (R^2) para estimar PMP.

Método	**Relación matemática/Ecuación**	**(R^2)**
Briggs & Shantz (1912)	0,68 * Heq	0,57
Veihmeyer & Hendrickson (1931)	0,5-0,6*Heq	0,57
Chambouleyron (1980)	CC / 2,3	0,56

Rawls et al. (1982)	(0,026+(0,005*(Arcilla))+(0,0158*(MO)))*100	0,42
Pecorari et al. (1988)	5,89+(0,341*(Arcilla))+(0,036*(Limo))+0,235*MO	0,52
Método del Coeficiente Higroscópico	1,6642 * HCo + 0,519	**0,83**

CONCLUSIONES

Conocer las constantes hídricas del suelo resulta fundamental para interpretar procesos hidrológicos y, en consecuencia, optimizar la planificación de uso de las tierras. Dado las restricciones para la obtención de cantidades significativas de datos de las constantes hídricas fundamentales, el coeficiente higroscópico se presenta como un método simple, robusto y representativo para estimar el PMP en situaciones donde no se dispone de datos directos. De esta forma, esta delgada fracción de agua asociada a componentes coloidales adquiere un valor notable, ya que refleja de manera sensible los fenómenos de superficie y la capacidad de retención hídrica, siendo útil y aplicable como *proxy data* para funciones de pedotransferencia y la cartografía de suelos. No obstante, los trabajos realizados demuestran que la adsorción de agua depende de las características de los componentes coloidales y que las ecuaciones de regresión deben ser ajustadas para los distintos órdenes de suelos y horizontes considerados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado con fondos del Proyecto SIGEVA-USAL 80020230100005US de la Universidad del Salvador y con recursos de diversos proyectos del Instituto de Suelos, INTA-CIRN. Los autores agradecen la colaboración de los técnicos J. Laghi y F. Becerra, del Instituto de Suelos en diversos análisis físicos.

BIBLIOGRAFÍA

Behrends, f., Hallet, P., Morrás, H., Garibaldi, L., Cosentino, D., Duval, M., and Galantini, J., (2019). Soil stabilization by water repellency under no-till management for soils with contrasting mineralogy and carbon quality. Geoderma, 355, https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113902

Briggs, L. J. and McLane, J. W. (1907). The moisture equivalents of soils. U.S. Department of Agriculture, Bureau of Soils, Bulletin No. 45.

Briggs, L. J. and Shantz, H. L. (1912). The wilting coefficient and its indirect determination. Botanical Gazette, 53(1), 20–37.

Chambouleyron, J. L. (1980). Riego y drenaje. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Segunda Edición Tomo II. Editorial ACME. Buenos Aires.

Morrás, H., Benedito, L., Bressan, E. y Laghi, J. 2020. El coeficiente higroscópico de suelos. Ensayos metodológicos y aplicación al estudio de la fracción coloidal y diversas propiedades físicas y químicas asociadas. XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Corrientes. En: Dalurzo, H., Toledo, D., Perucca, R., Perucca, S. (Eds.). Actas. AACS, Buenos Aires. Archivo digital: descarga y online. Pp. 11-17. Poster: https://bit.ly/3iQyKQU

Pecorari, C., Balcaza, L. F. y Frutos, E. (1988). Relaciones empíricas entre contenido de agua, textura y materia orgánica en suelos representativos de la Pampa Ondulada (pp. 3-30). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Centro Regional Buenos Aires Norte, Estación Experimental Agropecuaria Pergamino.

Rawls, W. J., Brakensiek, D. L. and Saxton, K. E. (1982). Estimation of soil water properties. Transactions of the ASAE, 25(5), 1316–1320.

Richards, L. A. (1935). Methods of measuring moisture tension. Soil Science, 30(1), 69–81.

Veihmeyer, F. J. and Hendrickson, A. H. (1931). The moisture equivalent as a measure of field capacity in soils. Soil Science, 32(3), 181–193.

Veihmeyer, F. J. and Hendrickson, A. H. (1949). Methods of measuring field capacity and wilting percentage of soils. Soil Science, 68(1), 75–94.

EVALUACIÓN DE UN NUEVO MÉTODO DE ESTIMACIÓN DEL AGUA DISPONIBLE EN SUELOS DE LA PAMPA ONDULADA

Contardo, L.[1]*, Morrás, H.[1, 2], Bressan, E.[1]

[1] Instituto de Suelos, INTA-CIRN, (1686) Hurlingham, Prov. de Buenos Aires; [2] Fac. de Cs. Agr. y Vet., Universidad del Salvador, (1630) Pilar, Prov. de Buenos Aires. *contardo.lucia@inta.gob.ar

RESUMEN: El suelo funciona como un reservorio dinámico, capaz de almacenar agua susceptible de ser extraída por las plantas. Se considera que esta fracción, denominada agua disponible (AD), es la que se encuentra retenida entre -33 kPa (capacidad de campo; CC) y -1500 kPa (punto de marchitez permanente; PMP). Sin embargo, suelen existir restricciones técnicas o económicas para obtener los datos necesarios de PMP y CC para determinar el agua aprovechable por las plantas. En este contexto, las funciones de pedotransferencia (FPT) empleadas para estimar el AD se basan en variables que, en muchos casos, resultan también costosas o complejas de medir directamente, tales como la textura, materia orgánica, densidad aparente o la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC). De las fracciones hídricas del suelo, el agua higroscópica, muy inferior al PMP, representa una propiedad poco explorada, pero que ha mostrado una fuerte correlación con diversas características físicas y fisicoquímicas del suelo. El objetivo general de este trabajo ha sido evaluar el desempeño y la aplicabilidad de esta fracción de agua fuertemente adsorbida como variable proxy en FPT para la estimación de parámetros hídricos tradicionales utilizados en estudios de suelos. Para ello, se emplearon dos FPTs desarrolladas específicamente para Molisoles de la Pampa Ondulada, basadas en datos del Coeficiente higroscópico (CoH) de 31 muestras previamente analizadas. Además de las correlaciones consideradas en trabajos previos, se realizó un análisis de Bland–Altman para evaluar la concordancia interna entre los métodos tradicionales de determinación y los métodos proxy. A partir de los modelos propuestos, se construyeron perfiles hídricos verticales con estimaciones de AD, que fueron contrastados con los valores obtenidos mediante los métodos directos tradicionales.

PALABRAS CLAVE: Higroscopicidad, Parámetros hídricos, Funciones de pedotransferencia.

INTRODUCCIÓN

La capacidad de agua disponible (CAD) de un suelo es la cantidad de agua retenida en el reservorio del suelo que puede ser extraída por las plantas, y se estima como la diferencia entre el contenido de agua del suelo a capacidad de campo (CC) y al punto de marchitez permanente (PMP). Desde el punto de vista agronómico, esta capacidad resulta particularmente relevante, ya que la CAD constituye un parámetro clave para la toma de decisiones vinculadas al manejo del agua. Sin embargo, las dificultades técnicas de las determinaciones tradicionales —tanto en campo como en laboratorio— limitan la obtención de datos masivos de CC y PMP. Esta restricción genera una escasez de información y una incertidumbre inevitable en el cálculo del Agua Disponible (AD). La experiencia práctica sugiere, además, que la determinación de la CC suele presentar una variabilidad mayor que la del PMP, asociada tanto a las condiciones ambientales como a las limitaciones metodológicas de los procedimientos empleados. En este sentido, la aplicación práctica de estas técnicas no siempre se encuentra completamente estandarizada, pudiendo diferir entre operadores y verse fuertemente condicionada por las características particulares de cada sitio (Cassel & Nielsen, 1986). En este contexto, resulta pertinente explorar variables alternativas que puedan contribuir a la estimación indirecta de los parámetros hídricos del suelo de manera más rápida, simple y reproducible. Entre ellas, el agua higroscópica aparece como una

propiedad del suelo aún poco utilizada, pero que ha mostrado relaciones consistentes con diversas propiedades físicas y fisicoquímicas relevantes, particularmente con el contenido de arcillas y con los fenómenos de superficie asociados, lo que sugiere su potencial utilidad como indicador proxy del límite inferior y superior del agua disponible retenida.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron FPTs funcionales al CoH previamente desarrolladas (Contardo et al., 2026) para estimar los valores de la CC, del PMP y la CAD de un conjunto de 31 muestras de todos los horizontes de seis Molisoles representativos de la Pampa Ondulada. Los valores estimados fueron comparados con los datos obtenidos mediante determinaciones directas de esos parámetros (olla de Richards para PMP y mesa de tensión para CC) (Richards, 1931; Cassel & Nielsen, 1986). Asimismo, se determinó la humedad equivalente (HE) de todas las muestras mediante el método de centrifugación (Veihmeyer & Hendrickson, 1931). Los suelos utilizados fueron los siguientes: en la provincia de Buenos Aires, suelos localizados en Chivilcoy (Argiudol típico), San Antonio de Areco (Argiudol típico), Luján (Argiudol ácuico) y en San Pedro (Argiudol vértico); en la provincia de Santa Fe, suelos localizados en Arminda (Argiudol vértico) y en Oliveros (Argiudol ácuico). Con el objetivo de realizar una validación interna del conjunto de datos obtenidos, se llevó a cabo un análisis de Bland–Altman implementado en el entorno del software R, el cual permitió evaluar el grado de concordancia y la presencia de posibles sesgos sistemáticos entre los métodos tradicionales de determinación de los parámetros hídricos y los estimadores proxys propuestos; adicionalmente, se construyeron diagramas de caja y de violín con el fin de comparar, de forma conjunta, el desempeño de los distintos métodos aplicados sobre un mismo conjunto de datos analizado. Finalmente, a partir de los modelos propuestos, se elaboraron perfiles hídricos verticales de la CAD estimada para perfiles representativos, los cuales fueron comparados con aquellos obtenidos mediante los métodos de referencia.

Tabla 1. Funciones de pedotransferencia (FPTs) utilizadas a partir de datos de higroscopicidad

Variable a estimar	**Relación matemática/Ecuación**	**(R^2)**
Capacidad de campo (CC)	0,9857 * HCo + 26,181	**0,40**
Punto de Marchitez Permanente (PMP)	1,6642 * HCo + 0,519	**0,84**

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se presentan las distribuciones de los distintos parámetros hídricos considerados, tanto aquellos determinados mediante métodos tradicionales como los estimados a partir de las FPTs. En términos generales, se observa que los mayores contenidos de agua corresponden a la CC, seguida por la HE, el PMP y, finalmente, el CoH, lo cual resulta consistente con el marco conceptual de la retención hídrica del suelo. La HE, incluida en este análisis con el objetivo simplemente de ofrecer una visión integral y comparativa de los parámetros hídricos, presenta una distribución particularmente amplia y dispersa en relación con el resto de las variables. Esta variabilidad podría atribuirse al hecho de que la determinación se lleva a cabo sobre muestras disturbadas, estando fuertemente influida por la textura y las características de la fracción coloidal (Baize, 2000).

En el caso del PMP, se destaca que las distribuciones correspondientes al valor medido y al estimado mediante el método proxy son muy similares, tanto en términos de rango como de tendencia central, lo que refuerza la hipótesis de que el agua higroscópica reproduce de manera adecuada y consistente el límite inferior del AD. Por el contrario, la CC estimada mediante el modelo proxy exhibe una distribución más concentrada y con menor variabilidad que la CC determinada por métodos tradicionales, aun cuando las medianas de ambos enfoques resultan comparables. Esta menor dispersión en la CC proxy se refleja directamente en la distribución de la CAD estimada, que hereda o arrastra dicha reducción de variabilidad, evidenciando una menor sensibilidad del estimador proxy para captar la heterogeneidad observada en la CC medida. En este sentido, los resultados sugieren que, mientras el enfoque basado en agua higroscópica resulta particularmente confiable para representar el límite

inferior de la CAD (PMP), su desempeño para reproducir la variabilidad del límite superior (CC) es más limitado.

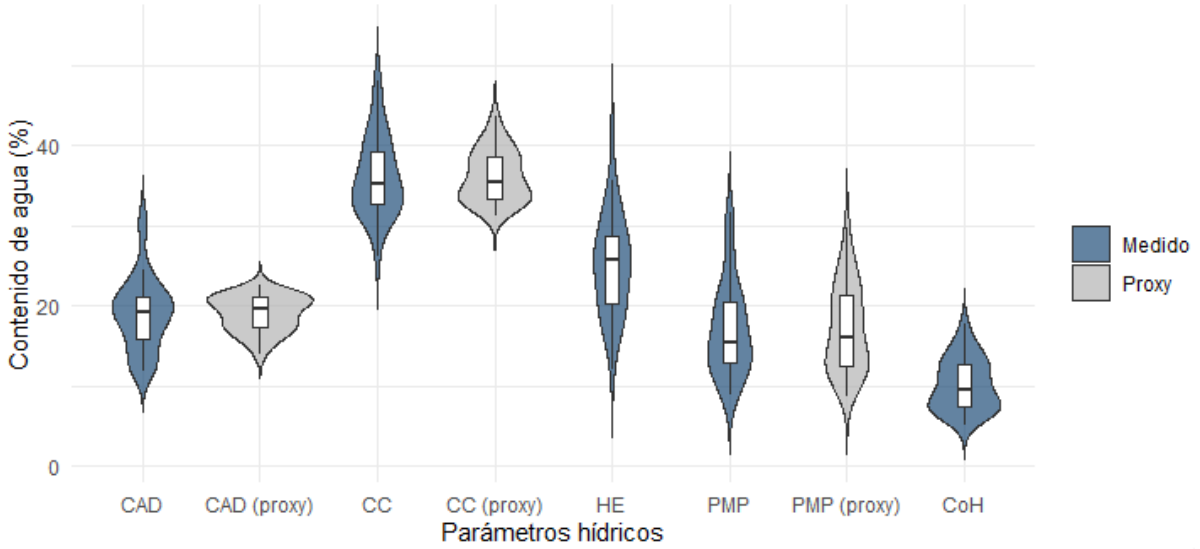


Figura 1. Distribución de agua disponible y parámetros hídricos medidos y estimados (elaboración propia)

El análisis de Bland–Altman (Figura 2 y Tabla 2) se utilizó como una evaluación interna de concordancia, orientada a identificar sesgos sistemáticos y analizar su comportamiento a lo largo del rango de valores observados, más que como una validación externa del modelo. En este marco, el bajo sesgo observado indica una adecuada consistencia interna entre métodos, aun reconociendo que en futuros estudios deberían corroborarse estos resultados en un conjunto independiente de datos. Para la CC, los límites de concordancia fueron relativamente amplios (≈ ±7,6 %), lo que refleja una mayor dispersión de las diferencias y sugiere que el método proxy tiende a suavizar la variabilidad observada en las mediciones tradicionales. Asimismo, se observa una leve tendencia creciente de las diferencias con el aumento de la media, lo que indica que el proxy tiende a subestimar los valores más elevados de CC y a sobreestimar los más bajos.

En contraste, el PMP mostró los límites de concordancia más estrechos (≈ ±4,7 %), evidenciando una concordancia elevada entre ambos métodos. La ausencia de una tendencia definida de las diferencias a lo largo del rango de medias sugiere un comportamiento homogéneo del proxy, independientemente del nivel de humedad. Este comportamiento refuerza la hipótesis de que el agua higroscópica representa de manera estable y consistente el límite inferior del AD.

En el caso del AD, la amplitud de los límites de concordancia (≈ ±8 %) reflejan nuevamente las discrepancias observadas en la CC. Las diferencias muestran una tendencia decreciente con el aumento de la media, lo que indica que la variabilidad de la AD proxy hereda la menor sensibilidad del estimador del límite superior, mientras que el límite inferior permanece bien representado.

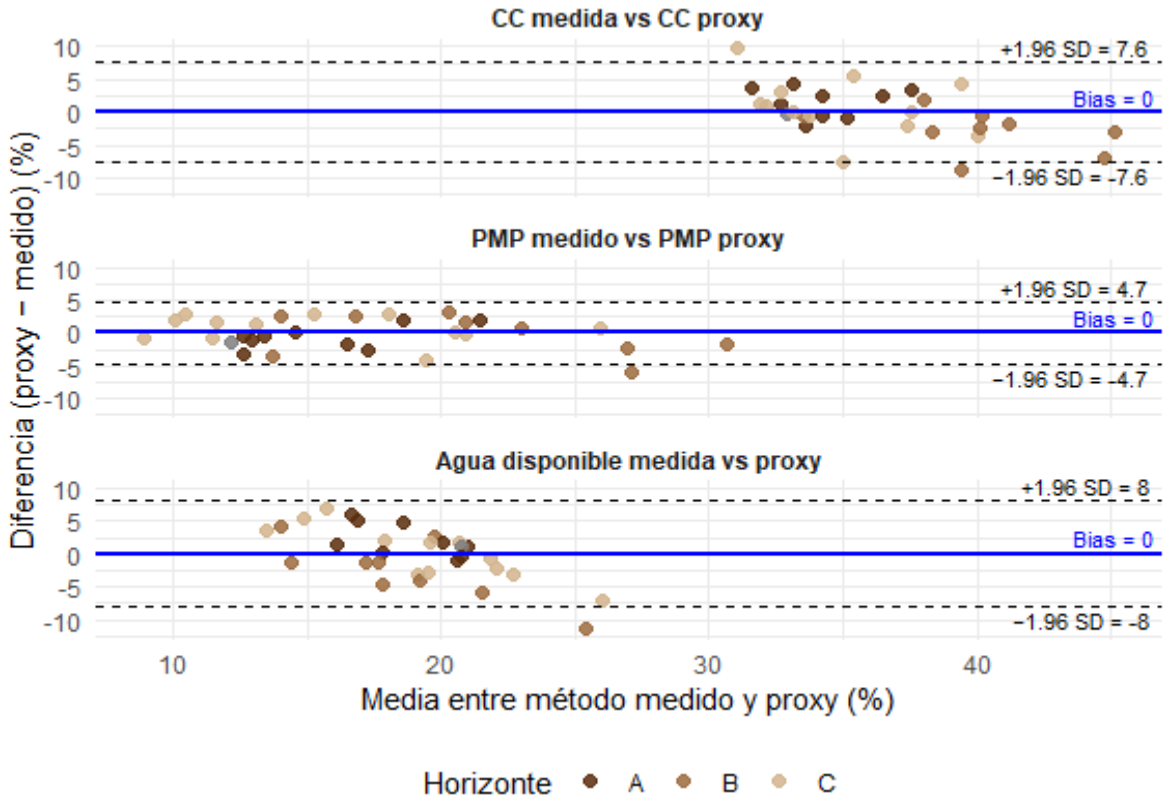


Figura 2. Análisis de Bland-Altman para parámetros hídricos estudiados (escala común)

198

Tabla 2. Resultados del análisis de Bland–Altman entre métodos tradicionales y estimadores proxy.

Parámetro	Sesgo medio (Proxy-Medido)	Límites (±1,96 DE)	Tendencia	Interpretación
CC	≈ 0 %	−7,6 %	Ligeramente negativa	Leve sobreestimación en valores bajos y leve subestimación en valores altos
PMP	≈ 0 %	−4,7 %	Horizontal	No sobre ni subestima al método de referencia
AD	≈ 0 %	−8,0 %	Ligeramente negativa	Leve sobreestimación en valores bajos y leve subestimación en valores altos

Respecto a la aplicación de estas FPTs, la Figura 3 muestra los perfiles hídricos verticales de AD de los perfiles analizados, comparando el método tradicional (CC-PMP medido) con el método proxy basado en el CoH. Los perfiles hídricos muestran, en general, una buena concordancia entre el método tradicional y la estimación proxy a lo largo del perfil del suelo. En todos los casos, el método proxy reproduce adecuadamente la estructura vertical del perfil hídrico, capturando los principales gradientes de variación con la profundidad y las diferencias entre horizontes. Las discrepancias observadas se concentran principalmente en la parte superior del perfil, asociadas a la mayor variabilidad de la CC, mientras que el límite inferior, controlado por el PMP, se mantiene notablemente estable.

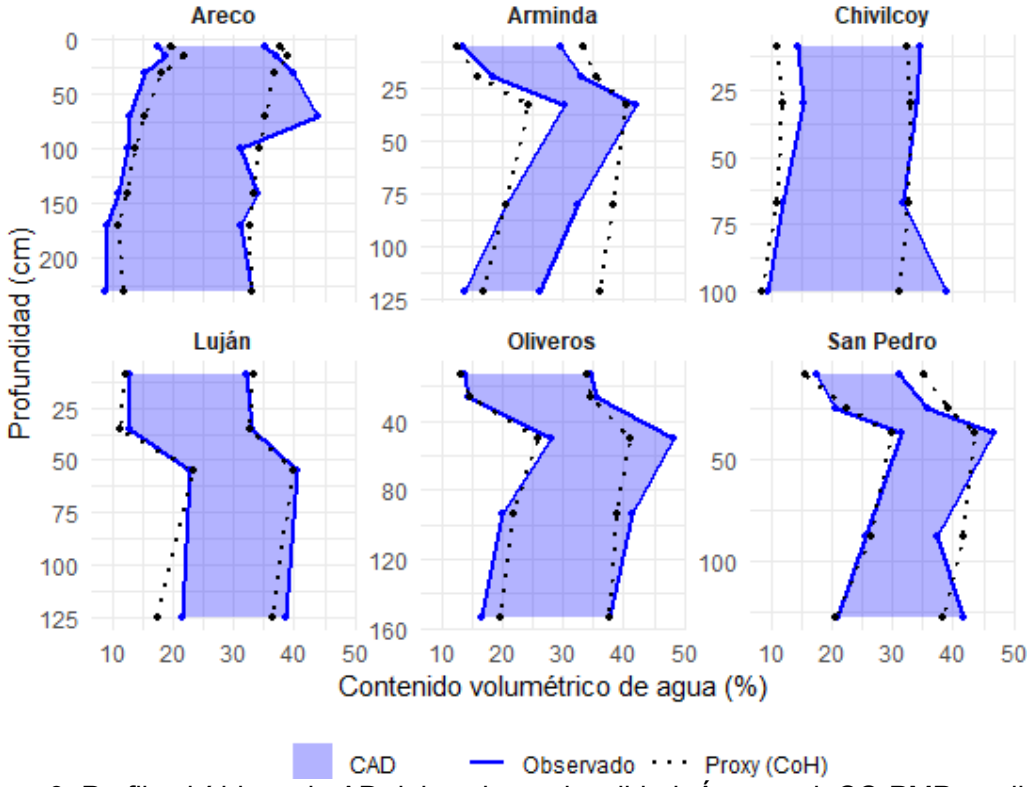


Figura 3. Perfiles hídricos de AD del suelo por localidad. Área azul: CC-PMP medido / Líneas negras punteadas: Método proxy CoH.

CONCLUSIONES

Las FPTs analizadas evidenciaron, tanto a partir del análisis de concordancia de Bland–Altman como de la comparación de los perfiles hídricos verticales, que el proxy basado en el CoH reproduce de manera más confiable y consistente el PMP que la CC. En el análisis de Bland–Altman, esta mayor robustez se reflejó en límites de concordancia más estrechos y en la ausencia de tendencias sistemáticas de las diferencias para el PMP, mientras que la CC mostró una mayor dispersión asociada a su variabilidad inherente. No obstante, a escala de perfil, el método proxy propuesto logra representar adecuadamente la distribución vertical de la CAD, capturando los principales gradientes con la profundidad. En este sentido, el enfoque basado en CoH se presenta como una alternativa válida y operativamente eficiente para estimar la disponibilidad hídrica del suelo en contextos donde las determinaciones tradicionales resultan más costosas o difíciles de implementar.

BIBLIOGRAFÍA

Baise, D. (2000). Guide des analyses en Pédologie. INRA Éditions, Paris, 257 p.

Cassel, D. K. and Nielsen, D. R. (1986). Field capacity and available water capacity. Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods, 5, 901-926.

Contardo, L. Morrás, H., Benedito, D., Carfagno, P., Bressan, E. y Angelini, M. (2026). La higroscopicidad de los suelos como proxy para estimar parámetros hídricos. Actas, XXX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.

Morrás, H., Benedito, L., Bressan, E. y Laghi, J. (2020). El coeficiente higroscópico de suelos. Ensayos metodológicos y aplicación al estudio de la fracción coloidal y diversas propiedades físicas y químicas asociadas. XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Corrientes. En: Dalurzo, H., Toledo, D., Perucca, R., Perucca, S. (Eds.). Actas. AACS, Buenos Aires. Archivo digital: descarga y online. Pp. 11-17. Poster: https://bit.ly/3iQyKQU

Richards, L. A. (1935). Methods of measuring moisture tension. Soil Science, 30(1), 69–81.

Veihmeyer, F. J. and Hendrickson, A. H. (1931). The moisture equivalent as a measure of field capacity in soils. Soil Science, 32(3), 181–193.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE SUELO EN UN LOTE AGRÍCOLA GANADERO - CORONEL MOLDES, SALTA

Corrales, C. A.[1], Armata, A. C.[1*], Aciar, L. M.[1], Cabrera, M. P.[1], Calle, N. L.[1]

[1] Universidad Nacional de Salta. FCN. Avenida Bolivia 5150, 4400 Salta Argentina.
[*] armatacarolina@gmail.com

RESUMEN: En los Valles templados de Salta y Jujuy, los sistemas tabacaleros, se caracterizan por exceso de labranzas, falta de rotaciones, aplicación de riego en lotes con pendientes altas y falta de sistematización. Esto, ha desencadenado procesos de degradación de suelos, como la erosión hídrica por lluvias y riego sobre suelos descubiertos, y la mineralización acelerada de la materia orgánica. Para evaluar la dinámica de los procesos que ocurren en los suelos se utilizan indicadores de calidad, los cuales constituyen una herramienta que permiten visualizar el origen de los procesos de degradación para delinear pautas de manejo tiendientes a mitigarlos o revertirlos. En el presente trabajo se evaluó la calidad del suelo de un lote ubicado en Finca Santa Anita, Coronel Moldes, provincia de Salta. Donde la actividad principal es el tabaco orgánico seguida de ganadería agroregenerativa. Durante décadas se realizó cultivo de tabaco con labranza convencional, y a partir del 2011 se inició la agricultura regenerativa, caracterizada por la producción de tabaco orgánico, disminución de la aplicación de productos químicos y empleo de fertilizantes orgánicos (bokashi). Se hizo énfasis en los indicadores: Compactación del suelo, Humedad equivalente, Fracción erodable y Porosidad total. Se realizó un muestreo que comparó dos superficies aledañas: una con cultivo de tabaco y otra representativa de las condiciones naturales del sitio. Se concluye que la calidad del suelo en un lote con cultivo de tabaco con labranza convencional afectó negativamente la calidad física del suelo. Los resultados obtenidos indican que, la realización de labranza convencional durante 11 (once) años, se asoció a la compactación del suelo. No obstante, este sistema de manejo disminuyó el porcentaje de partículas susceptibles a la erosión eólica en los entresurcos. La humedad equivalente fue el indicador más sensible para determiner cambios entre el lote y el alambrado, seguido de la densidad aparente.

PALABRAS CLAVE: Indicador, Suelos, Manejos de suelos.

INTRODUCCIÓN

En nuestro país, la industria del tabaco representa una importante actividad en términos productivos, económicos y sociales para distintas economías regionales. Arzeno *et al.* (2017) expresan que en los Valles templados de Salta y Jujuy, los sistemas tabacaleros, se caracterizan por exceso de labranzas, falta de rotaciones, aplicación de riego en lotes con pendientes altas y falta de sistematización. Esto, ha desencadenado importantes procesos de degradación de suelos, por lo que resulta importante estudiar y analizar las alteraciones estructurales y funcionales que genera la producción tabacalera en la calidad del suelo. Es posible conocer y cuantificar estas modificaciones a través de la identificación de indicadores que representen los diferentes estados, trayectorias y tendencias. Los indicadores de calidad de suelo (ICS) constituyen herramientas que permiten visualizar el origen de los procesos de degradación y, a partir de esto, delinear pautas de manejo que tiendan a mitigarlos o revertirlos (Wilson, 2017). Se evaluó la calidad del suelo, en un lote agrícola ganadero con cultivo de tabaco orgánico, mediante indicadores físicos seleccionados. Estos permiten identificar modificaciones que el cambio de uso de la tierra, el monocultivo de tabaco y la labranza convencional provocan en las propiedades físicas del

recurso suelo. Se hizo énfasis en los siguientes indicadores: Compactación del suelo, Humedad equivalente, Fracción erodable y Porosidad total. Se llevó a cabo un muestreo que comparó dos superficies aledañas: una correspondiente a un cultivo de tabaco y otra representativa de las condiciones naturales del sitio, donde, hasta el momento, no se practicó ninguna actividad agrícola ganadera. El lote en estudio se ubica en Finca Santa Anita, la actividad principal es el tabaco orgánico seguida de ganadería agroregenerativa. En ella, se llevó a cabo durante décadas cultivo de tabaco con labranza convencional. A partir del año 2011, se inició la agricultura regenerativa, caracterizada por la producción de tabaco orgánico, disminución de la aplicación de productos químicos y empleo de fertilizantes orgánicos (entre ellos, el bokashi). Además, se empezó a practicar rotación de cultivos. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la calidad del suelo, en un lote agrícola ganadero, en Coronel Moldes - Salta, mediante indicadores físicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

El área de estudio corresponde a finca Santa Anita, (25°17'26.56"S y 65°27'48.79"O), ubicada en la provincia de Salta, departamento La Viña, municipio de Coronel Moldes.

El suelo bajo estudio corresponde a la Serie Moldes clasificado como Haplustol típico, de textura franco a franco limoso, de acuerdo con la Carta de Suelos de la República Argentina, correspondientes a la Provincia de Salta, Valle de Lerma, Hoja 13 Coronel Moldes (Vargas Gil, 2020). Según la clasificación climática de Thornthwaite (1948), el área de estudio evidencia un clima D B'2 d a', semiárido, con elevada evapotranspiración potencial y clima mesotermal, siendo el exceso de agua nulo o casi nulo y baja concentración térmica estival.

En laboratorio se determinó: Humedad Equivalente (HE), por el Método del terrón húmedo (TH5) modificado por Visentini (2010). Fracción erodable: (FE), que representa el porcentaje de agregados secos superficiales menores a 0,84 mm de diámetro susceptibles de ser arrastrados por acción del viento, calculada como el porcentaje de agregados secos <0,84 mm de diámetro (López et al., citado por Lefort 2023). Densidad aparente del suelo (DA) determinada por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986).

La Porosidad Total se estimó de forma indirecta, a partir del valor previamente determinado de la densidad aparente y considerando la densidad real del suelo.

Con los datos obtenidos, se realizó un análisis de estadística descriptiva para calcular parámetros como la media, desviación estándar y coeficiente de variación; un análisis de correlación de Pearson para evaluar la existencia de relaciones lineales entre variables; y una prueba t de Student para la comparación de medias entre el lote y la sección del alambrado en condiciones naturales. Para estos análisis se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

Para la toma de muestras se trazaron franjas de muestreos. En el lote cultivado con tabaco, se delimitaron dos franjas y. en la zona del alambrado, zona sin manejo, se estableció una franja. Cada área de muestreo rectangular tuvo una superficie aproximada de 320 m^2 (160m x 2m).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Humedad Equivalente: En la Tabla 1 se presentan los promedios obtenidos, expresado en porcentaje (%) para las muestras de suelo de las dos zonas en estudio**.**

Tabla 1. Porcentaje de Humedad equivalente según área analizada.

	Alambrado	**Lote**
HE (%)	23	17
C.V (%)	9,2	5,5

Los resultados evidenciaron que el área del alambrado (A) presentó mayor capacidad para almacenar agua en comparación con el área del lote (L). En particular, las muestras del alambrado registraron valores superiores al 20% de humedad, mientras que las del lote

presentaron un 17%. Esta diferencia fue confirmada mediante análisis estadístico, evidenciando una diferencia estadísticamente significativa (p=0,0134) entre ambas situaciones.

Fracción erodable: En la Tabla 2 se presentan los valores obtenidos de fracción erodable de las distintas zonas evaluadas.

Tabla 2. Resultados de fracción erodable.

	Alambrado	Lote
FE (%)	38,45	18,27

Al analizar los valores obtenidos, se determinó que el 18% de los agregados del área con cultivo de tabaco (L) correspondió a la fracción erodable, mientras que en el área del alambrado este valor alcanzó el 38,45%. Esto evidencia, que, en la zona del alambrado, existió una mayor proporción de partículas susceptibles de ser removidas por el accionar del viento. Estos resultados difieren de lo reportado por Perfect *et. al*., citado en Álvarez 2005.

Densidad aparente (g/cm3): La Tabla 3 presenta el valor promedio y el coeficiente de variación de densidad aparente del área estudiada.

Tabla 3. Resultados promedio de densidad aparente.

	Alambrado	Lote
DA (g/cm^3)	1,39	1,59
C.V (%)	2,90	4,27

Los resultados indicaron que el área del lote presentó densidad aparente mayor (1,59g/cm3) en comparación con el alambrado (1,39g/cm3). Ambos coeficientes de variación fueron relativamente bajos. Esta diferencia fue confirmada mediante el análisis estadístico, que evidenció una diferencia significativa (p=0,0037) entre las zonas en estudio.

Porosidad total: En la tabla 4 se muestran los resultados obtenidos de la porosidad total. Se observó que las muestras del área del lote (L) presentaron un valor cercano al 40% de porosidad, mientras que el área del alambrado (A) alcanzaron una porosidad total de 47%. El análisis estadístico mostró diferencia estadísticamente significativa (p=0,0041).

Tabla 4. Resultados de porosidad total.

	Alambrado	Lote
Pt (%)	47	40
C.V (%)	3,17	6,33

Estimación de la variación entre área del lote y alambrado.
En la Tabla 5 se presentan los porcentajes de cambio entre los indicadores analizados: densidad aparente (DA), porosidad total (Pt), fracción erodable (FE) y humedad equivalente (HE) en relación con las muestras del alambrado (A) y del lote (L).

Tabla 5. Variaciones de los indicadores físicos en lote y alambrado de muestras de suelos

Indicador	Profundidad (cm)	A	L	Variación (%)	Clasificación
DA	0 - 10	1,37	1,55	13	Aumentó
	10 - 20	1,37	1,60	16	Aumentó
	20 - 30	1,44	1,63	13	Aumentó
Pt	0 - 10	48,33	41,59	-14	Disminuyó
	10 - 20	48,24	39,61	-18	Disminuyó
	20 - 30	45,68	38,34	-16	Disminuyó
FE	0 - 10	38,45	18,265	-52	Disminuyó
HE	0 - 10	21,43	17,91	-16	Disminuyó
	10 - 20	22,18	16,39	-26	Disminuyó
	20 – 30	25,43	17,90	-29	Disminuyó

CONCLUSIONES

La evaluación de la calidad del suelo en un lote con cultivo de tabaco y en una zona del alambrado evidenció que la labranza convencional de largo plazo afectó negativamente la calidad física del suelo en el área de estudio.

Se observó un incremento de la densidad aparente lo que conllevó a la disminución de la porosidad total y humedad equivalente del suelo. Los resultados de este trabajo indican que, para este suelo, la realización de labranza convencional durante 11 (once) años, se asoció a compactación del suelo. No obstante, este sistema de manejo disminuyó el porcentaje de partículas susceptibles a la erosión eólica en los entresurcos.

Entre los indicadores evaluados, la humedad equivalente se presentó como el más sensible a diferencias entre el lote y el alambrado, seguido de la densidad aparente. Este último requirió mayor esfuerzo para la toma de muestras a campo en comparación a la humedad equivalente. El análisis estadístico confirmó que no hay diferencias significativas entre las profundidades 10, 20 y 30 cm para los indicadores de calidad de suelo considerados.

BIBLIOGRAFÍA

Arzeno, J. L., Corvalán, E. R., Huidobro, D. J., Arias, P., Franzoni, A., y Matta, A. D. (2004). Evaluación del impacto de la agricultura orgánica usando indicadores físicos de calidad de suelos. En XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Argentina.

Álvarez, C. y Barraco, M. (2005). Indicadores de calidad física de suelos. INTA. Centro Regional Buenos Aires Norte. Estación Agropecuaria General Villegas.

Blake, GR y KH Hartge. 1986. Bulk Density. In: A Klute (ed). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Pp. 363-375. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, USA.

Bran, D. E., Gaitán, J.J., y Wilson M.G. (2017). Los indicadores de calidad de suelo como un componente de la sustentabilidad de los agroecosistemas. En M. G. Wilson (Ed.), Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina (pp.15). Ediciones INTA.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, E. M., y Robledo, C. W. (2020). InfoStat, versión libre 2020 [software estadístico]. Grupo InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Lefort, J.M. (2023). Análisis de la sustentabilidad desde el punto de vista ambiental en cultivo de vid mediante indicadores de calidad de suelo en Cafayate-Salta. (Tesis de grado, UNSa). Universidad Nacional de Salta. Facultad de Cs. Naturales, Salta, Argentina.

Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación (MAGPN). (2011). Impacto regional del convenio marco para el control de tabaco (FCTC). Cuantificación del impacto económico y social en las provincias productoras de tabaco. - 1a ed. - Buenos Aires.

Thornthwaite, C. W. (1948). Un enfoque hacia una clasificación racional del clima. Sociedad Geográfica Americana 38(1): 55-94.

Vargas Gil, J.R. (2000). Carta de suelos la República Argentina Provincia de Salta. Valle de Lerma. Hoja 13- Coronel Moldes. Estación Experimental Agropecuaria. INTA-Salta.

Visentini, L.E. (2010). El terrón húmedo y la estabilidad estructural como indicadores físicos de calidad de suelo en cuatro sistemas de labranza. Tesis de grado. Universidad Nacional de Salta, Facultad de Cs. Naturales, Salta, Argentina. Wilson, M.G. (2017). Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina (1ª ed.). Ediciones INTA.

ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL SUELO EN UN LOTE CON CULTIVO DE TABACO (CORONEL MOLDES – SALTA)

Dalale, N. A.[1], Armata, A. C.[1*], Chávez, A. P.[2], Aciar, L. M.[1], Cabrera, M. P.[1], Calle, N. L.[1]

[1] Universidad Nacional de Salta. FCN. Avenida Bolivia 5150, 4400 Salta Argentina.[2] Profesional independiente. * armatacarolina@gmail.com

RESUMEN: En Salta, el área dedicada al cultivo de tabaco abarca 10 departamentos y 37 localidades. La evaluación de los efectos de la actividad agropecuaria en el suelo permite establecer parámetros para estimar la magnitud del impacto ambiental ocasionado por los sistemas productivos. Esto ayuda a tomar decisiones de conservación, sostenibilidad y productividad del suelo. En el presente trabajo se analizó la calidad del suelo en un lote cultivado mediante el uso de indicadores químicos. El área de estudio corresponde a Finca Santa Anita, del municipio Coronel Moldes; provincia de Salta. La finca se caracteriza por implementar un enfoque sustentable y ecológico en su producción de tabaco. Desde el 2001, sus propietarios han adoptado un modelo de producción priorizando practicas naturales y orgánicos, minimizando el uso de agroquímicos. El pH, Carbono Orgánico (CO) y Conductividad eléctrica (Ce) fueron los indicadores químicos seleccionados, que permiten evaluar la vulnerabilidad del suelo. Se realizó un muestreo que comparó dos superficies adyacentes: una correspondiente a un cultivo de tabaco orgánico y otra representativa de las condiciones naturales del sitio, sin desarrollado de actividad agrícola ni ganadera. Se concluye que la calidad del suelo en un lote con cultivo de tabaco con manejo convencional a largo plazo tuvo una incidencia negativa en la calidad química del suelo. El uso del suelo impactó significativamente en el contenido del carbono orgánico (CO), siendo menor en el área con cultivo, en los primeros centímetros de profundidad se observó un incremento del mismo, posiblemente a la aplicación del fertilizante bocashi. Los valores de carbono orgánico (CO) y de conductividad eléctrica (Ce) fueron menores en el área con cultivo que en el área sin manejo, los valores de pH son más elevados en el sector con manejo. El carbono orgánico (CO) fue el indicador más sensible para detectar cambios.

PALABRAS CLAVE: Indicador, Calidad del suelo, Manejos de suelos.

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Salta, la actividad tabacalera se extiende a 10 departamentos y 37 localidades, organizadas en tres regiones productivas: Valle de Lerma, Valle de Siancas y Sur de Salta. Según Arzeno *et al.* (2017), en los Valles templados de Salta y Jujuy, los sistemas productivos tabacaleros se caracterizan por un manejo intensivo del suelo, con exceso de labranzas, escasa implementación de rotaciones, aplicación de riego en lotes con pendientes altas y falta de sistematización. La evaluación de los efectos de la actividad agropecuaria en el suelo es fundamental para estimar la magnitud del impacto ambiental de los sistemas productivos y orientar estrategias de manejo para la conservación, sostenibilidad, y productividad del suelo. Para ello, es necesario caracterizar la calidad del suelo mediante indicadores adecuados (Karlen *et al*., 1997). El concepto de calidad del suelo ha evolucionado hacia un enfoque multifuncional, que considera su capacidad para desempeñar funciones dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y agua, y sostener la salud humana y el hábitat (Singer y Ewing, 2000; Singer y Karlen *et al*., 1997). Un indicador apropiado para cuantificar la calidad de suelos debe ser sensible para reflejar cambios, de fácil interpretación, sencillo y económicamente accesibles para su aplicación

(Doran *et al.,* 1996). En el presente trabajo, el análisis de la calidad del suelo de un lote con cultivo de tabaco orgánico se realizó mediante indicadores químicos específicos: pH, carbono orgánico (CO) y conductividad eléctrica (CE). Se realizó un muestreo comparativo entre dos superficies adyacentes: una correspondiente a un cultivo de tabaco orgánico y otra representativa de las condiciones naturales del sitio (sin manejo). El área de estudio se ubica en Finca Santa Anita, caracterizada por implementar un enfoque sustentable y ecológico en su producción de tabaco tipo Virginia. Desde el año 2001, han adoptado prácticas naturales y orgánicos con productos biológicos elaborados en la misma finca, se destaca el bocashi, producto de la fermentación de residuos orgánicos. El objetivo del trabajo fue analizar y evaluar la calidad del suelo en un lote con cultivo de tabaco orgánico, en Coronel Moldes - Provincia de Salta, mediante indicadores químicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

El área de estudio, Finca Santa Anita (25°17'26.56"S y 65°27'48.79"O), se encuentra ubicada en el municipio de Coronel Moldes; del departamento La Viña, provincia de Salta, a 69 km de distancia de la capital, formando parte de la región del Valle de Lerma.

De acuerdo a los tipos climáticos de Thornthwaite (1948), el área presenta un clima D B'2 d a', de tipo semiárido, caracterizado por elevada evapotranspiración potencial y clima mesotermal, con exceso hídrico nulo o casi nulo y baja concentración térmica estival. Según la Carta de Suelos de la República Argentina, correspondiente a la Provincia de Salta, Valle de Lerma, Hoja 13 Coronel Moldes, el suelo analizado corresponde a la Serie Moldes clasificado como Haplustol típico, de textura franco a franco limoso (Vargas Gil, 2020).

En laboratorio se determinó el nivel de acidez o alcalinidad del suelo (pH), aplicando el método Potenciométrico. La Conductividad Electica (CE) que determina la concentración de sales solubles presentes en la solución del suelo, se evaluó en laboratorio mediante el método de conductimetría. Carbono orgánico (CO), se determine en laboratorio por el método Walkley-Black.

Se realizó un análisis de estadística descriptiva para caracterizar las profundidades analizadas, como el área con cultivo de tabaco y en condición natural (área próxima al alambrado), utilizando medidas de tendencia central como media muestral, y de dispersión como desviación estándar, coeficiente de variación. Se aplicó la prueba t de Student para comparar las medias de muestras pareadas y determinar si las diferencia entre las medias eran estadísticamente significativa o no entre el área con cultivo de tabaco y el área próxima al alambrado en condiciones naturales, como así también entre las profundidades analizadas. El análisis de correlación de Pearson se hizo con el propósito de identificar el grado de asociación existente entre los indicadores evaluados. El procesamiento de los datos se realizó mediante el software estadístico InfoStat, versión libre 2017, disponible en su sitio web oficial (Di Rienzo et al., 2017).

Para la toma de muestras se establecieron 2 (dos) transectas en el área con manejo: con cultivo de tabaco, cada una con una superficie aproximada de 320 m^2 (160 m x 2 m), delimitadas por las hileras de tabaco y separadas entre sí por 60 m. En el área sin manejo (próxima al alambrado), también se estableció una transecta de idéntica dimensiones a las del sitio con manejo (160 m x 2 m), ubicada en sentido paralelo a las franjas del sitio con manejo y delimitadas por un alambrado.

En cada punto de muestreo se obtuvieron 3 (tres) muestras, correspondientes a las profundidades de 0 a 10 cm; 10 a 20 cm y 20 a 30 cm. Cada transecta presenta tres repeticiones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

pH: En la Tabla 1 se presentan los valores medios de pH obtenidos para las distintas condiciones del área de estudio.

Tabla 1: Valores de pH según área analizada.

Profundidad (cm)	Área con cultivo de tabaco	Área sin manejo, próxima al alambrado
	pH	pH
0-10	8,60	8,38
10-20	8,49	8,30
20-30	8,58	8,28

Estos resultados, que evidencian valores altos de pH, indican que todas las muestras corresponden a un suelo fuertemente alcalino, según la clasificación propuesta por INTA-CONICET, (2020). Esta alcalinidad se atribuye a la presencia de carbonatos cálcicos, cuya existencia fue corroborados mediante la prueba rápida con ácido clorhídrico. Los valores obtenidos coinciden con los descritos por Vargas Gil, 2020. Esta diferencia fue confirma mediante análisis estadístico, evidenciando diferncia significativa entre ambos tipos de manejo (p=0,0067).

Conductividad eléctrica (CE): En la Tabla 2 se presentan los valores medios de CE obtenidos para el área de estudio.

Tabla 2. Resultados de conductividad eléctrica.

Profundidad (cm)	Área con cultivo de tabaco	Área sin manejo, próxima al alambrado
	Ce (µS/cm)	Ce (µS/cm)
0-10	0,27	0,52
10-20	0,28	0,50
20-30	0,25	0,49

En relación a la conductividad eléctrica (CE), ambas áreas presentan valores correspondientes a suelos no salinos, según Smith y Doran (1996). No obstante, se observa que el área próxima al alambrado (sin manejo), posee valores más altos (0,52 µS/cm) en comparación al área con cultivo de tabaco (0,27 µS/cm). Esta diferencia fue confirmada mediante análisis estadístico, el cual evidenció una diferencia significativa entre ambos tipos de manejo (p=0,0001).

Carbono orgánico (CO): La tabla 3 presenta los resultados obtenidos de carbono orgánico.

Tabla 3. Resultados de CO.

Profundidad (cm)	Área con cultivo de tabaco	Área sin manejo, próxima al alambrado
	CO (%)	CO (%)
0-10	1.20	2.96
10-20	1.12	2.33
20-30	0.92	2.11

Los datos obtenidos indican que el área próxima al alambrado en condición natural (sin manejo) presenta niveles moderados de carbono orgánico (CO), en comparación con el área con cultivo de tabaco (con manejo) que presenta niveles bajos; según Shen *et al.,* (2025) sugiere una relación con el tipo de manejo aplicado. El análisis estadístico confirma que existen diferencias significativas (p=0,0066) entre las muestras con y sin manejo (área con cultivo de tabaco y área próxima al alambrado en condición natural).

CONCLUSIONES

La evaluación de la calidad del suelo en lotes con cultivo de tabaco (con manejo) y áreas sin manejo (próxima ala alambrado) demostró que el manejo convencional a largo plazo tuvo una incidencia negativa en la calidad del suelo en el área de estudio.

El uso del suelo impactó significativamente en el contenido del carbono orgánico (CO), si bien es menor en el área con manejo, en los primeros centímetros (0-10) de profundidad se observó un incremento del mismo, posiblemente debido a la aplicación del fertilizante bocashi durante los últimos 11 años produciendo un enriquecimiento del mismo en superficie.

Los valores de carbono orgánico (CO) y de conductividad eléctrica (Ce) obtenidos fueron menores en el área con manejo en comparación del área sin manejo, mientras que los de pH indican un aumento en el sector con manejo.

El carbono orgánico (CO) resultó ser el indicador más sensible para detectar cambios entre el área de cultivo de tabaco (con manejo) y el área próxima al alambrado (sin manejo).

La comparación entre las dos áreas sugiere que el manejo sostenible del suelo es crucial para mantener su calidad y fertilidad.

El análisis estadístico demostró que existen diferencias significativas para los indicadores analizados entre el área con manejo y sin manejo, siendo menos notoria esta diferencia a mayor profundidad del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Arzeno, J., Corvalán, E. R., Huidobro, D. J., Arias, P., Franzoni, A., y Matta, D. (2004). Evaluación del impacto de la agricultura orgánica usando indicadores físicos de calidad de suelos. En XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Argentina.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, E. M., y Robledo, C. (2020). InfoStat, versión libre 2020 [software estadístico]. Grupo InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina

Doran J., Parkin T. y Jones A. (1996). Indicadores cuantitativos de la calidad del suelo: un conjunto mínimo de datos. Métodos para evaluar la calidad del suelo, ed. por J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek y B.A. Stewart. Publicación especial n.° 49 de la SSSA. Sociedad Americana de Ciencias del Suelo.

Doran, J., y Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. En J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, y B. A. Stewart (Eds.), Defining soil quality for a sustainable environment (pp. 3–21). Soil Science Society of America (SSSA Special Publication No. 35).

Doran, J., y Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. Defining soil quality for a sustainable environment, 35, 1-21.

INTA- CONICET (2020). La conductividad eléctrica, pH y algunas propiedades del suelo que condicionan su comportamiento: Gov.ar. Recuperado el 8 de septiembre de 2024,dehttps://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/209253/CONICET_Digital_Nro.098b0587-3a5b-412f-a386-de286bd8fde0_L.pdf?sequence=5

Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., y Schuman, G. E. (1997). Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. Soil Science Society of America Journal, 61(1), 4–10.

Shen, X., Zhang, Y., Liu, J., y Smith, P. (2025). Soil organic carbon thresholds control fertilizer effects on carbon accrual in croplands worldwide. Nature Communications, 16(1), 4501.

Singer, M. J., y Ewing, S. (2000). Soil quality. En M. E. Sumner (Ed.), Handbook of soil

science (pp. 271–298). CRC Press.
Smith, J. L., y Doran, J. W. (1996). Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. P. 169-185. En J. W. Doran y A. J. Jones (Eds.), Methods for assessing soil quality.
Thornthwaite, C. (1948). Un enfoque hacia una clasificación racional del clima. Sociedad Geográfica Americana 38(1): 55-94.
Vargas Gil, J.R. (2000). Carta de suelos la República Argentina Provincia de Salta. Valle de Lerma. Hoja 13- Coronel Moldes. Estación Experimental Agropecuaria. INTA-Salta.

¿PUEDE ESTIMARSE LA CIC DEL SUELO A PARTIR DE LA ESPECTROSCOPÍA EN EL VISIBLE E INFRARROJO CERCANO?

De Dios Herrero, J.[1, 2], Ortiz, D. A.[1, 3], Beroisa, C.[1], Kloster, N.[1, 2*]

[1] Estación Experimental Agropecuaria Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ruta Nac. N°5 km 580, Anguil, La Pampa; [2] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); [3] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); * kloster.nanci@inta.gob.ar

RESUMEN: La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es una medida de la cantidad de cationes que neutralizan la carga negativa del suelo. Sus resultados dependen del contenido de materia orgánica y minerales. Por lo que sería posible su estimación indirecta empleando la espectroscopía en el visible e infrarrojo cercano (Vis-NIRS). Además, la CIC depende del pH del suelo, y los resultados pueden ser sub- o sobre estimados en función del método empleado para el análisis. El objetivo de este trabajo fue 1) desarrollar y validar una calibración Vis-NIRS para la estimación de la CIC en suelos, y 2) evaluar la influencia del pH de suelo en la calibración. Se utilizaron 122 muestras de suelo, a las cuales se determinó la CIC con el método de referencia (IRAM-SAGyP 29577-2), el cual consiste en la extracción con acetato de amonio pH 7 y destilación de amonio, y se obtuvieron los espectros con un equipo Vis-NIR modelo DS2500 (FOSS). Luego de seleccionar la mejor técnica de pretratamiento espectral (SNV+D, con derivada 2,5,5,1), se realizaron dos calibraciones: con todas las muestras (n=122) y con muestras de pH<7,5 (n=79). Se obtuvo un mejor desempeño del modelo para CIC con el conjunto de muestras sin discriminación de valor de pH (R_{cv}^2= 0,86; EECV=2,10; RPD= 2,68) respecto del modelo para CIC con muestras de valor pH<7,5 (R_{cv}^2= 0,62; EECV=3,05; RPD= 1,67). Los resultados indican que la discriminación de las muestras por su valor de pH es innecesaria dado que no se mejora el modelo al considerar la posible subestimación de CIC en muestras de suelo con pH alcalino. La calibración obtenida resultó ser aceptable para la estimación cuantitativa de CIC. Se sugiere la actualización del modelo sin modificar el método de referencia.

PALABRAS CLAVE: método de referencia, método alternativo, predicción.

INTRODUCCIÓN

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es una medida de la cantidad de cationes intercambiables que neutralizan la carga negativa del suelo (Rhoades 1982), la cual puede ser de origen permanente o variable en función del pH. Es un parámetro clave para evaluar la fertilidad y el comportamiento químico de los suelos, ya que refleja su capacidad para retener y suministrar nutrientes a las plantas. Tradicionalmente, su determinación se realiza mediante métodos químicos de laboratorio que, si bien son precisos, requieren tiempo, reactivos y personal especializado. Además, se conoce que la CIC es un parámetro cuya determinación depende del pH del suelo (Azcarate y Kloster 2010), por lo que se proponen al menos dos métodos, extracción con acetato de amonio pH 7 (IRAM, Instituto Argentino de Normalización y Certificación) o extracción con acetato de sodio pH 8,2. La elección de uno u otro se realiza de acuerdo con el pH del suelo en estudio.

En los últimos años, la espectroscopía en el visible e infrarrojo cercano (Vis-NIRS, por sus siglas en inglés) se ha consolidado como una herramienta rápida, no destructiva y ambientalmente sustentable para la evaluación simultánea de múltiples propiedades del suelo (Viscarra Rossel et al. 2016). Dado que la carga negativa del suelo está ligada a los componentes materia orgánica, minerales de arcilla y óxidos, y estos constituyentes del suelo causan absorción en la región Vis-NIR, la CIC es un parámetro que podría estimarse a partir

de esta tecnología (Milos et al. 2022). Sin embargo, la confiabilidad de la técnica dependerá del desarrollo de calibraciones robustas y validadas que relacionen los espectros obtenidos con los valores de referencia analíticos. En este contexto, el presente trabajo tuvo como objetivos: 1) desarrollar y validar una calibración Vis-NIRS para la estimación de la CIC en suelos, a partir de una base de datos representativa de muestras con amplia variabilidad en textura, contenido de materia orgánica y origen geográfico y 2) evaluar la influencia del pH de suelo en la calibración.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestras de suelo y análisis físico químico

Se analizaron 122 muestras de suelo provenientes de distintas regiones de Argentina (Figura 1), procedentes de proyectos INTA (PD097, PEI009) y de servicios de análisis realizados en el Laboratorio de Suelo y Agua de INTA Anguil. Las muestras fueron acondicionadas por secado al aire y tamizado a 2 mm. Se caracterizaron de acuerdo con su contenido de carbono orgánico (CO) y pH, según normas IRAM-SAGyP 29571-2 y 29574 respectivamente y el porcentaje de arcilla + limo se determinó por el método del hidrómetro (Bouyoucos, 1962). Los valores de referencia para la CIC se obtuvieron según norma IRAM-SAGyP 29577-2, extracción con acetato de amonio 1 mol L^{-1} a pH 7, independientemente del pH del suelo.

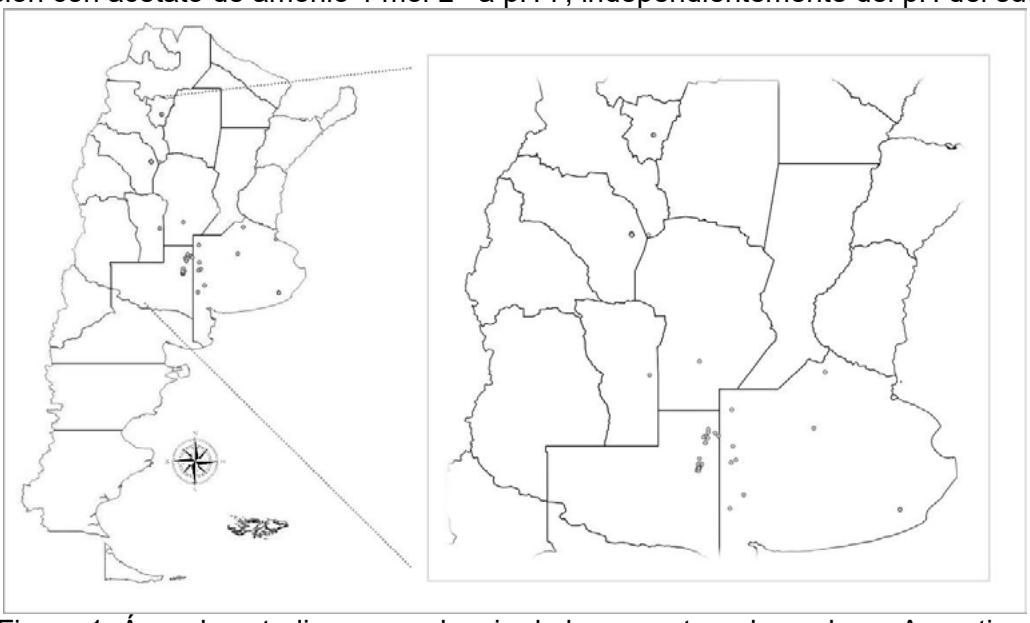


Figura 1. Área de estudio y procedencia de las muestras de suelo en Argentina.

Obtención de espectros en el infrarrojo cercano y pretratamiento

Los espectros se obtuvieron utilizando un espectrómetro Vis-NIR modelo DS2500 (FOSS, Hillerød, Dinamarca) y se exportaron y procesaron siguiendo el procedimiento descripto en Ortiz et al. (2024). Los datos espectrales se trataron con diferentes técnicas para reducir el ruido aleatorio: SNV+D, MSC Estándar, MSC Weighted y derivadas por el método SG: 1,5,5,1; 2,5,5,1. También se utilizaron los espectros puros [log (1/R)] para el desarrollo de las calibraciones, debido a que algunos autores hallaron que el pretratamiento no siempre mejora el desempeño del modelo (Ge et al., 2020). Se seleccionó el mejor método de pretratamiento, con el criterio del mínimo error estándar de la validación cruzada (EECV), el máximo coeficiente de determinación de la validación cruzada (R^2_{cv}) y la máxima relación entre la desviación estándar del conjunto de calibración y el EECV (RPD, por sus siglas en inglés, Relative Prediction Deviation) (Seema et al., 2020).

Calibración y validación del modelo

Se realizaron dos calibraciones: una utilizando el conjunto de calibración de 122 muestras con análisis CIC en laboratorio y espectros, sin distinción de pH del suelo y otra con 79 muestras con valores de pH $\leq$ 7,5, rango donde aplica el método de extracción con acetato de amonio pH 7. En ambos casos el modelo de calibración se obtuvo utilizando la regresión por mínimos

cuadrados parciales modificada (MPLS) y la validación cruzada con cinco etapas de validación. Se seleccionó el modelo MPLS debido a que es el análisis multivariado aplicado en la mayoría de los estudios internacionales, para la predicción de parámetros en suelo (Milinovic et al., 2023) y provee la mejor exactitud en la predicción del CO (Seema et al., 2020) y otras propiedades del suelo (Askari et al., 2015). Se definieron valores atípicos como muestras con espectros por fuera de la población espectral (outlier-H, donde el límite se estableció en un valor igual a diez) o muestras para las cuales la diferencia entre el valor de referencia y el valor predicho fue mucho mayor que el error estándar de la validación cruzada (outlier-t, donde el límite se estableció en 2,5) (WINISI software). Se realizaron dos etapas de eliminación de valores atípicos.

El conjunto de calibración compuesto por 122 muestras de suelo, con determinación de CIC por métodos de laboratorio y sus correspondientes espectros, sin distinción de pH, se dividió aleatoriamente en dos subconjuntos: uno destinado al desarrollo del modelo de calibración (80 % de las muestras) y otro reservado para el testeo del modelo (20 % de las muestras). Una vez obtenido el modelo de calibración, su desempeño para la predicción de CIC en suelo se evaluó mediante la predicción de muestras no utilizadas en el ajuste del modelo, permitiendo así una evaluación imparcial de su rendimiento. En el caso del modelo desarrollado exclusivamente con muestras de suelo con pH < 7,5, no fue posible realizar una partición adicional para validación externa debido al tamaño reducido del conjunto de datos disponible. El desempeño de los modelos de calibraciones se evaluó a partir de los resultados de EECV, R^2_{cv} y RPD. Este último indicador otorga un índice normalizado para comparar diferentes modelos Vis-NIRS para distintas variables de suelo y en diferentes estudios. El valor de RPD se categorizó siguiendo la escala propuesta por Ge et al. (2020), donde un RPD < 2 identifica un modelo de ajuste pobre que solo puede utilizarse con propósitos de sondeo, 2 < RPD < 3 identifica un modelo bueno, con capacidad de predicción cuantitativa y un RPD > 3 identifica un modelo muy bueno.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades físicas y químicas de las muestras de suelo, CO, pH, arcilla+limo y CIC, se muestran en la Tabla 1. Los parámetros analizados variaron en un amplio rango: CO 0,2-4,4%, pH 5,2-9,5, arcilla+limo 16-78% y CIC 4,7-43,8 $cmol_c\ kg^{-1}$. Es importante destacar que la CIC es resultado de aplicar la norma IRAM-SAGyP 29577-2 con extracción de cationes a pH 7 y cuantificación de CIC por destilación de amonio. Esto hace que muestras de suelo con valores de pH inferiores a 7 puedan arrojar un valor sobreestimado de CIC y muestras con valores de pH superiores a 7 puedan arrojar un valor subestimado de CIC (Azcarate y Kloster 2010). La variabilidad en las propiedades de las muestras se atribuye a la variación en el tipo de suelo, profundidad y clase textural, debido a su distribución geográfica (Figura 1) así como también a diferentes usos del suelo dentro de una misma área.

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas de las muestras en estudio: carbono orgánico (CO), pH, arcilla+limo y capacidad de intercambio catiónico (CIC).

Parámetro	Media	DS	Min	Max
CO (%)	1,3	0,8	0,2	4,4
pH	7,1	1,1	5,2	9,5
Arcilla+limo (%)	40,8	16	16	78
CIC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	13,8	6,4	4,7	43,8

Media: valor promedio de cada parámetro; DS: desvío estándar de cada medida; Min: valor mínimo; Max: valor máximo.

La aplicación de diferentes técnicas de pretratamiento tuvo diferentes efectos sobre el desempeño del modelo MPLS para la predicción de CIC (Tabla 2). Aunque todos los pretratamientos arrojaron resultados aceptables para la estimación del parámetro en estudio, 2 < RPD < 3 (modelo bueno, con capacidad de predicción cuantitativa). Se observó que la aplicación de las técnicas de pretratamiento SNV+D, con derivada 2,5,5,1 arrojó los mejores

resultados (R^2_{cv}= 0,86, EECV= 2,10 y RPD= 2,68). Por lo tanto, el modelo para la estimación de CIC se elaboró a partir de este último pretratamiento. En la literatura, los resultados de los pretratamientos elegidos para la estimación de CIC a partir de Vis-NIRS son ambiguos. Algunos autores obtuvieron estimaciones aceptables utilizando segunda derivada (RPD=1,95) y SVN (RPD=1,82) (Milos et al. 2022). Mientras que otros autores reportaron estimaciones no exitosas (RPD<1,5) (Tabares et al. 2021). Las discrepancias en los resultados entre estudios se relacionan con el conjunto de muestras analizadas, los métodos de medida espectral y técnicas de pretratamiento. La menor exactitud en la estimación de CIC comparada con la obtenida para CO (RPD=4,69) y N (RPD=3,65) (Ortiz et al. 2024) se asocia a que la CIC no responde a la absorción espectral en la región Vis-NIR de forma directa, sino que se encuentra dentro de las propiedades secundarias que pueden estimarse con esta tecnología, por su relación directa con el contenido de materia orgánica, minerales de arcilla y óxidos.

Tabla 2. Desempeño de diferentes técnicas de pretratamiento espectral de CIC. Los resultados en negrita indican la mejor técnica de pretratamiento.

Pretratamiento espectral		n	Promedio	DS	EECV	R^2_{cv}	RPD
sin procesar		118	13,51	5,67	2,60	0,79	2,18
SVN+D		119	13,44	5,69	2,31	0,83	2,46
MSC W		117	13,36	5,70	2,64	0,78	2,16
MSC W	1,5,5,1	116	13,47	5,75	2,19	0,85	2,63
MSC W	2,5,5,1	117	13,33	5,61	2,27	0,83	2,47
SVN+D	1,5,5,1	118	13,33	5,58	2,14	0,85	2,61
SVN+D	**2,5,5,1**	**116**	**13,33**	**5,63**	**2,10**	**0,86**	**2,68**
MSC		119	13,44	5,69	2,40	0,82	2,37
MSC	1,5,5,1	118	13,45	5,71	2,22	0,85	2,58
MSC	2,5,5,1	116	13,29	5,61	2,26	0,84	2,48

n: cantidad de muestras, DS: Desvío estándar, EEC: error estándar de calibración, R^2: coeficiente de determinación, EECV: error estándar de la validación cruzada, R^2_{cv}: coeficiente de determinación de la validación cruzada, RPD: relación entre la desviación estándar y el EECV.

La Figura 2 muestra los parámetros de desempeño del modelo seleccionado para CIC con el conjunto de muestras de calibración, sin discriminación de valor de pH (2.a), y con muestras de valor pH $\leq$ 7,5 (2.b). En el primer caso se observa una relación cercana a la recta y = x (R^2=0,86) entre los valores medidos y predichos de CIC, con una dispersión moderada y una distribución relativamente homogénea de los puntos, lo que indica una buena concordancia entre ambos conjuntos de datos. En el segundo caso se observa que al restringir el conjunto a muestras con pH ≤ 7,5, el modelo mostró una pérdida significativa de desempeño predictivo (R^2=0,62) lo que evidencia una menor capacidad del modelo para reproducir los valores observados. Si bien este subconjunto presenta menor variabilidad (DS=5,00), la reducción en la dispersión del parámetro de referencia impactó negativamente en la capacidad del modelo para capturar relaciones espectrales robustas, lo que se refleja en un menor R_{cv}^2 (0,62) y un aumento del error de validación cruzada (EECV = 3,05). El RPD obtenido (1,67) indica que el modelo resulta menos confiable al utilizar muestras con pH<7,5.

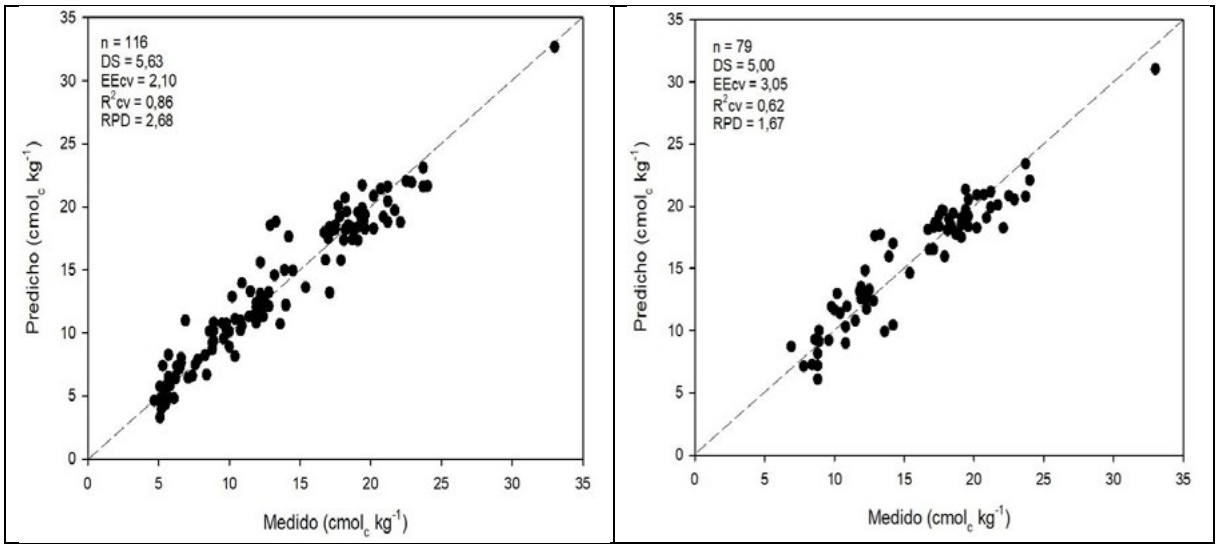


Figura 2. Relación entre valores medidos y predichos de los datos espectrales usando el modelo de calibración para CIC sin discriminación de valor de pH (a) y para muestras de valor pH $\leq$ 7,5 (b). La línea punteada representa la recta y=x.

En la Figura 3 se presenta la relación lineal entre los valores de CIC medidos y predichos por el modelo sometido a validación externa. Para este análisis, el modelo fue desarrollado utilizando 98 muestras (80%), mientras que las 24 muestras restantes (20%) se emplearon como conjunto de validación independiente. Cabe destacar que tanto las muestras de calibración como las de validación externa fueron sometidas al mismo preprocesamiento espectral y a la misma estrategia de modelado utilizada en el desarrollo del modelo con el total de las 122 muestras. La relación observada en la Figura 3 permite evaluar la capacidad predictiva del modelo frente a datos no utilizados en su construcción, constituyendo una prueba más exigente de su robustez y de su potencial de aplicación práctica.

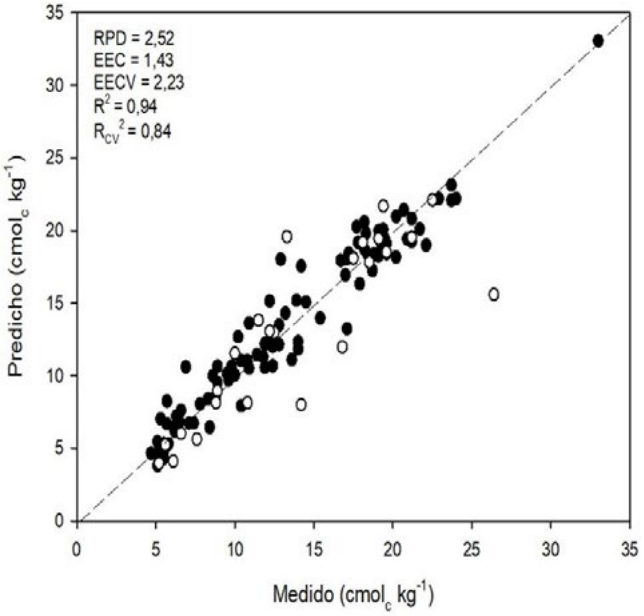


Figura 3. Relación entre valores medidos y predichos de los datos espectrales usando el modelo de calibración (círculos llenos) y de validación (círculos vacíos) para CIC con validación externa (sin discriminación de pH). La línea punteada representa la recta y=x.

CONCLUSIONES

La calibración obtenida resultó ser aceptable para la estimación cuantitativa de CIC (RPD= 2,52). La discriminación de las muestras por su valor de pH resultó innecesaria para obtener los mejores resultados. Se propone enriquecer el modelo aumentando el número de muestras, para que en el mediano plazo pueda utilizarse como una herramienta de aplicación práctica para la estimación de CIC, contribuyendo a la caracterización rápida y eficiente de la calidad química del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los proyectos que facilitaron las muestras de suelo utilizadas para la predicción del modelo, y a L. Carreño por su aporte en la elaboración de la Fig.1. Este trabajo fue financiado por INTA.

BIBLIOGRAFÍA

Askari, M.S., O'Rourke, S.M. y Holden, N.M. (2015). Evaluation of soil quality for agricultural production using visible–near-infrared spectroscopy. *Geoderma* 243–244:80–91.

Azcarate, M.P. y Kloster, N. (2010). Comparación e métodos de ensayo para determinación de CIC: acetato de amonio y cloruro de amocnio. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario, Argentina.

Bouyoucos, G.J. (1962). Hydrometer method for making particle size analysis soils. *Agronomy Journal* 54, 464-465.

Ge, Y., Morgan, C.L. y Wijewardane, N.K. (2020). Visible and near infrared reflectance spectroscopy analysis of soils. *Soil Science Society of America Journal* 84:1495-1502.

Milinovic, J., Vale, C. y Azenha, M. (2023). Recent advances in multivariate analysis coupled with chemical analysis for soil surveys: a review. *Journal of Soils and Sediments* 23:1085–1098.

Milos, B., Bensa, B. y Japundzic-Palenkic, B. (2022). Evaluation of Vis-NIR preprocessing combined with PLS regression for estimation soil organic carbon, cation exchange capacity and clay from eastern Croatia. *Geoderma Regional* 30, e00558.

Ortiz, D., de Dios Herrero, J. M., y Kloster, N. (2024). Uso de la espectroscopia visible e infrarrojo cercano para estimar propiedades de suelo en argentina. *Ciencia Del Suelo* 42(1), 1–13.

Rhoades, J.D. (1982). Cation Exchange Capacity. Chapter 8. Pp. 149-157 In: AL Page et al. (Eds.) Methods of Soil Analysis. Part 2 ed. ASA and SSSA, Madison, WI.

Seema, A.K., Ghosh A.K., Das B.S. y Reddy N. (2020). Application of Vis-NIR spectroscopy for estimation of soil organic carbon using different preprocessing techniques and multivariate methods in the middle Indo-Gangetic plains of India. *Geoderma Regional* 23:e00349.

Tavares, T.R., Molin, J.P., Javadi, S.H., Carvalho, H.W.P.D., Mouazen, A.M. (2021). Combined use of Vis-NIR and XRF sensors for tropical soil fertility analysis: assessing different data fusion approaches. *Sensors* 21, 148.

Viscarra Rossel, R.A., BehrensT., Ben-Dor, E., Brownd, D.J., Demattê, J.A.M … y Ji, W. (2016). A global spectral library to characterize the world's soil. *Earth-Science Reviews* 155:98-230.

DETERMINACIÓN DE TEXTURA POR EL MÉTODO DEL HIDRÓMETRO CON Y SIN SEPARACIÓN DE ARENAS

De Dios Herrero, J.[1, 2*], Kloster, N.[1, 2]

[1] Estación Experimental Agropecuaria Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; Ruta Nac. N° 5 km 580, Anguil, La Pampa; [2] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa; * dediosherrero.juan@inta.gob.ar

RESUMEN: El método del hidrómetro de Bouyoucos es uno de los más utilizados para el análisis del tamaño de partículas del suelo, debido a que requiere equipamiento sencillo y capacitación técnica básica. Hay diferentes versiones del método original, el cual realiza la estimación de fracciones texturales con lecturas registradas en dos intervalos de tiempo. Tal es el caso del método modificado propuesto en la norma IRAM-SAGyP 29581, que incorpora la separación de arenas empleando un tamiz de 53 µm. El objetivo de este trabajo fue comparar diferentes procedimientos, CON y SIN tamizado de arenas, en suelos francos a arenosos de la Región Semiárida Pampeana. El procedimiento CON separación de arenas incluyó 3 tratamientos diferentes: 1) uso de un tamiz de 53 µm, 2) uso de dos tamices de 53 y 100 µm, 3) uso de una batería de tamices de 53, 100, 250, 500 y 1000 µm. La fracción arcilla obtenida CON y SIN separación de arenas muestra una relación 1:1, dado que el empleo de tamices en una etapa posterior no afecta el resultado obtenido para dicha fracción. La fracción arena muestra una alta dispersión utilizando los resultados de todas las muestras (R^2=0,58), o con empleo de tamiz 53 µm (R^2=0,23), aunque la relación mejora al utilizar 2 tamices de 53 y 100 µm (R^2=0,94) o una batería de tamices (R^2=0,90). La fracción limo obtenida a partir del procedimiento CON y SIN separación de arenas, muestra un comportamiento similar al de arenas, dado que el limo se obtiene por diferencia entre arena y arcilla (en el procedimiento CON separación de arenas). Se concluye que en suelos francos a arenosos de la Región Semiárida Pampeana es recomendable utilizar la técnica Bouyoucos original, SIN separación de arenas, para facilitar la comparación con las fracciones texturales en bases de datos históricas.

PALABRAS CLAVE: fracciones texturales, tamiz 53 µm, batería de tamices.

INTRODUCCIÓN

Conocer la distribución del tamaño de partículas del suelo, esto es, su proporción de arcilla, limo y arena es útil para caracterizar su aptitud agrícola, dado que impacta en las propiedades físicas, químicas, biológicas e hidrológicas del suelo. Uno de los métodos más utilizados para el análisis es el método del hidrómetro de Bouyoucos, basado en la sedimentación gravitacional de partículas de diferente tamaño en un fluido, cuya velocidad se calcula a partir de la ley de Stokes (Gee y Or 2002). El hidrómetro responde a la densidad de la suspensión a una profundidad específica, con lecturas registradas típicamente a dos intervalos de tiempo: la lectura a 40 s refleja la masa equivalente de arcilla y limo, mientras que la lectura a 2 h refleja la masa de partículas de tamaño arcilla (Bouyoucos 1962). La versatilidad del método radica en que requiere equipamiento sencillo y una experiencia técnica básica para su ejecución.

Muchas versiones del método original se encuentran en la literatura, que incluyen diferencias en el agente dispersante utilizado, tiempos de sedimentación previos a las lecturas para cada fracción de tamaño de partícula y uso de tamices para separación de arenas (Ashworth et al. 2001), por ejemplo, Gee y Or (2002) proponen utilizar una bateria de tamiz de tamaños de abertura: 53, 106, 250, 500 y 1000 µm. En este sentido, la norma IRAM-SAGyP 29581 plantea

la cuantificación de arenas por gravimetría, previa separación por tamizado a 53 µm y secado en estufa a 105ºC. Aunque la misma especifica que en el caso de los suelos franco-arenosos o de textura más gruesa se puede realizar la técnica de Bouyoucos original (1962). Las diferencias en el procedimiento de análisis podrían conducir a resultados más o menos diferentes, lo cual tiene implicancias para la correspondencia con bases de datos históricas de suelos (Romano et al. 2008; Quiroga et al. 2006; Messing et al. 2024). Esto implica que antes de adoptar un procedimiento diferente, el laboratorio debe compararlo frente al método de rutina.

El objetivo de este trabajo fue comparar el método del hidrómetro original, SIN separación de arenas, con el método de Bouyoucos modificado, CON separación de arenas, propuesto en la norma IRAM-SAGyP 29581, y con el empleo de dos o más tamices, en suelos francos a arenosos de la región semiárida pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron 75 muestras de suelos, de textura franco a arenosos, de la región semiárida pampeana argentina, procedentes de servicios de análisis realizados en el Laboratorio de Suelo y Agua de INTA Anguil. Las muestras fueron acondicionadas por secado al aire y tamizado a 2 mm. Las propiedades físicas y químicas de las muestras se observan en Tabla 1. Se utilizó el método de Bouyoucos para el análisis de la textura con dos procedimientos diferentes: CON separación de arenas, similar a norma IRAM-SAGyP 29581 (Instituto Argentino de Normalización y Certificación, IRAM), y SIN separación de arenas (Bouyoucos 1962). Este último es el método de rutina utilizado en el Laboratorio de Suelo y Agua de INTA Anguil desde hace más de tres décadas. La dispersión química se realizó con 5 mL de solución hexametafosfato de sodio 102 g L^{-1}. El procedimiento CON separación de arenas incluyó 3 tratamientos diferentes: 1) uso de un tamiz de 53 µm (n=30), 2) uso de dos tamices de 53 y 100 µm (n=21), 3) uso de una batería de tamices de 53, 100, 250, 500 y 1000 µm (n=24).

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas de las muestras en estudio.

Parámetro	Media	DE	Min	Max
MO (%)	1,8	0,7	0,4	3,9
pH	6,8	0,5	5,3	8,9
Arcilla+limo (%)	33	17	2	68

Media: valor promedio de cada parámetro; DE: desvío estándar; Min: valor mínimo; Max: valor máximo.

Los resultados obtenidos a partir del procedimiento CON y SIN separación de arenas se analizaron utilizando test t de comparación de medias y análisis de regresión lineal simple (α=0,05), mediante Microsoft Excel/2019 e InfoStat/Profesional version 1.1 (Di Rienzo et al., 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La fracción arcilla obtenida CON y SIN separación de arenas muestra una relación 1:1 lo cual se corresponde con que en todos los procedimientos esta fracción se determina a partir de la lectura del hidrómetro a las 2 h. Por lo que el empleo de tamices en una etapa posterior no afecta el resultado obtenido para dicha fracción.

Los valores promedio de la fracción arena obtenidos CON y SIN separación de ésta de todas las muestras (63,5 y 66,9 % respectivamente) no presentaron diferencias significativas, ($p>0,05$). Al analizar la relación entre las dos metodologías, se observó una alta dispersión ($R^2=0,58$), la cual aumenta al comparar los resultados de las muestras para las cuales la separación se realizó con empleo de tamiz 53 µm ($R^2=0,24$), esta falta de correlación podría ser explicada en parte, por la saturación de la malla dificultando el paso de las partículas de menor tamaño. Sin embargo, la dispersión disminuye al utilizar 2 tamices de 53 y 100 µm ($R^2=0,90$) o una batería de tamices ($R^2=0,94$). Gee y Or (2002) encontraron que el contenido de arenas calculado a partir de la lectura del hidrómetro a los 40 s difiere frecuentemente de

la masa retenida en el tamiz de 53 µm, más de 5 % en peso. Estos resultados se diferencian de los obtenidos por Ashworth et al. (2001) quienes encontraron una relación cercana 1:1 (R^2= 0,99) entre la masa de arena que queda retenida en el tamiz 53 µm y el cálculo de arenas a partir de la lectura del hidrómetro a los 40 s.

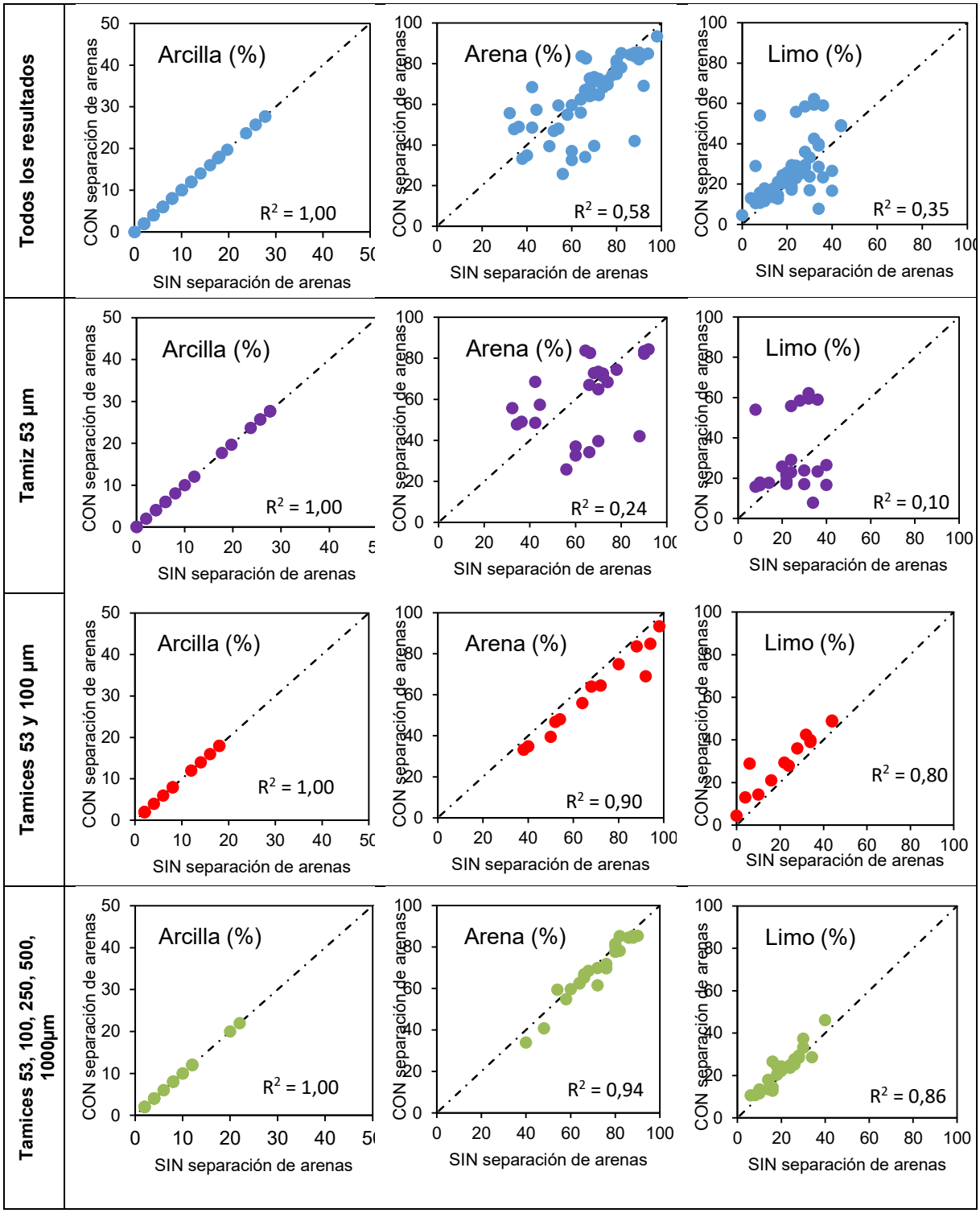


Figura 1. Comparación de arcilla, arena y limo obtenidas CON y SIN separación de arenas, empleando tamices de diferente abertura: todas las combinaciones (●); 53 µm (●); 53 y 100 µm (●); 53, 100, 250, 500 y 1000µm (●).

La fracción limo obtenida a partir del procedimiento CON y SIN separación de arenas tampoco presentó diferencias en los valores promedio, 26,6 y 23,1 % respectivamente ($p>0,05$). La relación entre los dos procedimientos muestra un comportamiento similar al de la fracción arena, dado que el limo se obtiene por diferencia entre la arena y la arcilla (en el procedimiento CON separación de arenas). Esto implica que la fracción limo muestra una alta dispersión cuando se comparan los resultados de todas las muestras ($R^2=0,35$) y cuando se analizan las muestras para las cuales la separación de arenas se realizó con empleo de tamiz 53 µm ($R^2=0,10$). Mientras que la dispersión en los resultados de la fracción limo obtenida a partir de ambos procedimientos disminuye cuando se utilizan 2 tamices de 53 y 100 µm ($R^2=0,80$) o una batería de tamices ($R^2=0,86$).

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares indican que el método de Bouyoucos para el análisis de la textura CON y SIN separación de arenas arroja resultados comparables cuando se utilizan dos tamices de 53 y 100 µm, o una batería de tamices. Aunque los resultados difieren cuando se emplea un único tamiz de 53 µm para realizar la separación de arenas, de acuerdo con norma IRAM 29581. Se concluye que en suelos francos a arenosos de la Región Semiárida Pampeana es recomendable utilizar la técnica Bouyoucos original, SIN separación de arenas, para facilitar la comparación con las fracciones texturales en bases de datos históricas. Dicho procedimiento también reduce el tiempo necesario para la determinación (habitualmente 24h), frente al método CON separación de arenas (>48h). Más estudios son necesarios para evaluar el alcance de estos resultados a muestras de suelo de diferentes granulometrías.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a R. Gómez por su colaboración en el análisis de las muestras. Este trabajo fue financiado por INTA.

BIBLIOGRAFÍA

Ashworth, J., Keyes, D., Kirk, R. y Lessard, R. (2001). Standard procedure in the hydrometer method for particle size analysis. *Communications in soil science and plant analysis,* 32(5), 633-642 http://dx.doi.org/10.1081/CSS-100103897

Bouyoucos, G.J. (1962). Hydrometer method for making particle size analysis soils. *Agronomy Journal,* 54, 464-465.

Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada y CW Robledo. Infostat versión 2015.

Gee, G.W. y Or, D. (2002). Particle-Size Analysis. En J. H. Dane y G. C. Topp (Eds.), Methods of Soil Analysis: Part 4, Physical Methods (pp. 255-293). Madison, WI: Soil Science Society of America.

Messing, I. Soriano, M.M., Svensson, D.N. y Barron, J. (2024). Variability and compatibility in determining soil particle size distribution by sieving, sedimentation and laser diffraction methods. Soil y Tillage Research, 238,59-87 https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105987

Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E. y Peinemann, N. (2006). Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil y Tillage research*, 90, 63-68 http://doi:10.1016/j.still.2005.08.019

Romano, N., Roberto, Z. y Kloster, N. (2008). Contenidos de limo + arcilla y su relación con la materia orgánica en los suelos del este de la provincia de La Pampa. En Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.

CARACTERIZACIÓN DE TORMENTAS DE POLVO Y SAL EN LAGUNA MAR CHIQUITA, PROVINCIA DE CÓRDOBA

Días, C. C.[1*], Molina Ordoñez, L. I.[1], Vettorello, C. I.[1], Aoki, A.[1]

[1] Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Facultad de Ciencias Agropecuarias (FCA), Cátedra de Manejo de Suelos, Ing. Agr. Félix Marrone 746, Ciudad Universitaria, Córdoba Capital, Argentina.
[*] caroladiaz@agro.unc.edu.ar

RESUMEN: La laguna Mar Chiquita o Mar de Ansenuza, ubicada al noreste de la provincia de Córdoba (Argentina), es uno de los mayores lagos salinos del mundo y presenta una marcada variabilidad hidrológica. El descenso sostenido de su nivel hídrico desde comienzos del siglo XXI favoreció la formación de extensas playas salinas que actúan como fuente de tormentas de polvo y sal, capaces de transportar partículas finas a grandes distancias. El objetivo de este trabajo fue caracterizar la composición química del material involucrado en tormentas de sal originadas en la laguna Mar Chiquita y evaluar su potencial efecto sobre la salinización de los suelos. La región posee un clima semiárido con una precipitación media anual de 750 mm. Se realizó el monitoreo de eventos mediante imágenes satelitales Landsat 8. Se tomaron muestras de suelo superficial (0-5 cm) después de una tormenta de sal detectada mediante el monitoreo (20/07/2020) y se comparó con muestras analizadas previamente para determinar la variación en la concentración de cloruro de sodio (NaCl) y en la conductividad eléctrica del suelo (CE). Además, se tomaron muestras de material en la playa salina y en zonas de deposición para el estudio, mediante espectroscopía fotoelectrónica de rayos X, de la composición química del material involucrado en la tormenta. Los resultados indicaron que la tormenta, clasificada como de intensidad media y con un alcance aproximado de 51 km, no produjo cambios significativos en la concentración de NaCl ni en la CE. El análisis químico reveló que el material transportado presenta un elevado contenido de sílice y un bajo porcentaje de NaCl, lo que sugiere una contribución significativa de partículas edáficas provenientes de áreas agrícolas además del material salino. En conclusión, la tormenta de sal analizada no representó un riesgo de salinización de los suelos de la región.

PALABRAS CLAVE: Semiárido, Tormentas de sal, Salinización del suelo.

220

INTRODUCCIÓN

La laguna Mar Chiquita o Mar de Ansenuza, ubicada al NE de la provincia de Córdoba, forma parte de la cuenca endorreica más extensa de Argentina y es uno de los lagos salinos más grandes del mundo. Es considerada, junto con los bañados del Rio Dulce, un humedal muy importante por su riqueza de biodiversidad (Rodríguez et al., 2013). Presenta una dinámica hídrica particular con grandes cambios en su superficie y concentración salina, es un lago de tipo permanente y su área ha fluctuado históricamente de 2000 a 6000 km^2 (Bucher & Stein, 2016).
Esa dinámica de la variación de la superficie se explica en parte por el cambio en la forma de producción de alimentos hacia sistemas más intensivos. Esto generó una extracción excesiva de agua para riego de los ríos que abastecen a la laguna Mar Chiquita, sin tener en cuenta los riesgos ambientales que se producen. Este proceso se vio agravado por la disminución de las precipitaciones y el aumento de la evaporación, lo que provocó la merma del volumen de agua de la laguna (Cuneo et al., 2018). A partir del año 2003, el nivel de la laguna comenzó a descender y dio lugar a la aparición de grandes playas salinas en la costa norte (Botella Cereceda, 2010). Desde el año 2004, se produce un fenómeno natural único en América del sur denominadas,

"tormentas de polvo y sal" que se originan en estas playas salinas. Cuando el viento es moderado o fuerte, levanta grandes masas de polvo y, en algunos casos sal, de estos lechos secos y desnudos y los incorpora a la atmósfera. Las partículas finas, como las de sal pueden viajar miles de kilómetros, durante varios días hasta ser depositadas sobre el suelo (Terradelas et al., 2012). Así, el transporte de sedimentos y sales por parte de las tormentas pueden llegar a más de 150 km de distancia de la laguna (Botella Cereceda, 2010). Por ejemplo, se han registrado nubes de sal provenientes de Mar Chiquita, que llegaron hasta Pergamino, en la provincia de Buenos Aires, a 400 km de la laguna, y hasta el sur de la provincia de Salta a 800 km de distancia (Bolzi et al., 2014).

El objetivo de este trabajo fue caracterizar la composición química de las tormentas de sal originadas en la Laguna Mar Chiquita o Mar de Ansenuza y su potencial de salinización de los suelos de la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio de estudio

La región de estudio se ubica en el ambiente geomorfológico Pampa loéssica plana, el relieve es muy suave con pendientes que no superan el 0,2 %, los materiales parentales de los suelos están constituidos por depósitos eólicos de textura franco limosa (Jarsún et al., 2006). La capa freática fluctúa entre dos y seis metros de profundidad, llegando a afectar porciones importantes de los suelos vinculados a los sectores más deprimidos.

Esta región posee un clima semiárido con una precipitación media anual 750 mm y un déficit hídrico concentrado en los meses de invierno. Los vientos en la zona son significativos, suelen alcanzar gran intensidad acelerando la evaporación del agua de la laguna y de los suelos (Zamora et al., 2012).

Detección y monitoreo de tormentas de sal

Para identificar las tormentas de sal se realizó un proceso de monitoreo mediante imágenes satelitales durante los meses de invierno, en los cuales se han registrado en años anteriores tormentas de sal (Díaz et al., 2016). Se utilizaron imágenes satelitales Landsat 8 procesadas mediante la plataforma QGis 2.10 a través del análisis en dos combinaciones de bandas espectrales; color natural (bandas B4, B3 y B2) y en índice SAVI (1,5*(B5-B4)/(B5+B4+0,5)). Se utilizaron estas combinaciones ya que permiten observar y caracterizar las playas salinas con mayor contraste.

Obtención de muestras de material involucrado en las tormentas

Para el análisis cuantitativo del polvo depositado se georreferenciaron cuatro puntos en la zona de influencia de la tormenta de sal, y se realizaron tres repeticiones al azar en cada punto. Cada repetición estaba compuesta de 10 submuestras extraídas con barreno de presión de 0 a 5 cm de profundidad, sin eliminar los restos vegetales de la superficie. Las muestras superficiales se tomaron después de la tormenta de sal detectada mediante el monitoreo y se comparó con muestras analizadas previamente.

Para el estudio de composición química del material involucrado en las tormentas se tomaron tres muestras individuales en un punto georreferenciado dentro de una playa salina. Se recolectó el material superficial, suelto, de aspecto blanquecino, en un espesor de 3 mm. Por otra parte, en el sitio de muestreo identificado como lugar de destino, se colocaron tres chapas metálicas limpias y lisas de las cuales se tomaron tres muestras individuales de aproximadamente 2 gramos cada una, de material puro transportado por la tormenta en estudio.

Análisis cuantitativo de polvo depositado por una tormenta de sal

Todas las muestras de suelo extraídas, tanto antes como después de la tormenta de sal, fueron procesadas para realizar distintas determinaciones en laboratorio. Primero se realizó la homogenización y cuarteo de cada muestra compuesta hasta obtener submuestras de 100 gramos para garantizar uniformidad y representatividad de la muestra. Luego fueron secadas al aire y pasadas por un tamiz estandarizado de malla de 2 mm. Se utilizó un equipo multiparamétrico

marca HANNA, modelo HL 2550 para medir concentración de Cloruro de Sodio (NaCl) en una solución de relación 1:2,5 de suelo en agua destilada y Conductividad Eléctrica (CE) en pasta saturada con agua destilada (Quiroga y Corvalán, 1988).

Estudio de composición química del material involucrado en las tormentas de sal

El análisis de composición química se realizó mediante un microscopio de barrido del instituto LAMARX (Facultad de Matemática, Astronomía y Física, Universidad Nacional de Córdoba). Se realizó un estudio de Espectroscopía Fotoelectrónica de Rayos X (XPS) el cual proporciona información cualitativa y cuantitativa de todos los elementos químicos presentes en la muestra con excepción de Hidrógeno y Helio. Se utilizó un equipo de marca Thermo Fisher Scientific modelo K- alpha+, que además permite obtener información detallada de la química, organización y morfología de la superficie y estados de oxidación de los elementos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Detección de tormenta

El día 20/07/2020 se registró una tormenta de sal en la zona de estudio, con una imagen capturada por el satélite Landsat 8, donde se identificó la nube salina de aspecto plumoso con orientación norte-sur (Figura 1 a).

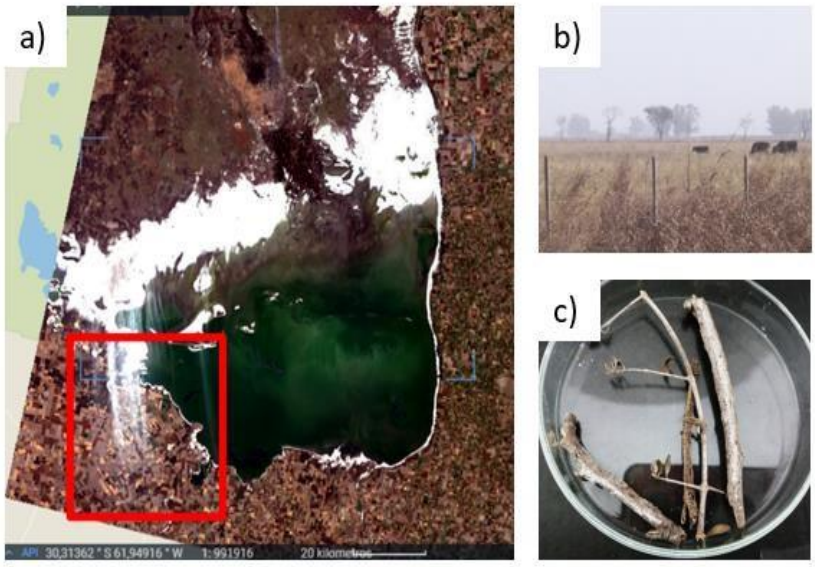


Figura 1. Tormenta de sal ocurrida el 20/07/2020: a) Imagen satelital Landsat 8 en combinación de bandas color natural (20/07/2025), b) Paisaje con polvo en suspensión semejante a una neblina, c) Ramas con presencia de polvo y sal blanquecino depositado por la tormenta

La tormenta ocurrida fue catalogada de intensidad “media” según la metodología propuesta por Bucher y Stein (2016), con un alcance de la pluma salina de 51 km hacia el sur, con transporte de sedimentos salinos provenientes de la playa salina noroeste. El día de muestreo se pudo observar a simple vista la presencia de polvo en el aire, con aspecto semejante a una neblina y presencia de polvo y sal depositado sobre ramas de árboles y sobre el rastrojo (Figura 1 b y c).

Determinación de concentración de NaCl y CE

Las concentraciones de NaCl y la CE medida en los primeros 5 cm de suelo no se vio modificada luego de la tormenta de sal analizada (Tabla 1). Bucher & Stein (2016) tampoco encontraron evidencias de que se afecte la concentración salina del suelo por efecto de las sales provenientes de las tormentas. Por otro lado, en un estudio realizado por Borda et al. (2022) encontraron que se depositó en el suelo una media de 15-150 mg m^{-2} de NaCl soluble por tormentas de sal, lo cual no significan un problema de sodificación de suelos, ya que este aporte es de 8 a 7000 veces

menor que el umbral de concentración más bajo propuesto para desencadenar la sodificación.

Tabla 1. Concentración de NaCl y CE del suelo en los primeros 5 cm antes y después de una tormenta de sal en Laguna Mar Chiquita.

Muestra	NaCl (mg l^{-1})		CE (dS m^{-1})	
	Antes	Después	Antes	Después
1	5,28 a	5,21 a	1,1 a	1,1 a
2	4,97 a	5,05 a	1,2 a	1,3 a
3	4,22 a	4,42 a	1,0 a	1,1 a
4	4,49 a	4,86 a	1,1 a	1,0 a

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p >0,05) test de Tukey. CE: Conductividad eléctrica medida en el extracto de saturación del suelo.

Estudio de Espectroscopía Fotoelectrónica de Rayos X (XPS)

A partir del material recolectado después de la tormenta de sal se obtuvieron imágenes de alta resolución con una escala de 200 µm y 40 µm, mediante el uso del microscopio electrónico (Figura 2). La principal diferencia observada en las imágenes del microscopio es el tamaño y forma de las partículas del polvo analizado.

Como se aprecia en la Figura 2 a, en la muestra proveniente de las playas salinas se observan partículas de mayor tamaño, y con aspecto poroso, esto es característico de playas donde la napa está cercana a la superficie y produce repetidas fluctuaciones hidratando y deshidratando los minerales salinos, favoreciendo la formación de costras sueltas e "hinchadas" de aspecto esponjoso, altamente vulnerables a la erosión eólica (Buck et al., 2011). Esta característica permite inferir que existen variaciones constantes de humedad en la superficie de las playas salinas con aporte continuo de minerales salinos, lo cual aumenta el potencial de emisiones de sal en tormentas de viento.

Por otro lado, la muestra de material transportado y depositado (Figura 2 b) muestra partículas de menor tamaño, menores a 40 µm. Este tamaño de partícula es el que es transportado por el mecanismo de suspensión de la erosión eólica, el cual moviliza las partículas a grandes distancias desde su fuente de origen (Zender et al., 2003).

Con el estudio de XPS, se obtuvieron tres espectros de elementos para cada muestra. Se pudo observar que los primeros cuatro elementos que conforman cada muestra: Oxígeno (O), Silicio (Si), Sodio (Na) y Cloro (Cl) son coincidentes; estos cuatro elementos constituyen entre el 65 % y el 84% de los elementos para las muestras estudiadas. En la Figura 3 se muestran los primeros cinco compuestos identificados más representativos, los cuales presentan el mismo orden del peso total de las muestras. El mayor porcentaje de Si en la muestra de polvo transportado y el menor contenido de NaCl, indica que el material trasportado no es un material puro proveniente de la playa salina si no que se suma material edáfico proveniente de otros campos. Estudios demuestran que las tierras utilizadas para agricultura y ganadería aportan importantes cantidades de polvo en suspensión a la atmósfera (Ginoux et al., 2001).

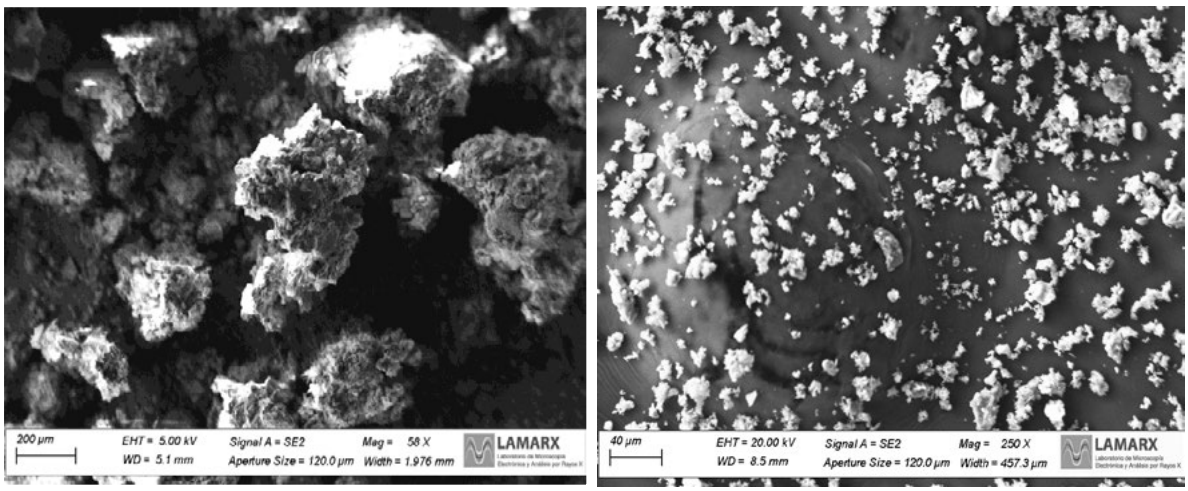


Figura 2. a) Sal recolectada de la playa salina, partículas de aspecto poroso, b) Muestra 2: polvo recolectado a campo luego de una tormenta de sal.

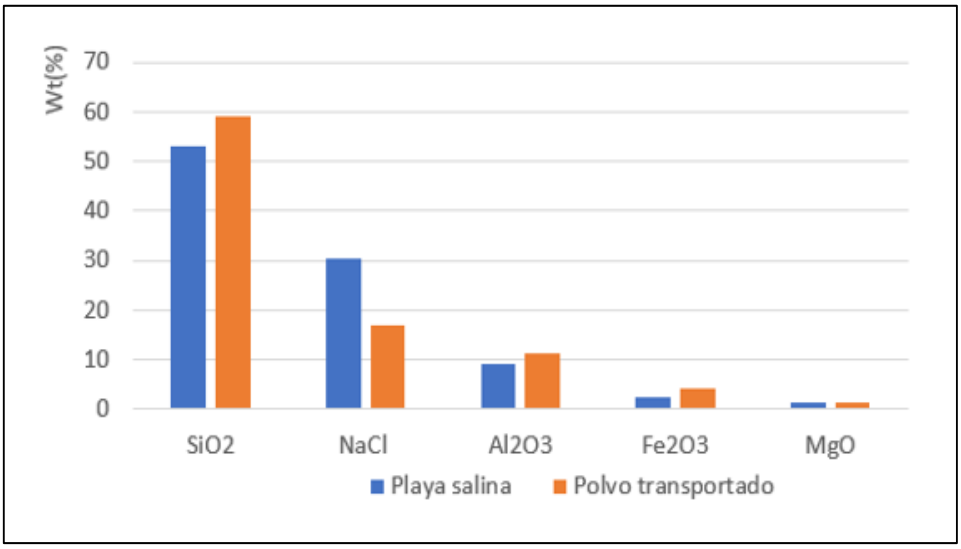


Figura 3. Composición química de muestras de polvo extraídas de la playa salina de laguna Mar Chiquita y de polvo transportado. Expresado en porcentaje del peso total de la muestra (Wt). SiO2: Óxido de silicio, NaCl: Cloruro de sodio, Al2O3: Óxido de aluminio, Fe2O3: Óxido de hierro y MgO: Óxido de magnesio.

CONCLUSIÓN

La tormenta estudiada no mostró riesgo de salinización para los suelos. La composición química del material transportado por los vientos presenta un alto porcentaje de sílice, componente principal del loess en Argentina y un nivel muy bajo de Cloruro de sodio, el cual no afecta a la concentración salina del suelo.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Córdoba (SeCyT-UNC).

BIBLIOGRAFÍA

Bolzi, S. C., Rodríguez, D. M., Velasco, I. y Marino, M. (2014). Detección y documentación de nubes de sal con imágenes satelitales en las proximidades de la laguna Mar Chiquita.

Sociedad Latinoamericana en percepción remota y sistemas de información espacial. Colombia.
Borda, L. G., Cosentino, N. J., Iturri, L., García, M. G. and Gaiero, D. M. (2022). Is Dust Derived From Shrinking Saline Lakes a Risk to Soil Sodification in Southern South America? JGR Earth Surface. Volumen 127 (4) https://doi.org/10.1029/2021JF006585.
Botella Cereceda, A. (2010). Propuesta de volúmenes ambientales para el sistema Laguna de Mar Chiquita. Trabajo Final de la Carrera de Ingeniería Técnica, Forestal de la Escuela Politécnica Superior de Gandía. Universidad Politécnica de Valencia. España.
Bucher, E. H. and Stein, A. F. (2016). Large Salt Dust Storms Follow a 30-Year Rainfall Cycle in the Mar Chiquita Lake (Córdoba, Argentina). PLoS ONE 11(6): e0156672. doi:10.1371/journal.pone.0156672
Buck, B. J., King, J., and Etyemezian, V. (2011). Effects of Salt Mineralogy on Dust Emissions, Salton Sea, California. Soil Sci. Soc. Am. J. 2011; 75(5):1971.
Cuneo, L. M., Ulke, A. G. y Cerne, S. B. (2018). Presencia de partículas de sal en Buenos Aires provenientes de la Laguna Mar Chiquita. Congreso Argentino de Meteorología.
Díaz, C. C., Vettorello, C. I. y Apezteguía, H. P. (2016). Dinámica Hídrica Laguna Mar Chiquita-Variación del área de playas de sal. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Argentina.
Ginoux, P., Chin, I., Tegen, J., Prospero, B., Holben, O., Dubovik, O. and Lin, S. J. (2001). Global simulation of dust in the troposphere: model description and assessment. J. Geophys. Res.D. 106:20255-20274.
Jarsún, B., Gorgas, J., Zamora, E., Bosnero, H., Lovera, E., Ravelo, A., y Tassile, J. (2006). Los suelos de Córdoba. Agencia Córdoba Ambiente e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Córdoba, Argentina. pp. 1-7. ISBN 84-695-6430-7.
Quiroga, I. R. y Corvalán, E. R. (1988). Análisis químico de suelos y de aguas. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Laboratorio central de análisis de la Estación Experimental Salta, Argentina.
Rodríguez, D., Bolzi S. C., Velasco, I. y Marino M. (2013). Análisis espectral de nubes de sal originadas en las cercanías de la laguna Mar Chiquita utilizando sensores remotos. Serie de materiales de investigación. Universidad Blas Pascal. Año 6 Número 14.
Terradelas, E., Baldasano, J. M., Cuevas, E. y Benincasa, F. (2012). Sistema de evaluación y aviso de tormentas de polvo y arena. (WMO SDS-WAS). XXXII Jornadas Científicas de la Asociación Meteorológica Española. Meteorología y Calidad del Aire. Alcobendas, Madrid.
Zamora, E. M., Carnero, M. y Bustos, V. (2012). Estudio de suelos del área noreste de la provincia de Córdoba. Ministerio de agua, ambiente y energía. Córdoba, Argentina.
Zender, C. S., Bian H. S. and Newman D. (2003). Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: description and 1990s dust climatology. J. Geophys. Res. 108: 4416.

MONITOREO DE SUELO EN UN ENSAYO DE LARGA DURACIÓN CON APLICACIONES SUCESIVAS DE ESTIÉRCOL COMPOSTADO

Diez, M.[1*], Barraco, M.[1]

[1]Estación Experimental Agropecuaria INTA General Villegas, General Villegas, Buenos Aires, Argentina, * diez.marianela@inta.gob.ar

RESUMEN: Este experimento tuvo como objetivo: monitorear algunas propiedades químicas del suelo en un ensayo de larga duración [ELD] (más de nueve años) de cinco aplicaciones bienales de dosis de estiércol compostado. El ELD se inició en 2017 en un establecimiento dedicado al engorde intensivo de bovinos en el Partido Rivadavia, Pcia de Buenos Aires. Se aplicaron dos dosis de estiércol compostado (EC): 10 (EC10) y 20 (EC20) t ha^{-1} y un testigo (sin estiércol) [T]. La aplicación se realizó con un esparcidor de sólidos comercial en las campañas 2017-18; 2019-20; 2021-22; 2023-24. Las secuencias agrícolas incluyeron maíz y soja para cosecha. Previo a la aplicación de los tratamientos se caracterizó el sitio del ensayo evaluando parámetros químicos de suelo en 0-20 cm de profundidad de suelo y la composición química y nutricional del EC aplicado en cada campaña. Al finalizar cada campaña se realiza un monitoreo estratificado de propiedades químicas de suelo en 0-10 y 10-20 cm. Este experimento lleva nueve años de efecto acumulado y cinco aplicaciones de EC. En la campaña 2024-25 se realizó un muestreo hasta los 100 cm de profundidad de suelo en todos los tratamientos para monitorear algunas propiedades químicas como pH, conductividad eléctrica (CE), fósforo extractable (Pe) y materia orgánica (MO) en capas cada 20 cm. La dosis EC20 incrementó significativamente los niveles de Pe en los primeros 20 cm, diferenciándose de EC10 y T, asimismo ese aumento se detectó hasta los 80 cm de profundidad. El pH incrementó hasta los 40 cm a favor de EC20, manteniéndose en un rango de pH neutro, mientras que la CE incrementó hasta los 60 cm La MO no cambió en ninguna de las propiedades evaluadas. Se continuará con el monitoreo de estas variables químicas en el tiempo y se sumarán otras fracciones de MO como MO joven.

PALABRAS CLAVE: estiércol compostado, efecto acumulado, fósforo extractable.

226

INTRODUCCIÓN

El estiércol obtenido de la limpieza y barrido de corrales de los feedlots ha sido reconocido como una fuente de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio) y actualmente constituye un recurso agronómico de alto valor como enmienda y/o fertilizante en suelos destinados a la producción de cultivos para grano o silaje (Hang et al, 2015). La aplicación de estiércol al suelo permite mantener la sustentabilidad de los sistemas agropecuarios, así como disminuir el impacto negativo de los residuos sobre el ambiente, y mejorar la calidad y productividad de los suelos (Minoldo et al, 2014). A través del tratamiento de compostaje se garantiza la estabilización del material y la transformación de un residuo crudo (estiércol) en una enmienda orgánica (estiércol compostado) con múltiples beneficios para el suelo y los cultivos, entre otras cosas. En los últimos años ha habido un amplio interés en el uso de enmiendas orgánicas en suelos agrícolas como sustituto parcial o total de fertilizantes inorgánicos, con el fin de reducir costos (disminuyendo)el uso de fertilizantes minerales), reciclar desechos evitando fuentes de contaminación y aumentar la materia orgánica (MO) en los suelos (Wei et al., 2016). En el noroeste bonaerense, existen estudios preliminares que muestran el beneficio del uso de enmiendas orgánicas sobre el suelo y el rendimiento de cultivos en el corto plazo (Diez et al, 2017; 2018; Diez y Barraco, 2020; 2021; 2024; 2025). El objetivo del trabajo fue monitorear algunas propiedades químicas del suelo en un ensayo de larga

duración [ELD] (más de nueve años) de cuatro aplicaciones bienales de dosis de estiércol compostado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se llevó a cabo en el Establecimiento “Agropecuaria La Criolla S.A.” (Fortín Olavarría, Buenos Aires) sobre un suelo Hapludol entico. El establecimiento se dedica a la actividad intensiva de engorde a corral y transforma el estiércol extraído de los corrales en estiércol compostado (EC), a través de un proceso de compostaje para luego ser utilizado bajo un plan de aprovechamiento agronómico como enmienda orgánica en lotes agrícolas-ganaderos. El experimento se inició en el 2017, en parcelas de 11 m de ancho por 40 m de largo, con un diseño en bloques completamente aleatorizado con tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en la aplicación de 10 [EC10] y 20 [EC20] t/ha de estiércol compostado de manera anticipada (30 días previo a la siembra del cultivo de maíz) y un tratamiento testigo [T] sin aplicación de estiércol. Las aplicaciones se realizaron con un esparcidor de sólidos comercial en las campañas 2017-18; 2019-20; 2021-22; 2023-24. Las secuencias agrícolas incluyeron maíz y soja para cosecha. A la siembra del cultivo de maíz para garantizar una emergencia uniforme se agregó 11kg P como fertilizante inorgánico (fosfato monoamónico) en todos los tratamientos. Previo a la instalación del ensayo se caracterizó el sitio experimental (0-20 cm) y cada año de aplicación se analizó la composición química y nutricional del EC aplicado En agosto de 2024 se realizó un muestreo hasta los 100 cm de profundidad de suelo en capas cada 20 cm en todos los tratamientos, para monitorear algunas propiedades químicas como pH, conductividad eléctrica (CE), fósforo extractable (Pe) y materia orgánica (MO) Los resultados se analizaron mediante ANOVA y las diferencias de medias se compararon con Test LSD Fisher ($P \leq 0,05$) con el software Infostat (Di Rienzo et al, 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo es de textura superficial franco arenosa (617, 263 y 120 g kg^{-1} de arena, limo y arcilla, respectivamente) y no presentaba al inicio del estudio limitantes físicas y químicas para la producción de los cultivos, con niveles adecuados de MO (22,2 g kg^{-1}), niveles medios de Pe (8,8 mg kg^{-1}), y bajos niveles de CE (0,2 dS m^{-1}) en los primeros 0-20 cm de profundidad de suelo. La calidad del EC aplicado se detalla en la tabla 1. El aporte promedio de nitrógeno y fósforo de las dosis aplicadas de 10 y 20 t ha^{-1} fue de 14 y 27 kg ha^{-1} y 29 y 57 kg ha^{-1}, respectivamente.

Tabla 1. Composición química y nutricional del estiércol compostado (EC) aplicado en cada campaña y promedio de los parámetros analizados. CE= conductividad eléctrica; MS= materia seca; COT= carbono orgánico total; N total= nitrógeno total; r C/N= relación carbono-nitrógeno; P total= fósforo total.

Parámetros	2017-18	2019-20	2021-22	2023-24	Promedio
pH	7,70	7,60	8,33	9,40	8,26
CE dS m^{-1}	25,50	29,50	14,83	4,50	18,58
MS %	64,40	66,60	67,50	72,00	67,63
COT %	9,91	6,26	5,35	15,39	9,23
N total %	0,87	0,72	0,37	0,67	0,66
r C/N	11,40	8,70	14,46	22,97	14,38
P total %	0,49	0,49	0,79	0,31	0,52

Luego de cuatro aplicaciones de EC, las variables de suelo monitoreadas hasta los 100 cm del perfil se diferenciaron entre dosis (Tabla 2).

Tabla 2**.** Valores promedios de fósforo extractable (Pe), materia orgánica (MO), pH y conductividad eléctrica (CE), en distintas profundidades (cada 20 cm) del suelo de los tratamientos EC10 y EC20 t ha^{-1} de estiércol y T (sin estiércol). Los valores P indican el nivel de significancia estadística (P < 0,05; P< 0,01) entre tratamientos para cada profundidad.

Propiedades	**Unidad**	**Dosis (t ha^{-1})**	**0-20cm**	**20-40cm**	**40-60cm**	**60-80cm**	**80-100cm**
Pe	mg kg^{-1}	0	6,7	5,3	4,3	3,9	3,8
		10	31,1	14,4	7,2	5,3	5,7
		20	67,5	31,3	14,2	10,2	6,0
		p valor	0,001	0,001	0,001	0,001	0,430
MO	g kg^{-1}						
		0	2,1	1,5	0,8	0,6	0,4
		10	2,2	1,5	0,9	0,6	0,5
		20	2,5	1,7	0,9	0,6	0,5
		p valor	0,056	0,210	0,910	0,860	0,290
pH							
		0	5,5	5,9	6,2	6,4	6,8
		10	5,7	6,0	6,2	6,5	7,0
		20	6,1	6,2	6,4	6,7	7,5
		p valor	0,001	0,001	0,141	0,420	0,380
CE	dS m^{-1}						
		0	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2
		10	0,5	0,3	0,2	0,2	0,3
		20	0,7	0,4	0,3	0,3	0,4
		p valor	0,010	0,001	0,001	0,150	0,400

La aplicación de estiércol incrementó significativamente los niveles de Pe en las capas superficiales del suelo, sobre todo en primeros 20 cm donde los valores fueron notablemente superiores al testigo, observándose un efecto dosis-dependiente. Este comportamiento se mantuvo hasta los 60–80 cm, aunque con menor magnitud, mientras que en la capa 80–100 cm no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 2), lo que indica una limitada movilidad vertical del fósforo. Los contenidos de MO mostraron se incrementaron significativamente (p=0.05) en los primeros 20 cm una tendencia al aumento con la dosis de estiércol, especialmente en la capa 0–20 cm. En las demás capas evaluadas las diferencias no resultaron significativas (P > 0,05), lo que sugiere que el período de evaluación podría no haber sido suficiente para detectar cambios marcados en este parámetro o solo el C se incrementa solo en la capa superior del suelo. El pH aumentó con la aplicación de estiércol, particularmente en las capas superficiales. Se observaron diferencias significativas entre tratamientos en los primeros 40 cm del perfil (P ≤ < 0,01), mientras que en las capas más profundas no se detectaron cambios significativos. El incremento del pH fue más pronunciado con la dosis de 20 t ha^{-1}.

La conductividad eléctrica aumentó con la dosis de estiércol en las capas superficiales del suelo, con diferencias significativas hasta los 60 cm de profundidad (P ≤ 0,01). No obstante, estos valores se mantuvieron en rangos bajos, sin evidenciar riesgo de salinización, y no se registraron diferencias significativas en las capas más profundas.

En conjunto, los resultados muestran que la aplicación de estiércol genera principalmente un enriquecimiento superficial del suelo en fósforo, acompañado de leves incrementos en pH y conductividad eléctrica, sin modificaciones significativas en el contenido de materia orgánica en el corto plazo. Resultados similares de incrementos en los contenidos de MO, CE y pH del suelo en los primeros 20 cm de profundidad evaluados luego de la cosecha de maíz fueron reportados por Gil et al (2008) aplicando compost + fertilizante mineral.

Los valores de Pe presentados en la Tabla 2 muestran un incremento significativo del contenido de P con la aplicación de estiércol, particularmente en las capas superficiales del suelo y con un claro efecto dosis-dependiente. A fin de visualizar con mayor claridad la magnitud del efecto del estiércol respecto al testigo, la Figura 1 presenta el delta de fósforo (ΔP), calculado como la diferencia entre los tratamientos con estiércol (10 y 20 t ha^{-1}) y el tratamiento sin aplicación, para cada profundidad evaluada. Diez y Barraco (2025) reportaron balances de P positivos aplicando 10 y 20 t/ha de EC (40 y 163 respectivamente) respecto de parcelas sin estiércol (-91) concluyendo que la aplicación bienal de EC deja un "saldo a favor" de fósforo que permite mantener o incrementar el rendimiento de los cultivos y reducir el costo de fertilización mineral en el mediano a largo plazo.
El análisis del ΔP confirma que el mayor aporte de P se concentra en los primeros 20 cm del suelo, donde la dosis de 20 t ha^{-1} genera un incremento sustancialmente superior al observado con 10 t ha^{-1}. (60,7 vs 24,4 mg kg^{-1}). Asimismo, el ΔP disminuye progresivamente con la profundidad, en concordancia con los valores absolutos de Pe de la Tabla 2, y resulta prácticamente nulo en la capa 80–100 cm, lo que refuerza la evidencia de una baja movilidad vertical del fósforo en el perfil del suelo.

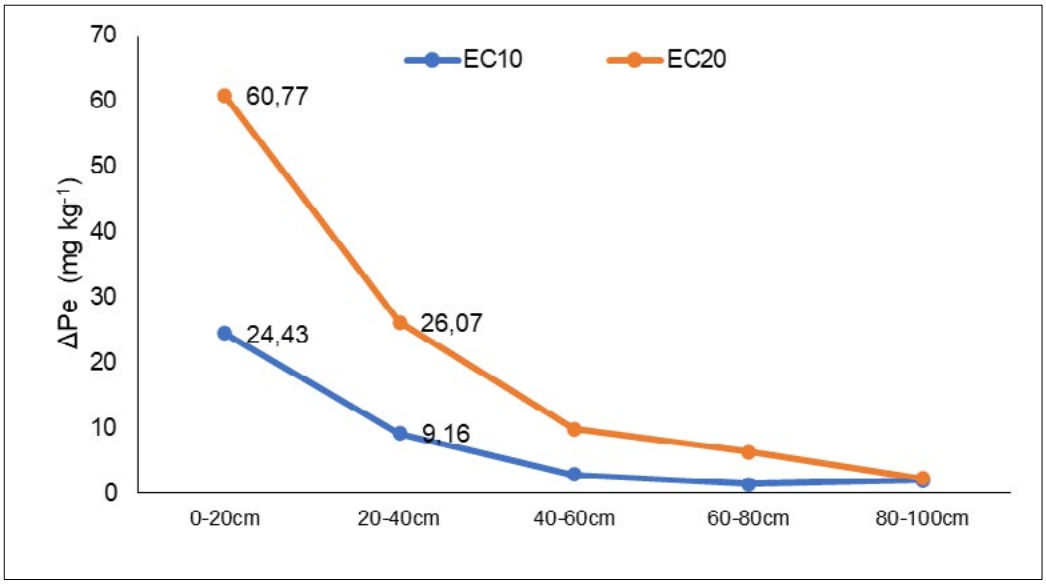


Figura 1. Delta de fósforo extractable (Δ Pe, mg kg^{-1}) por profundidad del suelo (cada 20 cm) en tratamientos con aplicación de estiércol a dosis de 10 (EC10) y 20 (EC20) t ha^{-1}, calculado como la diferencia respecto al tratamiento sin estiércol. El valor del Δ P del perfil (0-100 cm) es una suma del efecto diferencial por capa. El tratamiento E20 muestra un ΔP superior al EC10 t ha^{-1} en todo el perfil (105 mg kg^{-1} vs 40 mg kg^{-1}).

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio muestran el efecto significativo de la dosis de 20 t ha^{-1} de EC respecto de la de 10 y T sobre el Pe, pH y CE, sin mostrar cambios en el contenido de MO. El incrementó en Pe se dio principalmente en los primeros 20 cm del suelo, aunque se mantuvo esa diferencia entre dosis hasta los 80 cm de profundidad de suelo. El pH mejoró hasta los 40 cm de profundidad y la CE incrementó hasta los 60 cm. Se continuará con el monitoreo de estas variables químicas en el tiempo y se evaluarán otras fracciones de MO como MO joven.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la estimable colaboración del equipo de Agropecuaria La Criolla, al igual que los ayudantes de campo de la EEA INTA Villegas por el esfuerzo y dedicación brindada en cada muestreo.

BIBLIOGRAFÍA

Diez, M., Barraco, M., Guevara, M., Sardiña, M. C. y Mendez, D. (2017). Aplicación de estiércol compostado de feedlot: efecto sobre una rotación cebada-maíz y algunas propiedades de suelo. En: Memoria técnica INTA EEA Gral Villegas 2017-2018, ISNN 1850-6038. Pág 64-68.

Diez, M, Lardone, A., Barraco, M., Sardiña, M.C y Mendez, D. (2018). Aplicación de estiércol de feedlot: efecto sobre el cultivo de maíz y algunas propiedades de suelo. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Tucumán 2018.

Diez, M y Barraco, M. (2020). Aplicación bienal de estiércol de feedlot compostado: efecto sobre cultivos y propiedades de suelo. En: Memoria técnica INTA EEA Gral Villegas 2020-2021, ISNN 1850-6038. Pág 45-47.

Diez, M y Barraco, M. (2021). Aplicación bienal de estiércol de feedlot compostado: efecto sobre cultivos y propiedades de suelo. 2021.En: III Simposio de residuos agropecuarios y agroindustriales de NOA y Cuyo. Santiago del Estero, Argentina, 2021 (modalidad virtual).

Diez, M y Barraco, M. (2024). Efecto de la aplicación de estiércol bovino sobre propiedades químicas y microbiológicas de suelo. En Actas del XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (pp. 525–530). Catamarca 2024.

Diez, M y Barraco, M. (2025). Estrategias y frecuencias de fertilización química y orgánica en rotación soja-trigo. En: Memoria técnica INTA EEA Gral Villegas 2020-2021, ISNN 1850-6038. Pág 45-47.

Diez y Barraco. (2025). Apparent Soil Phosphorus Balance Using Composted Feedlot Manure. En V Simposio de residuos agropecuarios y agroindustriales - Mar del Plata 2025 (póster-eje valorización de residuos).

Di Rienzo, JA, Casanoves. F., Balzarini MG., Gonzalez L., Tablada M y Robledo CW. InfoStat versión (2020). Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Gil. M. V., Carballo. M.T., Calvo. L.F. (2007). Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients. En Waste Management Volume 28, Issue 8, 2008, Pages 1432-1440 https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.05.009

Hang, S., Castán, E., Negro, G., Dhagero, A., Buffa, E., Ringuelet, A., Satti, P y Mazzarino, M.J. (2015). Compostaje de estiércol de feedlot con aserrín y viruta: características del proceso y producto final. En Agriscientia, vol. 32 (1): 55-65.

Minoldo, G., Laurent. G., Iglesias. J., Miglierina. A., Garcia R., Alvarez W y García J. (2014). Parámetros de fertilidad edáfica de un haplustol con aplicación de estiércol. En XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. II Reunión Nacional “Materia orgánica y sustancias húmicas.

Wei, W.L., Yan, Y., Cao, J., Christie, P., Zhang, P y Fan, M. (2016). Effects combined applications of organic amendments and fertilizers on crop yield and soil organic matter: an integrated analysis of long-term experiments. Agri Ecosyst Environ 225: 86-92.

EFECTO DEL YESO AGRÍCOLA SOBRE LAS PROPIEDADES EDAFICAS Y LA PRODUCTIVIDAD FORRAJERA EN AMBIENTES SALINO-SÓDICOS

Duval, M.[1*], Ziaurriz, J.[2], Rodríguez, E.[2], De Lucia, M.[2]

[1] Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, * San Andrés 800, Campus UNS Palihue (8000), Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, mduval@criba.edu.ar; [2] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN: La recuperación de suelos sódicos y salino-sódicos requiere el reemplazo del sodio intercambiable por cationes divalentes, principalmente calcio. El yeso agrícola constituye la enmienda más utilizada debido a su adecuada solubilidad, bajo costo y amplia disponibilidad, favoreciendo la mejora de la estructura y funcionalidad del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintas dosis de yeso sobre las propiedades físicas y químicas de suelos salino-sódicos implantados con pasturas perennes. Se aplicaron dosis de 1500 y 5500 kg ha^{-1} de yeso, comparadas con un testigo y un tratamiento con labranza vertical. Se determinaron propiedades físicas (densidad aparente, porosidad total y distribución de poros), químicas (pH, CE, CIC, Na^+ intercambiable y PSI) y la producción de materia seca (MS) de agropiro a los 12 y 24 meses de la aplicación. Los resultados indicaron que, en el corto plazo, la aplicación de yeso no produjo cambios significativos en las propiedades físicas del suelo. En contraste, las variables químicas evidenciaron respuestas claras: el Na^+ intercambiable y el PSI disminuyeron significativamente con la aplicación de yeso (5500 kg ha^{-1}), confirmando una efectiva sustitución de Na^+ por Ca^{2+}. La producción de MS de agropiro no mostró diferencias entre tratamientos durante el primer año, probablemente debido a las bajas precipitaciones que limitaron la disolución de la enmienda. Sin embargo, en el segundo año, con mayores lluvias y mayor tiempo de reacción, las dosis de yeso incrementaron significativamente la productividad, con aumentos del 58 y 91% para 1500 y 5500 kg ha^{-1}, respectivamente. En síntesis, la aplicación de yeso redujo la sodicidad del suelo y promovió incrementos diferidos en la productividad del agropiro, evidenciando su eficacia como enmienda química en suelos salino-sódicos.

PALABRAS CLAVE: suelos halomórficos, sulfato de calcio, agropiro.

INTRODUCCIÓN

La salinización del suelo, resultado de procesos naturales y actividades antrópicas, constituye un problema ambiental de escala global, especialmente en regiones áridas y semiáridas (Singh et al., 2013). En Argentina, se estima que aproximadamente 85 millones de hectáreas presentan exceso de sales y sodio, incluyendo ambientes áridos, semiáridos y también regiones húmedas con limitaciones edáficas, lo que posiciona al país como uno de los de mayor superficie de suelos sódicos en relación con su área agrícola (Taboada y Lavado, 2008). El exceso de sales y sodio afecta negativamente las propiedades del suelo, provocando incrementos del pH y del porcentaje de sodio intercambiable (PSI), deterioro de la estructura, reducción de la permeabilidad al agua y limitaciones al crecimiento vegetal (Shukla et al., 2011; Chaganti et al., 2015). Mientras que en suelos salinos predominan el estrés osmótico y la toxicidad iónica, los suelos sódicos presentan dispersión de partículas, pérdida de materia orgánica y desequilibrios nutricionales, afectando severamente su condición física (Amini et al., 2016). Los suelos salino-sódicos combinan ambos procesos, generando los mayores niveles de degradación (Ali et al., 2017). La recuperación de estos

suelos se basa en el reemplazo del sodio intercambiable por calcio y la posterior lixiviación del Na^+, mediante el uso de enmiendas químicas y/o estrategias de biorremediación (Qadir et al., 2007). El yeso agrícola es la enmienda más utilizada por su disponibilidad, bajo costo y eficacia, ya que reduce pH y PSI y mejora la estructura y la conductividad hidráulica del suelo (Mahmoodabadi et al., 2013). Complementariamente, la biorremediación mediante especies tolerantes, como el agropiro alargado (*Thinopyrum ponticum*), favorece mejoras físicas y químicas del suelo y constituye una alternativa sustentable para la recuperación de áreas salino-sódicas (Taboada y Lavado, 2009; Andrioli, 2023).
El objetivo de este trabajo fue evaluar, en suelos salino-sódicos, el efecto de prácticas de manejo, como la aplicación de yeso y el establecimiento de pasturas tolerantes (*T. ponticum*), como estrategias para mitigar los efectos del exceso de sales y sodio.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó sobre dos suelos halomórficos ubicados en la llanura de inundación del arroyo Saladillo o Dulce (38°25'47,10"S; 62°16'52,23"O). Ambos suelos, históricamente destinado a la producción de forraje, se sembraron con agropiro en el 2015 a razón de 10 kg ha^{-1}. Con el objetivo de evaluar estrategias para mitigar los problemas de sodicidad y mejorar la productividad forrajera, se aplicó yeso (Y) como enmienda química en diferentes dosis (D). Los tratamientos evaluados fueron: Testigo (sin enmienda), Y-D1 (1500 kg ha^{-1}), Y-D2 (5500 kg ha^{-1}) y Labranza vertical LV (sin yeso). El yeso se aplicó al voleo en noviembre de 2022 y se incorporó parcialmente mediante una labranza vertical. Dado que esta práctica de manejo también podría influir en las propiedades del suelo, se la consideró como un tratamiento adicional. Los tratamientos fueron evaluados en ambos suelos para determinar su efecto sobre las propiedades físicas y químicas relacionadas con la sodicidad. El diseño fue en bloques completamente al azar con 3 repeticiones, con un tamaño parcela de 5 x 45 m.

Para caracterizar ambos suelos, se determinaron parámetros químicos y físico: reacción del suelo (pH) (1:2,5), carbono orgánico total (COT) por analizador automático Leco Truspec (Leco Corporation, St Joseph, MI), CE en extracto de saturación y Na^+ intercambiable, según las técnicas recomendadas por el Manual para el Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos (Richards, 1954). Se determinó el PSI como el cociente entre la concentración de Na^+ de intercambio y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) por desplazamiento con acetato de amonio y posterior valorización del sodio. La textura del suelo se determinó por el método de la pipeta de Robinson, fraccionando arena (2000–50 µm), limo (50–2 µm) y arcilla (<2 µm). En la Tabla 1 se muestran dichas propiedades edáficas.
Paralelamente, se extrajeron muestras de suelo sin disturbar con cilindros de acero inoxidable del horizonte Ap (0-15 cm). Estas muestras se llevaron a saturación desde la base y luego se sometieron a potenciales de presión de –60 cm, –330 cm y –15000 cm en mesa de tensión, olla de presión y extractor de placa de presión, respectivamente. Para este último, se utilizó suelo tamizado (<2 mm) (Richards, 1947). Posteriormente, las muestras se secaron en estufa a 105°C durante 24 h, hasta peso constante, y se calculó su relación masa/volumen a fin de obtener los valores correspondientes de densidad aparente (DA) (Blake & Hartge, 1986). La porosidad total (PT) se calculó considerando el contenido de humedad de la muestra de suelo saturada, contenida en un volumen conocido (cilindro 119,3 cm^3), y la muestra de suelo seco. Se estudiaron los siguientes tamaños de poros: macroporos grandes (Mg, >50 µm), macroporos pequeños (Mp, 50-9 µm), mesoporos (mP 9-0,2 µm) y microporos (µ <0,2 µm).

Tabla 1. Características fisicoquímicas de los suelos.

Horizonte	Prof. (cm)	Arcilla	Limo	Arena	COT	pH	CIC	Na^+	PSI	CE
		g kg^{-1}					me.100g^{-1}		%	dS m^{-1}
Suelo 1										
Ap	0-15	266	397	337	50,2	8,9	23,7	6,2	26	1,1
A2	15-24	268	442	290	26,8	9,6	23,4	15,2	65	1,6
ACkg	24-37	142	422	436	18,7	9,8	18,7	16,9	91	4,2
Ckg2	37-65	113	240	647	1,90	10,1	10,9	9,6	88	8,9
2Ckg1	65-117	64	250	686	0,90	9,9	9,7	5,3	55	8,4
W	117									
Suelo 2										
Ap	0-15	167	606	227	40,7	9,4	25,1	17,0	68	2,0
ACk	15-28	243	463	294	13,0	9,6	20,5	17,7	86	8,2
2Ckg	28-73	107	319	574	1,7	9,9	12,4	11,3	91	8,6
3Ckg	73-109	68	317	615	1,1	9,5	10,3	6,9	67	5,4
W	109									

COT: Carbono orgánico total; CIC: Capacidad de intercambio catiónico; Na^+: Sodio intercambiable; PSI: Porcentaje de sodio intercambiable; CE: Conductividad eléctrica.

A los 12 y 24 meses del encalado (noviembre 2023 y 2024) se determinó la biomasa aérea del agropiro. Los cortes se realizaron en una superficie de 0,25 m^2 en cada parcela a 5 cm del suelo y las muestras fueron secadas en estufa a 60°C para la determinación de materia seca (MS).

En noviembre de 2024 se recolectaron nuevamente muestras del horizonte superficial (0–15 cm), repitiéndose las determinaciones físicas y química; estas últimas fueron realizadas únicamente en el tratamiento testigo y en Y-D2.

Para el análisis estadístico de los resultados se utilizó el sofware INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2020). Se aplicó el análisis de la varianza (ANOVA) y se utilizó la prueba DMS (p≤0,05) para la comparación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características iniciales de los suelos

Los suelos estudiados contienen sodio originalmente y este se encuentra en cantidades importantes, con valores de PSI que superan el 15% en todos los horizontes, evidenciando condiciones de sodicidad en ambos suelos, y aumenta progresivamente con la profundidad, alcanzando niveles muy elevados en los horizontes subsuperficiales (Tabla 1). En cuanto a la salinidad, los valores de conductividad eléctrica (CE) también resultan altos, especialmente en los horizontes próximos a la napa freática, donde superan los 4 dS m^{-1}. Solo los horizontes superficiales presentan valores inferiores a este umbral, registrándose en el Suelo 1 valores de 1,0 dS m^{-1} en el horizonte Ap y 1,6 dS m^{-1} en el horizonte A2, mientras que en el Suelo 2 se observa 2,0 dS m^{-1} en el horizonte Ap. Los niveles de COT presentan una marcada disminución con la profundidad en ambos suelos. En el Suelo 1, los valores descienden de 50,2 g kg^{-1} en el horizonte Ap a 0,9 g kg^{-1} en los horizontes inferiores, mientras que en el Suelo 2 lo hacen de 40,7 a 1,1 g kg^{-1} (Tabla 1). Si bien la materia orgánica puede influir en la reacción del suelo (pH) a través de los grupos funcionales que aportan acidez, en este caso el pH evidencia condiciones marcadamente alcalinas en todo el perfil. Los valores varían de fuertemente alcalinos (8,5–9,0) a muy fuertemente alcalinos (>9,0), y tienden a incrementarse con la profundidad, en concordancia con el aumento observado en PSI y CE.

Cambios en las propiedades físicas de los suelos asociados a la aplicación de yeso

Luego de dos años (2024), la aplicación de yeso no produjo cambios significativos en la densidad aparente del suelo en ninguno de los suelos evaluados (Tabla 2). Los valores de densidad aparente obtenidos en los tratamientos con yeso no difirieron estadísticamente del testigo, registrándose valores similares a los medidos en el 2022. Resultados similares han sido reportados en suelos sódicos de Córdoba, donde la aplicación de yeso no modificó

significativamente la densidad aparente luego de dos años (Milán y Bonadeo, 2017). La porosidad total no mostró cambios significativos asociados a la aplicación de yeso, observándose solo un leve incremento respecto de la condición inicial en el Suelo 2. Entre los diferentes tamaños de poros analizados, los macroporos (Mg), fue el tamaño de poros con mayor variación entre tratamientos, observándose una tendencia a mayores valores en los tratamientos con yeso, especialmente para la dosis mayor, en comparación con el testigo. En ambos suelos, la aplicación de yeso no produjo cambios significativos en las propiedades físicas evaluadas durante el período de estudio, lo que sugiere una respuesta lenta de estos atributos en el corto plazo. No obstante, se observó una leve mejora estructural asociada al aumento de la macroporosidad en los tratamientos con yeso. En general, los valores de porosidad total (~60 %), densidad aparente (~1 Mg m^{-3}) y macroporosidad (>10 %) se mantuvieron dentro de rangos adecuados para el crecimiento vegetal, evidenciando una condición física favorable en ambos suelos.

Tabla 2. Cambios en las propiedades físicas asociados a la aplicación de yeso en dos sistemas edáficos salino-sódicos.

Año	Suelo	Tratamientos	DA	PT	Mg	Mp	mP	m
			Mg ha^{-1}			%		
2022	1		0,93 B	61,7 A	10,5 A	7,5 A	21,2 A	22,5 B
	2		1,01 A	57,2 B	9,5 A	6,6 B	16,3 B	24,8 A
2024	1	T	0,94 a	60,6 a	10,3 b	7,2 a	20,6 a	22,5 a
		Y-D1	0,93 a	61,1 a	11,2 ab	8,7 a	18,6 a	22,6 a
		Y-D2	0,91 a	61,7 a	16,3 a	7,2 a	15,5 a	22,7 a
		LV	0,88 a	60,8 a	12,5 ab	7,1 a	18,6 a	22,6 a
	2	T	0,91 a	59,8 a	13,0 a	5,4 a	19,5 a	21,9 a
		Y-D1	0,90 a	61,1 a	14,7 a	5,6 a	18,7 a	22,1 a
		Y-D2	0,87 a	58,8 a	13,4 a	5,3 a	19,1 a	21,0 a
		LV	0,88 a	59,9 a	12,5 a	5,5 a	19,6 a	22,3 a

DA: Densidad aparente; PT: Porosidad total; Mg: Poros >50 mm; Mp: Poros 50-10 mm; mP: Poros 10-0,2 mm; m: Poros <0,2 mm. Para 2022, letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre suelos ($p<0,05$). Para 2024, letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

Cambios en las propiedades químicas de los suelos asociados a la aplicación de yeso

En el Suelo 1, la aplicación de yeso disminuyó significativamente el pH respecto del testigo (Tabla 3). Este comportamiento coincide con lo reportado por Costa & Godz (1999), quienes lo atribuyen al predominio de sulfatos sobre bicarbonatos en la solución del suelo. Asimismo, el mayor aporte de Ca^{2+} y la formación de sales de ácidos fuertes asociadas a la enmienda favorecerían valores de pH más bajos, en concordancia con Bonadeo et al. (2014). Los contenidos de sodio intercambiable (Na^{+}) y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) fueron las variables químicas que evidenciaron los cambios más marcados, disminuyendo significativamente en las parcelas con aplicación de yeso respecto del tratamiento testigo (Tabla 3).

Tabla 3. Cambios en las propiedades químicas del horizonte A asociados a la aplicación de yeso en dos suelos salino-sódicos.

Suelo	Tratamientos	pH	CE	CIC	Na^{+}	PSI
			dSm^{-1}	mEq 100g^{-1}		%
1	T	8,9 ±0,15b	3,4 ±0,62a	28,8 ±1,00a	14,6 ±2,30a	52,5 ±10,1b
	Y-D2	8,3 ±0,25a	2,7 ±1,36a	28,4 ±1,25a	11,4 ±2,84b	40,9 ±9,9a
2	T	9,1 ±0,12a	3,5 ±1,18a	25,7 ±1,38a	17,4 ±3,41a	65,5 ±11,5a
	Y-D2	8,7 ±0,32a	3,8 ±0,41a	26,9 ±3,01a	13,8 ±2,24b	50,8 ±5,5b

Media ±DE. Para cada variable y suelo, letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

La producción de materia seca (MS) de agropiro (Figura 1) fue mayor en el Suelo 1 en ambos años de evaluación. En el primer año no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos, con valores de MS entre 1365 y 1578 kg ha^{-1}. La baja producción y la ausencia de respuesta al yeso podrían asociarse a las escasas precipitaciones registradas tras su aplicación (475 mm), que habrían limitado su disolución. En el segundo año, las mayores precipitaciones (580 mm) y el mayor tiempo transcurrido desde la aplicación favorecieron la disolución del yeso, incrementando la producción de MS respecto del año previo y evidenciando diferencias entre tratamientos. La mayor MS se registró en Y-D2 (3255 kg ha^{-1}), seguido por Y-D1 (2459 kg ha^{-1}), ambos significativamente superiores a C (1703 kg ha^{-1}) y T (1553 kg ha^{-1}).

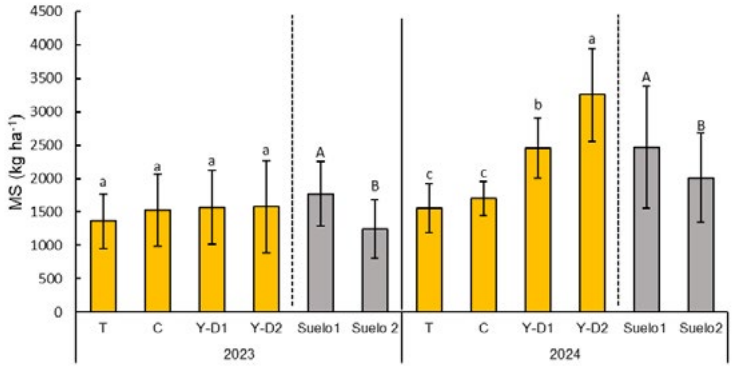


Figura 1. Producción de materia seca (kg ha^{-1}) durante el primer y segundo año post-aplicación.

CONCLUSIONES

Se logró mejorar la capacidad productiva de los suelos salino-sódicos mediante la incorporación de yeso, generando modificaciones en sus propiedades. Los cambios más evidentes se observaron en el sodio intercambiable y en el PSI, con reducciones significativas especialmente en la dosis más alta (5500 kg ha^{-1}). En contraste, no se detectaron variaciones relevantes en las propiedades físicas evaluadas. El agropiro respondió con incrementos significativos en la producción de materia seca en ambas dosis de yeso, aunque estos efectos se manifestaron a partir del segundo año, asociados a mayores precipitaciones y al tiempo necesario para la disolución y acción de la enmienda.

BIBLIOGRAFÍA

Ali, S., Rizwan, M., Qayyum, M. F., Ok, Y. S., Ibrahim, M., Riaz, M., Arif, M. S., Hafeez, F., Al-Wabel, M. I. y Shahzad, A. N. (2017). Biochar soil amendment on alleviation of drought and salt stress in plants: a critical review. *Environmental Science and Pollution Research,* 24: 12700–12712.

Amini, S., Ghadiri, H., Chen, C. y Marschner, P. (2016). Salt-affected soils, reclamation, carbon dynamics, and biochar: a review. *Journal of Soils and Sediments,* 16(3): 939–953.

Andrioli, R. J. (2023). Adaptive mechanisms of tall wheatgrass to salinity and alkalinity stress. Grass and Forage Science, 78(1), 23-36.

Blake, G. R. y Hartge, K. H. (1986). Bulk Density. En: A. Klute (ed.). Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods: Agronomy Monograph No. 9 (2nd edn), pp. 363-375.

Bonadeo, E., Moreno, I., Baranda, A. y Milán, C. (2014). Changes in a sodic soil after gypsum application under dryland conditions. *European Scientific Journal* 10(27): 367-377.

Chaganti, V. N., Crohn, D. M. y Simunek, J. (2015). Leaching and reclamation of a biochar and compost amended saline–sodic soil with moderate SAR reclaimed water. Agric Water Manage, 158: 255–265.

Costa, J. L. y Godz, P. (1999). Aplicación de yeso a un Natracuol del sudoeste de la Pampa Deprimida. *Ciencia del Suelo* 17(2): 21-27. Argentina.

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W. (2020) InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Mahmoodabadi, M., Yazdanpanah, N., Sinobas, L. R., Pazira, E. y Neshat, A. (2013). Reclamation of calcareous saline sodic soil with different amendments (I): redistribution of soluble cations within the soil profile. *Agric Water Manage* 120: 30–38.

Milán, C., y Bonadeo, E. (2017). Efecto de la aplicación de yeso sobre la capacidad productiva de un suelo sódico de alta variabilidad espacial. *Ciencia del suelo*, 35(2), 315-323.

Qadir, M., Oster, J. D., Schubert, S., Nobel, A. D. y Sahrawat, K. L. (2007). Phytoremediation of sodic and saline sodic soils. *Advances in Agronomy* 96, 197–247.

Richards, L. A. (1947). Pressure membrane apparatus: construction and use. *Agricultural Engineering*, 28(10), 451-454.

Richards, L. A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. In Handbook No. 60. US Department of Agriculture. 171 p.

Shukla, S. K., Singh, K., Singh, B. y Gautam, N. N. (2011). Biomass productivity and nutrient availability of Cynodon dactylon (L.) Pers growing on soils of different sodicity stress. *Biomass Bioenergy* 35: 3440–3447.

Singh, K., Singh, B. y Singh, R. R. (2013). Effect of land rehabilitation on physicochemical and microbial properties of a sodic soil. *Catena*, 109: 49–57.

Taboada, M. A. y Lavado, R. S. (2008). Funcionamiento de suelos salino-sódicos. Actas XVI Congreso de Aapresid. Rosario.

Taboada, M. A. y Lavado, R. S. (2009). Alteraciones de la fertilidad de los suelos. El halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones. FAUBA, Buenos Aires. 160 p.

SOBRESTIMACIÓN DE LAS RESERVAS DE COS EN SUELOS ÁRIDOS DE PATAGONIA CON ALTO CONTENIDO DE GRAVA

Enriquez, A. S.[1]*, Velasco, V.[2]

[1] Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche - IFAB (INTA-CONICET); [2] Agencia de Extensión INTA Ingeniero Jacobacci, Prov. de Río Negro; * Modesta Victoria 4450, (CP: 8400), Bariloche, Prov. de Río Negro, andreaenri@gmail.com

RESUMEN: La creciente demanda del mercado voluntario de carbono del suelo fomenta protocolos de medición, reporte y verificación (MRV) estandarizados. No obstante, persisten discrepancias en la cuantificación de reservas de carbono orgánico del suelo (COS), particularmente en cuanto a la determinación de la concentración de COS, la profundidad de muestreo y la densidad aparente (DAP). En estepas áridas y semiáridas de Patagonia, dominantes en extensión, los suelos exhiben bajas concentraciones de COS y altos contenidos de grava (>2 mm), que reducen la DAP de la fracción fina, sobreestimando las reservas de COS si no se corrige por este factor. Utilizando datos de 34 perfiles de suelo de estepa en Patagonia Norte (Río Negro), muestreados en parche (P) e interparche (IP) vegetado, evaluamos la DAP corrigiendo (DAP-fina) o no (DAP-total) por la fracción gruesa, y el impacto de dicho ajuste en las reservas de COS a 0-10 cm. El contenido de grava promedió 43% (±17 SD), reduciendo la DAP-fina a 0,64 g cm^{-3} (±0,28) desde valores DAP-totales de 1,31 g cm^{-3} (±0,21). El uso de DAP-total generó una sobreestimación promedio del 60% (±18) en reservas de COS, con 58% en parches y 62% en interparches. Protocolos MRV, especialmente de certificadoras, deben considerar cuidadosamente este efecto, que afecta la acreditación precisa del C. Dado el elevado contenido de grava y su alta variabilidad entre sitios, se recomienda la corrección por fracción gruesa sitio-específica en cálculos de reservas de COS para evitar sesgos en regiones gravelosas, utilizando el método correcto en cada caso (cilindro < 30% grava > excavación).

PALABRAS CLAVE: densidad aparente, stock de carbono, certificación.

INTRODUCCIÓN

El incremento en la demanda del mercado voluntario de carbono del suelo impulsa el desarrollo de protocolos de monitoreo, reporte y verificación (MRV) ágiles y consensuados (FAO, 2020). Estos se basan en la ecuación estándar para reservas de carbono orgánico del suelo (COS), donde se recomienda considerar a la fracción gruesa en suelos con más de 10% (umbral conservador) de partículas mayores a 2mm (Eq1):

Ecuación 1. $COS = DAP \times P \times 10000 \times \left(1 - \frac{FG}{100}\right) \times \%COS \times 0.01$

Donde:

COS = Carbono Orgánico en el Suelo (Ton ha^{-1})
DAP = Densidad Aparente del suelo (Ton m^{-3})
P = Profundidad del suelo (m)
FG = Fragmentos Gruesos en el suelo (>2 mm), en %,
%COS = Contenido de Carbono Orgánico en el suelo (%)
0.01 = Factor de conversión de unidades (porcentaje a fracción)
10000 = Factor de conversión a unidades (m^2 ha^{-1})

El muestreo de suelo para DAP en suelos gravelosos suele ser difícil, por lo que muchas veces no se realiza, recayendo en datos secundarios estandarizados para suelos de clase similar. La estandarización no sitio-específica genera errores, especialmente en la DAP, definida como la masa seca de suelo (<2 mm) por volumen total (incluyendo poros). Los fragmentos gruesos (>2 mm) ocupan volumen, pero no contribuyen (o contribuyen muy poco) a la fracción de suelo fino (< 2 mm) donde se mide la materia orgánica. Por tanto, la precisión en la estimación de las reservas de COS depende, en gran medida, de la DAP y de la proporción de fragmentos gruesos como grava (Henry et al. 2009). En suelos gravelosos, la fracción gruesa (>2 mm) ocupa un volumen significativo sin contribuir al %COS, reduciendo la DAP-fina y provocando una sobreestimación de las reservas estimadas de COS si no se corrige adecuadamente (Poeplau et al., 2017).

En Patagonia, estepas áridas/semiáridas cubren >70% del territorio (Río Negro y Neuquén), con suelos de bajo COS (0,5-2%) pero alto contenido de grava (>10%), influido por procesos pedogenéticos y depósitos aluviales (Gaitán et al., 2019). Mapas nacionales de COS (e.g., Olmedo et al., 2018) que se trasladan a mapas globales de reservas de COS (FAO e ITPS. (2018) usan DAP fija o modelos, pudiendo sobreestimarlas. Certificadoras de carbono (e.g., Verra, Gold Standard) exigen muestreo fijo pero rara vez especifican correcciones por grava, priorizando métodos indirectos o promedios regionales (IPCC, 2019). Potencialmente, este sistema sesga acreditaciones en ecosistemas patagónicos, donde estepas heterogéneas con parches (P) e interparches (IP) difieren en cobertura vegetal y %COS, pero comparten alta gravelosidad.

Trabajos previos mostraron el impacto de raíces y ceniza volcánica en la DAP de suelos de estepas (Enriquez et al., 2024a, 2024b). Aquí, hipotetizamos que la grava genera sobreestimaciones significativas en estepas. Objetivos: (1) evaluar la DAP en horizontes superficiales de estepa corrigiendo (DAP-fina) o no (DAP-total) por la fracción gruesa; (2) evaluar el impacto de dicho ajuste en las reservas de COS; (3) discutir implicancias para MRV en ambientes áridos con suelos gruesos como los de la estepa Oriental de Patagonia Norte.

238

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en marzo 2024 en la Provincia de Río Negro, Patagonia Norte, Argentina. Las campañas de campo se realizaron en Ingeniero Jacobacci, coordinadas con productores y la Agencia de Extensión INTA local. Se muestrearon 17 sitios con 34 puntos georreferenciados (Fig. 1), (50% P y 50% IP). En cada punto, se tomaron tres muestras de suelo a 0-10 cm de profundidad con barreno, que fueron secadas a temperatura ambiente para determinación de %COS estimado de la materia orgánica (Walkley-Black), pH y conductividad eléctrica-CE (1:2,5 suelo-agua), siguiendo protocolos estándar (Sparks et al., 1996).

En los mismos puntos y a la misma profundidad, se tomaron muestras inalteradas de suelo con la técnica del cilindro de Kopecky (Vol= 103,06 cm^3) para determinación de DAP-total, % grava y DAP-fina (Blake y Hartge, 1986). Para ello, se secaron las muestras a 105°C hasta peso constante. La fracción gruesa se separó por tamizado (>2 mm), pesando grava y determinado DAP-fina. Esto se determinó en IP y se extrapoló a P usando datos pareados. Las reservas de COS (Ton ha^{-1}) se calcularon a 0-10 cm con y sin corrección por grava (Eq. 1).

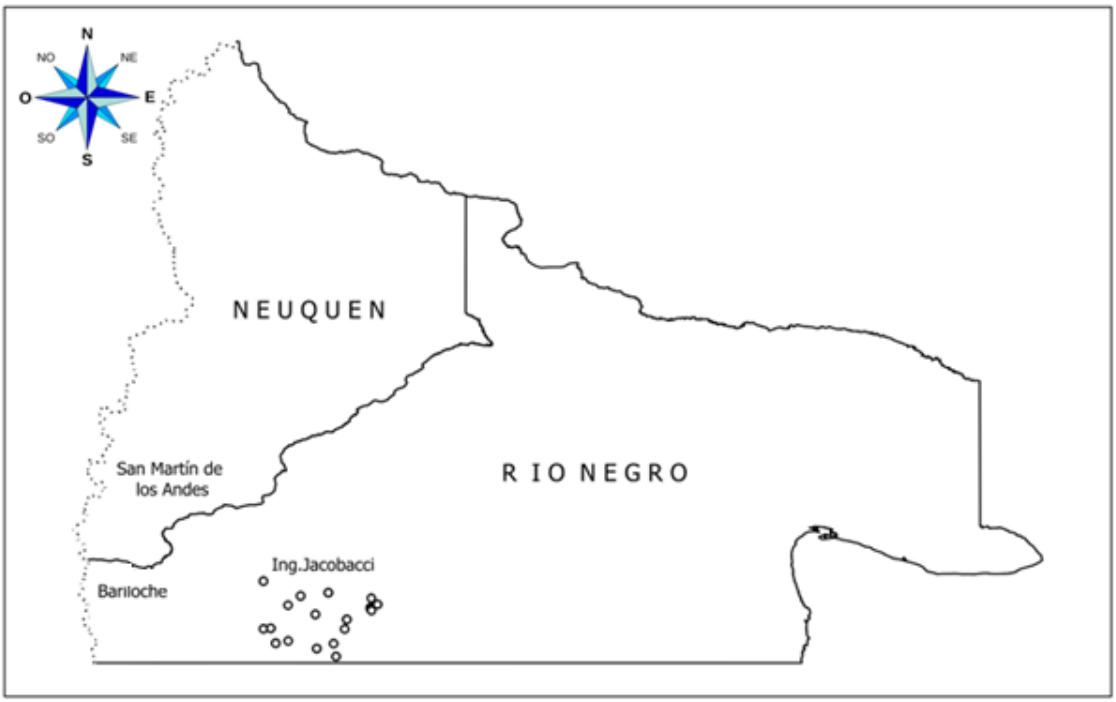


Figura 1. Relevamiento 2023-2024 de suelos de estepa en Patagonia Norte: 17 sitios relevados de estepa semiárida Ingeniero Jacovacci, Río Negro.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En estepas, el contenido de grava promedió fue del 43% (±21 DS; rango 17-74%). DAP-total fue 1,31 g cm^{-3} (±0,21) en estepas, y la corrección por FG reportó una DAP-fina promedio de 0,64 g cm^{-3} (±0,28), revelando compactación aparente inflada por grava (Fig. 2A). La DAP-total mostró estabilidad frente a %FG (R^2=0,04), pero la DAP-fina reveló una dependencia inversa fuerte (R^2=0,81; Fig. 2A). Esto se traduce en separación de grupos al relacionar con %COS (Fig. 2B), y sobreestimación en reservas, más evidente con %COS fijo (Fig. 2C) que con COS real o medido (Fig. 2D), evidenciando variabilidad espacial.

El %COS fue bajo en estepas (1,0% ±0,6 en P; 0,9% ±0,5 en IP), consistente con el tipo de cobertura vegetal (Gaitán et al., 2025). Las reservas de COS a 0-10 cm usando DAP-total se sobreestimaron, en promedio, un 60% (13,98 Ton ha^{-1} vs. 8,72 Ton ha^{-1} corregida), con 58% en parches y 62% en interparches (Fig. 2B). Este resultado se alinea con literatura que indica reducciones >30% en stocks COS por la presencia de fracciones gruesas (Poeplau et al., 2017). El efecto fue más pronunciado fue en parches debido a mayor %COS.

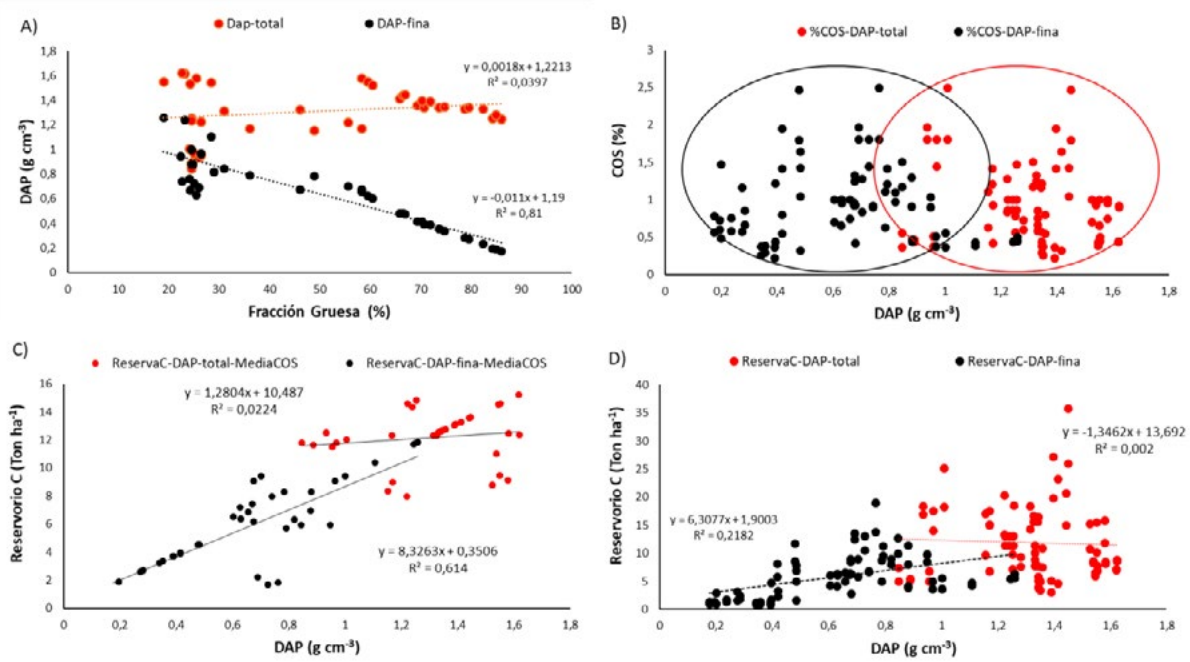


Figura 2. Relaciones entre DAP, %FG y reservas de COS en estepas patagónicas. A) DAP total y fina vs %FG; B) %COS real vs DAP; C) DAP vs Reservorio C con %COS fijo (media= 1%); D) DAP vs Reservorio C con %COS real.

240 Las elipses muestran dos grupos separados (Fig 2.B): DAP-total agrupa puntos en rangos altos (~1,0-1,8 g cm^{-3}) con %COS variado (0-3%), mientras que DAP-fina los "corre" a valores bajos (<1,0 g cm^{-3}), con %COS similar, pero distribución más compacta. Esto evidencia que, sin corrección, se sobreestima la DAP efectiva para COS (asumiendo que %COS se mide solo en fracción fina, como en Sparks et al., 1996). La corrección por FG no solo reduce la DAP, sino que "normaliza" la relación con %COS, reduciendo ruido en estimaciones y mostrando que el error no es solo en reservas totales, sino en la interpretación de la dinámica C-suelo.

Usar %COS fijo (Fig. 2C) resalta el efecto puro de DAP/FG en reservas—la regresión para DAP-total es positiva pero débil (R^2=0,02), mostrando sobreestimación lineal con DAP alta, mientras que para fina es más fuerte (R^2=0,61), con reservas cayendo a medida que DAP fina disminuye por FG. Incluso con %COS constante (como en modelos simplificados de IPCC 2019), el FG causa sesgos. Utilizando %COS variable (real de muestras), las regresiones son débiles para ambas DAP (R^2=0.00 para total, 0,22 para fina), con diferencia ~20-40 Ton ha^{-1}, pero la mayoría de puntos concentrados en 5-20 Ton ha^{-1} (Fig. 2D). Esto indica que la variabilidad en %COS "domina" la señal, diluyendo el efecto de FG en algunos casos, pero aún hay sobreestimación clara (puntos rojos > negros). Se observa que el error (Fig. 2B) persiste incluso con datos reales (Fig. 2B y 2D), y la variabilidad espacial alta en estepas (debido a parches vegetados vs. interparches), implica que monitoreos de C deben considerar no solo FG, sino covariables como vegetación y profundidad y justifica recomendaciones prácticas (e.g., muestreos en excavación >30% FG). Esto alinea con Henry et al. (2009), quienes señalan dependencias en estimaciones espaciales.

El umbral conservador recomendado para aplicar correcciones de FG con el método del cilindro es 10 % vol. de fragmentos gruesos. Sobre ese umbral el método deberá cambiar: si hay >25 % (o 25–30 %) de fragmentos por volumen, muchos protocolos recomiendan no usar el método de cilindro simple y pasar a métodos de excavación para medir volumen y masa por separado (FAO 2023). En suelos muy pedregosos (>30% vol) es casi obligatorio medir la fracción tierra fina y los fragmentos por separado y reportar ambos (Poeplau et al., 2017). Por lo tanto, los resultados de este trabajo indican sobreestimación de los cálculos de COS utilizando el método del cilindro, pero resta realizar muestreos utilizando el método de

excavación, que resulta más apropiado para los elevados valores de grava registrados (entre 30 y 70%).
La precisión de las estimaciones espaciales del COS depende fundamentalmente del número de perfiles de suelo, la resolución de los mapas de suelo y la calidad de los datos, incluyendo la concentración de COS, la densidad aparente y la proporción de fragmentos gruesos (Henry et al., 2009). Estudios confirman una sobreestimación de los stocks de COS en GeoTIFFs promedio, al ignorar la variabilidad gravelosa (Olmedo et al., 2018), un sesgo también presente en certificadoras que aplican DAP regionales sin corregir por fragmentos gruesos, afectando créditos en un 30-60%. No obstante, nuevos mapas nacionales incorporan DAP corregidos por FG medida en campo, mejorando la exactitud de las estimaciones (Gaitán et al., 2025).

CONCLUSIONES

El alto contenido de grava en estepas patagónicas orientales reduce DAP-fina ~45%, causando sobreestimación sistemática, e introduce alta variabilidad que complica generalizaciones y require de correcciones en DAP estandarizada (~1,3, "promedio engañoso" en suelos heterogéneos). Estos valores generan sobreestimaciones de hasta 60% en reservas de COS calculadas con DAP estandarizada, afectando mapas y certificaciones. Correcciones por fracción gruesa son esenciales para ejecutar protocolos MRV precisos en estepas gravelosas. Como conclusión práctica se recomienda corregir por FG cuando el contenido de grava excede el 10% por volumen, o emplear el método de excavación para valores >30%. La variabilidad alta (puntos dispersos) resalta la heterogeneidad de estepas parchadas (P vs IP), lo que apoya la recomendación de muestreos sitio-específicos en MRV; esto implica costos mayores para certificadoras, pero deriva en la precisión esencial para créditos de C. Los datos de campo sugieren que en escenarios de cambio climático (aumento de aridización en Patagonia), FG podría aumentar, amplificando errores.

AGRADECIMIENTOS

Al laboratorio de Suelos y Aguas de INTA EEA Bariloche, donde se realizaron los análisis de suelos. A V. Aramayo, F. Umaña, E. Pizzio, L. Escobar, M. Tonini y A. Gaetano por asistencia en comisiones de campo. A los productores que abrieron sus tranqueras para dar acceso a los relevamientos. Estudio financiado por PD I132 (30%) y FUND. WILLIAMS DE THOMAS (70%).

BIBLIOGRAFÍA

Blake, G. R. y Hartge, K. H. (1986). Bulk density. Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods, 5, 363-375.

Enriquez, A.S. y L.I. Escobar (2024). Influencia de la ceniza volcánica en la determinación del contenido de COS a profundidad predefinida. En: Actas IXX Congreso Argentino de las Ciencias del Suelo. Catamarca, Argentina. 21-24 mayo. ISSN: 978-631-90070-3-9.

Enriquez, A. S., Escobar, L. I., Reyes, M. F., Umaña, F., Aramayo, M. V. y Cremona, M. V. (2024). Sobrestimación de las reservas de COS en ambientes con alta densidad de raíces. En: Actas IXX Congreso Argentino de las Ciencias del Suelo. Catamarca, Argentina. 21-24 mayo. ISSN: 978-631-90070-3-9.

FAO, I. (2018). Global soil organic carbon map (gsocmap) technical report. Italy, Rome: FAO.

FAO (2020). A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes – GSOC-MRV Protocol. Rome. https://doi.org/10.4060/cb0509en

FAO (2023). Standard operating procedure for soil bulk density, cylinder method. Rome. https://doi.org/10.4060/cc7568en

Gaitán, J. et al. 2025. Modelling and mapping of soil carbon storage in Argentina. Ciencias del Suelo. https://cienciadelsuelo.suelos.org.ar/trabajos-en-prensa/.

Gaitán, J. J., Maestre, F., Buono, G., Bran, D., Dougill, A., García Martínez, G., Ferrante, D., Guuroh, R., Lindstaeter, A., Massara, V., Thomas, A. y Oliva, G. (2019). Biotic and abiotic

factors controlling soil organic C content have similar effects in regional and global drylands. Ecosystems, 4, 1141-1151.
Henry, M., R. Valentini y M. Bernoux (2009). Soil carbon stocks in ecoregions of Africa. Biogeosciences Discuss. 6: 797–823.
Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2019. Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Agriculture, forestry and other land use, 4, 824.
ITPS. (2015). Status of the World's Soil Resources Report.
Olmedo, G. F., Angelini, M. E., Schulz, G. A., Rodríguez, D. M., Taboada, M. A., Pascale, C., Escobar, D., Guevara, M., Heuvelink, G. B. M., Colazo, J. C., Gaitán, J. J., Aleksa, A. S., Babelis, G. C., Peralta, A. R., Peralta, G., Rojas, J. M., Sainz Rozas, H. R. y Vizgarra, L. A. (2018). Prediction stock of soil organic carbon in Argentina (1.5) [Data set]. Zenodo. https://doi.org/10.5281/zenodo.6323695
Poeplau, C., Vos, C., y Don, A. (2017). Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. Soil, 3(1), 61-66.

DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN HORIZONTES SUPERFICIALES Y SUBSUPERFICIALES, ANÁLISIS FRACTAL

Gelati, P. R.[1*], Machetti, N. E.[1], Juan, L.[1], Ursino, M.[1], Pellegrini, A. E.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata (UNLP); * Av. 60 y 119, (1900) La Plata, Prov. De Buenos Aires, prgelati@gmail.com

RESUMEN: La distribución del tamaño de partículas (DTP), es una de las características más estables en un suelo y está relacionada con otras propiedades físicas, químicas y de manejo. La geometría fractal se ha empleado para estudiar la distribución de tamaño de partículas y su relación con los procesos formadores. De la curva de sedimentación pueden obtenerse los parámetros fractales en forma experimental mientras que los mismos pueden estimarse en forma teórica a partir de los contenidos de arena y arcilla. Se trabajó sobre la hipótesis que la distribución de tamaño de partículas de los horizontes superficiales y subsuperficiales de suelos Molisoles es de tipo fractal. Los objetivos fueron realizar las DTP, obtener los parámetros fractales experimentales y estimar los parámetros fractales mediante las ecuaciones teóricas y analizar el grado de ajuste. Se analizaron muestras superficiales y subsuperficiales de las series Etcheverry (Ap – 2Btss) y Magdalena (Ap – Bt – 2Btss), ambos Paleoudoles vérticos. Las DTP se realizaron por el método de la pipeta. Las DTP experimentales se ajustaron en forma significativa al modelo fractal. Se estimaron los parámetros C y D teóricos en función de los porcentajes de arena y arcilla no presentando diferencia con los experimentales. El parámetro PHI se incrementó en profundidad siendo mayor en Madalena. El proceso de traslocación de coloides originó horizontes con mayores contenidos de arcilla, que los superficiales manteniendo la DTP de tipo fractal. Los parámetros teóricos no mostraron diferencias con los experimentales en ningún caso. Se concluye que el modelo fractal describe las distribuciones de tamaño de partículas en horizontes eluviales e iluviales y que la DTP de suelos de la zona puede estimarse con el modelo fractal a partir de los contenidos de arena y arcilla.

PALABRAS CLAVE: textura, traslocación, argílico.

INTRODUCCIÓN

La distribución del tamaño de partículas (DTP), es una de las características más estables en un suelo y está relacionada con otras propiedades físicas, químicas y de manejo (Arya y Paris, 1981; Campbell y Shiozawa, 1992; Vdovic et al. 2010). Se utiliza también como insumo en la estimación teórica de propiedades hidrológicas, a través de las funciones de transferencia edafológica (Pachepsky y Rawls, 2004).

La geometría fractal se ha empleado para estudiar la distribución de tamaño de partículas y su relación con los procesos formadores (Tyler y Wheatcraft, 1992; Hyslip y Vallejo, 1997; Bittelli et al., 1999; Taguas et al., 1999; Perfect et al., 2002; Millán et al., 2003; Stanchi et al., 2008, Filgueira et al., 2006, 2009; Gelati et al., 2019, 2022; Gelati, 2020). Recientemente Zeyong Gao et al., (2021) y Yang et al., (2023), utilizaron el modelo fractal para establecer relaciones entre las propiedades físicas y los parámetros hidráulicos del suelo.

El modelo fractal propuesto por Tyler y Wheatcraf (1992) y modificado por Gelati et al., 2019 resulta:

$$\frac{m_p}{m_T} = \left(\frac{\emptyset_p}{\emptyset_T}\right)^{3-D} \quad \therefore m_P = C\,\emptyset_p^{(3-D)} \qquad \textit{Ecuación 1}$$

$$Log\ m_p = Log\ C + (3-D)\ Log\ \emptyset_p \qquad \textit{Ecuación 2}$$

Dónde: m_p = masa parcial acumulada hasta el diámetro φ_p, m_T = masa total con comportamiento fractal hasta el diámetro φ_T, C = constante de proporcionalidad del modelo

fractal y D = dimensión fractal de fragmentación, la cual describe el escalamiento. Los parámetros C y D se obtienen en forma experimental de la Ecuación 2.
Los suelos zonales de los partidos de La Plata y Magdalena formados sobre sedimentos continentales eólicos, con horizontes A oscuros y horizontes B con marcados rasgos de iluviación de arcillas y acompañados por evidencias de expansión contracción (Hurtado et al., 2006) pueden asociarse con Argiudoles típicos y vérticos (Castiglioni et al., 2007).
Se trabajó sobre la hipótesis que la distribución de tamaño de partículas de los horizontes superficiales y subsuperficiales de suelos Molisoles es de tipo fractal. Los objetivos fueron realizar las DTP, obtener los parámetros fractales experimentales y estimar los parámetros fractales mediante las ecuaciones teóricas y analizar el grado de ajuste.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras compuestas superficiales y subsuperficiales en dos suelos, uno perteneciente a la serie Etcheverry (Inta, 2009) y el otro a Magdalena (Inta, 2009). Etcheverry fue muestreada en los horizontes Ap (0-20 cm) y 2Btss1 (50-70 cm) y Magdalena (Inta, 2009) a tres profundidades Ap (0-20 cm), Bt (35-55) y 2Btss (75-90 cm). Ambos clasificados como Paleudoles vérticos. El tratamiento de las muestras fue secado a 40 °C con circulación forzada, desagregadas en molino, tamizadas por 2 mm, envasadas y etiquetadas.

Determinaciones

Análisis de la distribución de tamaño de partícula

Las DTP se obtuvieron por el método de la pipeta de Robinson (Gee y Bauder, 1986). Se eliminó materia orgánica con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y calor. Luego se agregó NaOH, 1 N como dispersante químico a razón de 5 mL por muestra, se dejó en reposo de un día al otro y luego fueron dispersadas en agitador rotativo con esferitas de vidrio durante 18 h.
Se prepararon probetas de 1000 mL con la solución dispersa previa extracción de las arenas mediante un tamiz de 53 µm. Las probetas con arcilla y limo se enrasaron con agua destilada. Luego de una agitación vigorosa se realizaron las extracciones a los tiempos establecidos. Para la clasificación de la clase textural se utilizó el triángulo textural propuesto por USDA. Todas las determinaciones se realizaron por duplicado.

Determinación de C y D

Con las masas acumuladas en función de los diámetros aparentes se estimaron por regresión los parámetros C y D del modelo fractal (Ecuación 2).

Determinación de C y D teórica, empleando los porcentajes de arena y arcilla

Se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$D = 3 - \frac{Log\frac{m_{arc}}{(100-m_A)}}{Log\frac{2}{50}} \qquad \textit{Ecuación 3}$$

$$C = m_{arc}\, 2^{D-3} \qquad \textit{Ecuación 4}$$

Parámetro PHI

Sobre las sedimentaciones se realizaron las transformaciones de masa acumulada en función del parámetro PHI, (Ecuación 5) y se adoptó la clasificación propuesta por McManus J. (1988) a partir de la media.

$$PHI = -Log_2\, \emptyset\, (mm) \qquad \textit{Ecuación 5}$$

Análisis estadístico

Los análisis de regresión entre la masa acumulada y el diámetro se realizaron por el método de mínimos cuadrados. Se emplearon los coeficientes de correlación para evaluar el grado de asociación entre resultados del modelo fractal con datos experimentales. Los análisis se realizaron con el software estadístico Infostat 2020, versión libre (Di Rienzo *et al*., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Serie Etcheverry

El horizonte superficial, con proporciones de arena, limo y arcilla de 3,1 %; 70,0% y 26,9 %, respectivamente, presentó una clase textural franco limosa. El valor medio de PHI (6,45) permitió caracterizar el material, desde el enfoque sedimentológico, como limo fino (MacManus, 1998). La DTP (Figura 1a) mostró un comportamiento fractal, evidenciado por el elevado ajuste del modelo ($p < 0,0001$; $R^2 = 1,00$). El modelo describió el 95,5 % de la masa acumulada hasta un diámetro de 54 µm; por simplicidad no se detalla el ajuste correspondiente al material restante (4,5%).

Por su parte, el horizonte subsuperficial (2Btss1), con porcentajes de arena, limo y arcilla de 1,5; 42,2 y 52,3 %, se clasificó como arcillo limoso. El valor medio de PHI (8,06) permitió identificarlo sedimentológicamente como arcilla (MacManus,1998). La DTP también evidenció un comportamiento fractal y ajuste significativo del modelo ($p < 0,0001$; $R^2 = 1,00$), logrando describir el 98,5 % de la masa acumulada hasta un diámetro de 53 µm (Figura 1a). Los valores de los parámetros C y D se presentan en la Tabla 1.

Serie Magdalena

En el horizonte superficial, los porcentajes de arena, limo y arcilla fueron de 7,7 %; 67,1 % y 25,2 % respectivamente, lo que le asignó una clase textural franco limoso. El valor medio del parámetro PHI (6,85) caracterizó al material como limo fino (MacManus,1998). La DTP presentó un comportamiento fractal, con un ajuste significativo del modelo ($p < 0,0001$; $R^2 = 1,00$), el cual logró describir el 92,5 % de la masa acumulada hasta un diámetro de 60 µm.

El horizonte subsuperficial (Bt), con contenidos de arena, limo y arcilla de 0,3%; 45,4% y 54,4 %, le asignó una clase textural arcillo limoso. El valor medio de PHI (8,27) caracterizó al material como arcilla (MacManus, 1998). La DTP también evidenció un comportamiento fractal, con un ajuste significativo del modelo ($p < 0,0001$; $R^2 = ,99$), logrando describir el 99,5 % de la masa acumulada hasta un diámetro de 36 µm (Figura 1b), en este diámetro aparece una inflexión asociada al 0,5 % del material restante.

El horizonte subsuperficial (2Btss), con contenidos de arena, limo y arcilla de 0,2 %; 41,6 % y 58,2 %, se clasificó como arcillo limoso. El valor medio de PHI (8,34) lo clasificó como arcilla (MacManus, 1998). La DTP también presentó un comportamiento fractal y un ajuste significativo del modelo ($p < 0,0001$; $R^2 = 0,99$), logrando describir el 99,6 % de la masa acumulada hasta un diámetro de 34 µm (Figura 1b), en este diámetro aparece una inflexión asociada al 0,4 % del material restante. Los valores de los parámetros C y D correspondientes a los horizontes se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Porcentajes de arena (A), limo (L) y arcilla (arc), clase textural USDA, Franco limoso (FL), arcillo limoso (arc L). Media del parámetro PHI, calificación según la escala sedimentológica. Coeficiente de correlación (R^2). Parámetros fractales, de proporcionalidad (C_{exp}) y dimensión fractal de fragmentación (D_{exp}), obtenidos en forma experimental. Parámetros fractales calculados en función de los porcentajes de arena y arcilla C_{teo} y D_{teo}.

	Etcheverry		Magdalena		
	Ap	2Btss1	Ap	2Bt	2Btss
Prof. (cm)	0-20	50-70	0-20	40-60	75-90
A (%)	3,1	1,5	7,7	0,3	0,2
L (%)	70,0	46,2	67,1	45,4	41,6
arc (%)	26,9	52,3	25,2	54,4	58,2
CT (USDA)	FL	aL	FL	aL	aL
PHI	6,45	8,06	6,85	8,27	8,34
Clasificación	limo fino	arcilla	limo fino	arcilla	arcilla
R^2	1,00	1,00	1,00	0,99	0,99
C_{exp}	20,119	45,772	19,055	47,282	51,015
D_{exp}	2,599	2,804	2,598	2,793	2,811
C_{teo}	20,401	45,681	19,006	47,689	51,803
D_{teo}	2,602	2,804	2,596	2,811	2,832

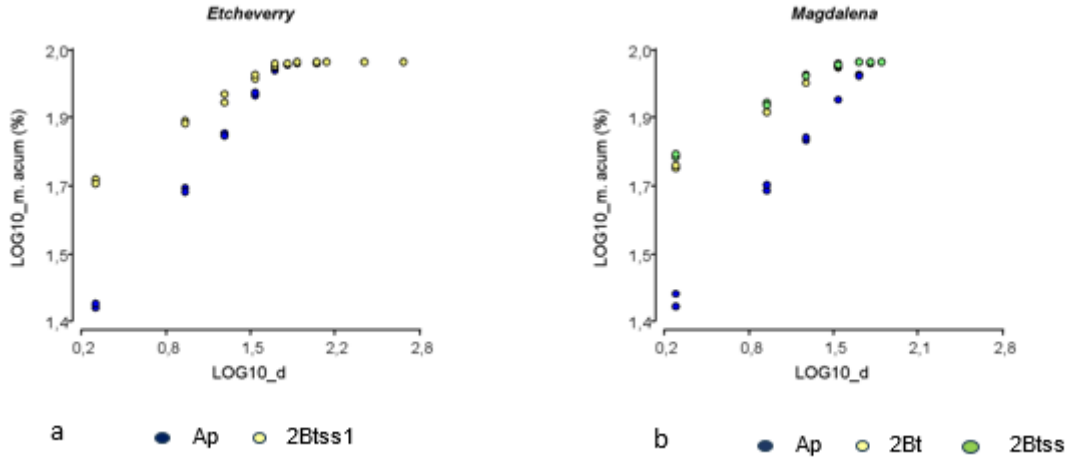


Figura 1. Distribución de tamaño de partículas, expresada en logaritmo de la masa acumulada (%) en función del logaritmo del diámetro aparente en micrómetros. a Serie Etcheverry y b Serie Magdalena.

Los resultados encontrados en los horizontes superficiales, con DTP de tipo fractal, son análogos con estudios anteriores para la zona con estas clases texturales. (Filgueira et al., 2006; Gelati, 2020; Gelati et al., 2022, 2024).

Las DTP de los horizontes subsuperficiales también fueron descriptas por el modelo fractal. El proceso de iluviación enriqueció a estos horizontes en coloides, produciendo un incremento en los valores de C y D, respecto de los horizontes superficiales (eluviales). (Tabla 1).

El incremento de los valores de D hallados en texturas más finas, además de estar avalado por los conceptos teóricos coincide con otros autores (Valdez y Cepeda, 1999; Filgueira et al., 2006). El incremento de C en las mismas muestras coincide con lo reportado con Gelati (2020).

La Serie Magdalena, más fina que Etcheverry, con valores medios de PHI mayores, los horizontes subsuperficiales mostraron la inflexión cercana a los 35 µm alcanzando más del 99% de la masa acumulada.

Para los horizontes superficiales y subsuperficiales, los parámetros fractales calculados en forma teórica con los porcentajes de arena y arcilla no se diferenciaron estadísticamente de los obtenidos en forma experimental (Figura 2).

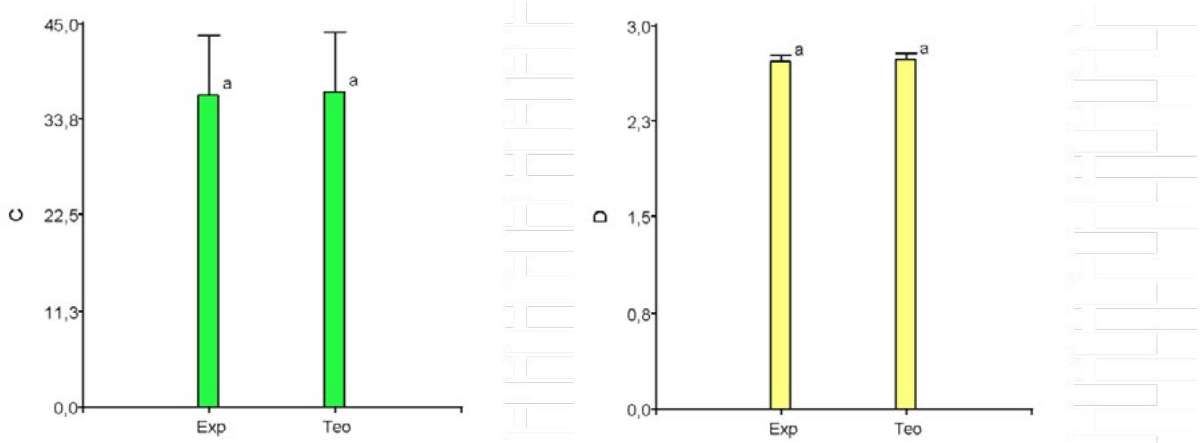


Figura 2. Comparación de parámetros fractales C y D obtenidos en forma experimental, a partir de la distribución de tamaño de partículas y teórica con los porcentajes de arena y arcilla. Medias con letra común no son significativamente diferentes (p>0,05).

CONCLUSIONES

El modelo fractal describe las distribuciones de tamaño de partículas en horizontes eluviales e iluviales.

La distribución de tamaño de partículas de suelos de la zona puede estimarse con el modelo fractal a partir de los contenidos de arena y arcilla.

AGRADECIMIENTOS

Cátedras de Edafología y Física Aplicada, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.

BIBLIOGRAFÍA

Arya, L. y Paris, J. (1981). A physico-empirical model to predict the soil misture characteristic curve from particle-size distribution and bulk density data. Soil Sci. Soc. Am. J. 45, 1023-1030.

Bittelli, M., Campbell, G.S. y Flury, M. (1999). Characterization of particle-size distribution in soil with a fragmentation model. Soil Sci Soc Am J. 63:782–788.

Campbell, G. y Shiozawa, S. (1992). Indirect methods for estimating the hidraulic propierties of unsaturated soils. University of California, Riverside., Ch. Prediction of hydraulic propierties of soils using particle-size distribution and bulk density data, Pp. 317-328.

Castiglioni, M., Morrás, H., Santanatoglia, O., Altinier, M., y Tessier, D. (2007). Movimiento del agua en Argiudoles de la Pampa Ondulada con diferente mineralogía de arcillas. *Ciencia del suelo*, *25*(2), 109-121.

Di Rienzo, J., Casanoves, F; Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. InfoStat versión (2020). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, URL http://www.infostat.com.ar

Filgueira, R., Fournier, L., Cerisola, C., Gelati, P. y García, M. (2006). Particle-size distribution in soils; a critical study of the fractal model validation. Geoderma, Volume 134, Issues 3-4, 327-334.

Filgueira, R., Gelati P., Fournier L., Sarli G. y Soracco, C. (2009). Distribución de tamaño de partículas del suelo; su estudio con un modelo fractal. XVIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Costa Rica.

Gee, G. y Bauder J. (1986). Particle size analysis. methods of soil analysis, part 1. Physical and minerological methods. Agronomy Monograph Nº 9. Second Edition. Pp. 383-411.

Gelati, P., Sarli O., Lozano L. y Filgueira, R. (2019). Estudio fractal de la distribución de partículas y pseudopartículas en suelos de la pradera pampeana. Cienc. Suelo (Argentina) 37 (1): 146-156.

Gelati, P. (2020). Distribución del tamaño de partículas y microagregados en suelos de la Pradera Pampeana: estudio mediante la geometría fractal. Tesis doctoral, UNLP, Pcia. de Buenos Aires, Argentina: http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/102199

Gelati P., Machetti, N. E., Sarli, G.O. y Filgueira, R.R. (2022). Modelo fractal aplicado al proceso de transporte y depósito en suelos de la pradera pampeana. Actas XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CABA, Argentina.

Gelati, P., Machetti, N., Pellegrini, A., Iturre, J., Frías Calvo, A. y Ursino, M. (2024). Modelo fractal aplicado a la estimación de la distribución de tamaño de partículas de suelo. Actas del XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 21-24 de mayo, San Fernando del Valle de Catamarca.

Hyslip, J. y Vallejo, L. (1997). Fractal analysis of the roughness and size distribution of granular materials. Engineering Geology 48, 231-244.

Hurtado, M., Giménez, J. y Cabral, M. (2006). Análisis ambiental del partido de La Plata: Aportes al ordenamiento territorial. Consejo Federal de Inversiones.

INTA. (2009). Cartas de Suelos de la República Argentina – Provincia de Buenos. Ediciones INTA.

McManus J. (1988). Grain size determination and interpretation. En Techniques in Sedimentology, Tucker M. (ed.). Blackwell: Oxford;63 – 85.

Millán, H., Gonzalez-Posada, M., Aguilar, M., Domínguez, J. y Céspedes, L. (2003). On the fractal scaling of soil data. Particle size distributions. Geoderma 117, 117-128.
Pachepsky, Y. y Rawls, J. (2004). Development of Pedotransfer Functions in Soil Hydrology. Development in Soil Science (Vol 30). Amsterdam. The Netherlands. 504 p.
Perfect, E., Díaz Zorita, M. y Grove, J. (2002). A prefractal model for predicting soil fragment size distributions. Soil and Tillage Research 36:1-20.
Stanchi, S., Bonifacio, E. y Zanini, E. (2008). Mass-size fractal dimension of primary and aggregate particles and soil profile development. Soil Sci. 173 (2), 87-95.
Taguas, F. Martín, M y Perfect, E. (1999). Simulation and testing of self-similar estructures for soil particle size distributions using iterated function systems. Geoderma. 88:191-203.
Tyler, S. y Wheatcraft, S. (1992). Fractal scaling of soil particle-size distributions: analysis and limitations. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 362–369.
Valdez Cepeda, R. y Olivares-Sáenz E. (1998). Geometría fractal en la ciencia del suelo. Terra, 16(3) 277-278.
Vdovic, N., Obhodas, J. y Pikelj, K. (2010). Resvisiting the particle-size distribution of soils: comparison of different methods and simple pre-treatments. Eur J Soil Sci. 61, 854-864.

EFECTO ESTACIONAL DE LA HUMEDAD SOBRE LA COMPACTACIÓN DEL SUELO EN MALLINES PATAGÓNICOS

Gomez, F. A.[1, 2*], von Müller, A.[1, 2], Tarabini, M.[1], Garcia, G.[1]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA Esquel); [2] Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB Esquel); *gomez.federico@inta.gob.ar

RESUMEN: La compactación del suelo constituye uno de los principales procesos de degradación física en los mallines patagónicos, donde la alta humedad edáfica y la presión del pastoreo extensivo favorecen alteraciones estructurales persistentes. La resistencia a la penetración (RP) es un indicador clave para evaluar la intensidad de compactación y su relación con la humedad del suelo. El objetivo de este estudio fue analizar la variación estacional de la RP en mallines sometidos a pastoreo, considerando el efecto modulador del contenido hídrico del suelo. Este estudio se desarrolló en la precordillera de Chubut (Patagonia Argentina), sobre suelos de origen volcánico. Se realizaron mediciones en 16 puntos fijos durante invierno, primavera y verano, determinando RP con un penetrómetro de impacto y humedad gravimétrica en muestras a 0–30 cm. Los datos se analizaron mediante modelos lineales mixtos con estructura de medidas repetidas. Se observó una relación logarítmica negativa altamente significativa entre la humedad y la RP ($\beta = -67{,}1 \pm 7{,}9$; $p < 0{,}001$), indicando mayor compactación en suelos secos y un efecto decreciente a medida que aumenta la humedad. La RP fue significativamente menor en primavera ($\beta = -186{,}7$; $p = 0{,}002$), acompañada por una pendiente suavizada en la relación humedad–compactación, lo que sugiere una menor sensibilidad del suelo al contenido hídrico durante esa estación. Estos resultados evidencian la importancia de la estacionalidad en la dinámica de compactación y resaltan la necesidad de ajustar el uso ganadero según las condiciones de humedad del suelo y la capacidad de recuperación estructural del sistema

PALABRAS CLAVE: carga ganadera, contenido hídrico, resistencia a la penetración.

INTRODUCCIÓN

La integridad estructural del suelo es fundamental para sostener el crecimiento vegetal, regular el ciclo hidrológico y mantener la funcionalidad de los ecosistemas, especialmente en sistemas ganaderos extensivos (Dexter 2004). Entre los indicadores físicos más utilizados para evaluar la condición del suelo, la resistencia a la penetración (RP) se destaca por su utilidad para estimar niveles de compactación y la presencia de condiciones limitantes para el crecimiento radicular. Valores elevados de RP suelen estar asociados a una reducción de la porosidad, menor infiltración de agua y restricciones en la elongación de raíces, afectando negativamente la productividad y la resiliencia del sistema (Bengough et al. 2011). En ambientes húmedos como los mallines, humedales de origen fluvial o freático presentes en zonas templado-frías de Patagonia argentina, la susceptibilidad a la compactación inducida por el pisoteo animal es particularmente alta. La elevada humedad edáfica característica de estos sistemas reduce la resistencia mecánica del suelo, favoreciendo procesos de compactación superficial y subsuperficial. Esta alteración estructural no solo compromete el desarrollo de las especies vegetales, sino que también puede afectar funciones clave como la retención de agua, la aireación y la actividad biológica del suelo (Hamza y Anderson 2005). La resistencia a la penetración es una propiedad dinámica del suelo, fuertemente influenciada por factores como la textura, el contenido de materia orgánica, el uso del suelo y, de manera crítica, el contenido de agua (Gomez et al. 2022). En este sentido, la evaluación estacional de la RP resulta esencial para interpretar adecuadamente los procesos de compactación, dado

que los valores registrados varían significativamente entre períodos húmedos y secos. Sin embargo, existe escasa evidencia empírica que integre de forma explícita la humedad edáfica, la estacionalidad y la compactación del suelo en mallines patagónicos bajo condiciones reales de pastoreo. Esta variabilidad temporal ofrece una oportunidad clave para diferenciar entre efectos transitorios y procesos de compactación persistentes asociados al uso ganadero. En este contexto, el objetivo de este estudio fue analizar la variación estacional de la resistencia a la penetración en suelos de mallines sometidos a pastoreo, considerando el efecto modulador del contenido hídrico del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en mallines ubicados en la zona de precordillera de la provincia de Chubut, Patagonia argentina (Figura 1). Estos ambientes se caracterizan por una alta fertilidad natural, asociada a suelos profundos con elevado contenido de materia orgánica, textura variable de franco a franco arcillosa, alta humedad edáfica durante gran parte del año y una vegetación dominada por gramíneas perennes y juncáceas. Los mallines cumplen un rol ecológico y productivo clave en la región, ya que concentran la mayor disponibilidad forrajera del paisaje y funcionan como reservorios estratégicos de agua y carbono dentro de los sistemas ganaderos patagónicos. La carga ganadera presentó variaciones entre los sitios de estudio (ganado ovino y bovino), con valores comprendidos entre 0,35 y 0,99 UG ha^{-1}. $año^{-1}$ (unidades ganaderas por hectárea año).

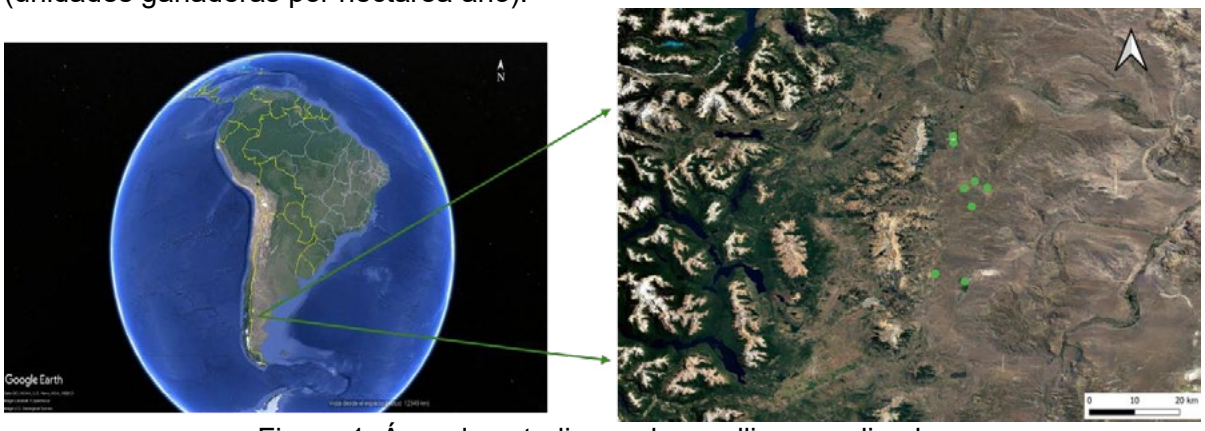


Figura 1. Área de estudio con los mallines analizados.

El estudio se realizó en 16 mallines andino-patagónicos, distribuidos en dos condiciones hídricas contrastantes: húmedos (n = 8) y secos (n = 8). En cada mallín se definieron tres puntos de muestreo, georreferenciados, que fueron evaluados de manera repetida en el tiempo durante las estaciones de invierno, primavera y verano, con el fin de capturar la variabilidad estacional de la resistencia a la penetración del suelo. La resistencia a la penetración se midió *in situ* mediante un penetrómetro de impacto a 0-30 cm de profundidad, y los valores obtenidos fueron transformados a un índice cuantitativo de compactación. En simultáneo, se tomaron muestras de suelo a 0–30 cm para determinar el contenido gravimétrico de humedad.

Se ajustaron modelos lineales mixtos (LMM) para analizar la compactación del suelo en función del tipo de mallín, la estación, la humedad y la carga ganadera, considerando un intercepto aleatorio por mallín. La significancia de los efectos fijos se evaluó mediante pruebas F, y la comparación entre modelos se realizó a partir de criterios de ajuste y pruebas de razón de verosimilitud. La comparación de estructuras aleatorias mostró que incluir una pendiente de humedad por mallín mejoraba el ajuste, pero generaba singularidad. Por criterios de parsimonia, se seleccionó el modelo con intercepto aleatorio por mallín como final. Todos los análisis y gráficos fueron realizados con el software R 4.4.0 (2024).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La resistencia a la penetración del suelo en mallines andino-patagónicos mostró una dependencia fuerte y consistente del contenido de humedad edáfica. Se observó una relación

logarítmica negativa altamente significativa entre la humedad del suelo y la resistencia a la penetración (β = –68,27 ± 6,19; R^2 = 0,46; p < 0,001), indicando que los suelos más secos presentan niveles marcadamente mayores de compactación, mientras que el aumento del contenido hídrico reduce la resistencia, aunque con un efecto decreciente. Este patrón sugiere que los mayores cambios en la compactación ocurren en rangos bajos a intermedios de humedad, con una estabilización en condiciones muy húmedas, donde la mayor plasticidad del suelo limita la variación adicional de la resistencia (Figura 2).

Al incorporar el tipo de mallín (húmedo vs. seco) y su interacción con el logaritmo de la humedad, el efecto principal de la humedad se mantuvo altamente significativo (β = –71,55 ± 10,40; p < 0,001), mientras que ni el efecto del tipo de mallín (p = 0,54) ni la interacción tipo × humedad (p = 0,33) resultaron significativos. Esto indica que, si bien los mallines difieren en su condición hidrológica de base, la forma funcional y la magnitud de la relación humedad–compactación son similares en ambos ambientes, y que la humedad edáfica actúa como el principal regulador de la resistencia a la penetración, más allá de las diferencias estructurales entre sitios. El modelo explicó el 47,6% de la variabilidad total (R^2 ajustado = 0,46), lo que refuerza el carácter dominante de la humedad en el control de la compactación inducida por el uso ganadero (Greenwood y McKenzie 2001). Este resultado es consistente con mecanismos físicos bien documentados en suelos de mallín y otros ambientes húmedos: la disminución del contenido de agua incrementa la cohesión entre partículas, reduce la lubricación interna y aumenta la rigidez del agregado edáfico, favoreciendo la consolidación del suelo frente al tránsito animal (Busscher et al. 1997). En este sentido, los suelos secos resultan estructuralmente más vulnerables a deformaciones persistentes, aun cuando la presión ejercida por el ganado no sea extrema.

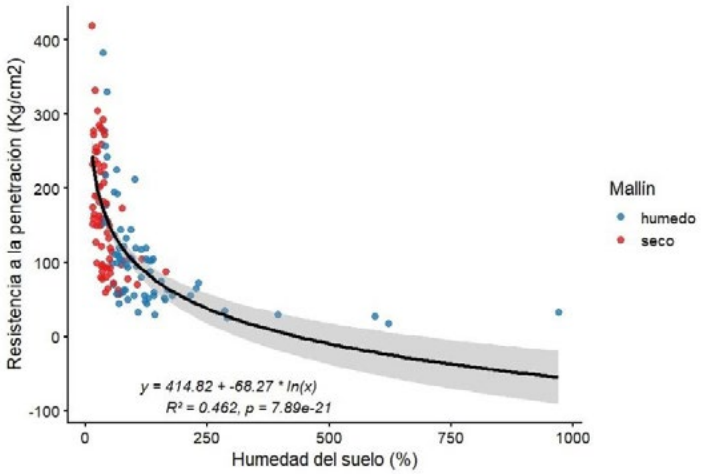


Figura 2. Regresión logarítmica entre la humedad y la resistencia a la penetración para cada tipo de mallín.

La estacionalidad emergió como un componente relevante en la dinámica de la resistencia a la penetración. La inclusión de la interacción entre el logaritmo de la humedad del suelo y la estación del año mejoró marginalmente el ajuste del modelo (F = 2,41; p = 0,09), y fue retenida por su respaldo ecológico y su aporte interpretativo (Figura 3). En particular, durante primavera, la resistencia a la penetración fue significativamente menor (p = 0,02) y la relación humedad–resistencia a la penetración presentó una pendiente suavizada (β = +25,89; p = 0,08), lo que indica una menor sensibilidad de la resistencia a los cambios en el contenido hídrico en esta estación. En verano, en cambio, no se detectaron diferencias significativas respecto de la estación de referencia.

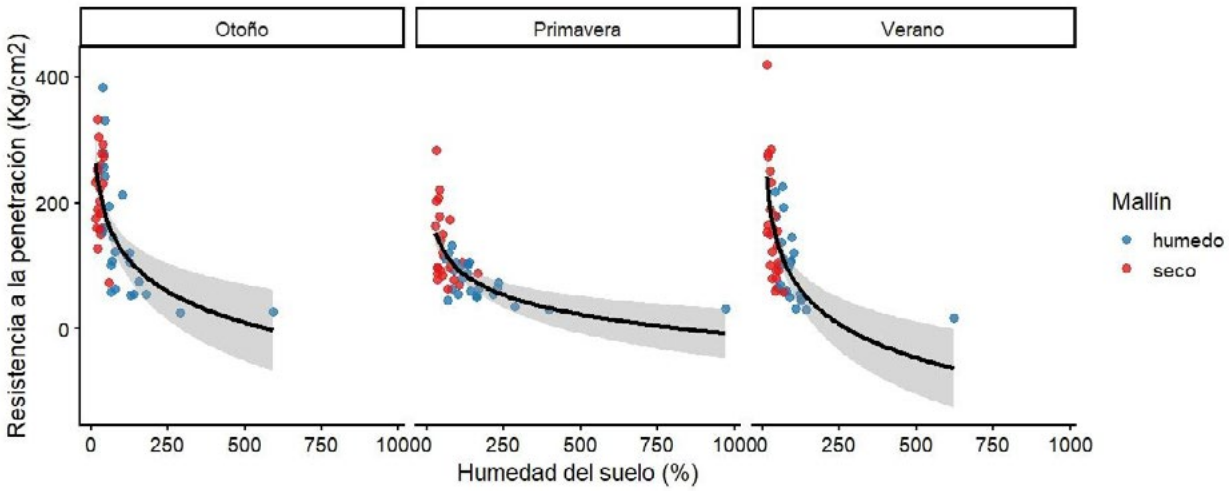


Figura 3. Regresión logarítmica entre la humedad y la resistencia a la penetración para cada tipo de mallín, diferenciando cada muestreo.

El análisis mediante modelos mixtos de medidas repetidas, considerando cada punto de muestreo como unidad experimental, confirmó estos patrones. La humedad del suelo mantuvo un efecto logarítmico negativo significativo sobre la resistencia a la penetración (β = –67,1), mientras que la primavera se asoció con una reducción marcada de la resistencia a la penetración (β = –186,7) y una pendiente aún más atenuada en la relación humedad–resistencia a la penetración (β = +34,0) (Figura 4). Este comportamiento sugiere que durante la primavera los suelos presentan una mayor resiliencia estructural, posiblemente vinculada al aumento de la humedad posterior al deshielo, a la recuperación del tapiz herbáceo que amortigua el impacto del pisoteo y a una mayor actividad biológica en el suelo (Six et al. 2004). El efecto aleatorio asociado a cada punto de muestreo explicó una proporción sustancial de la varianza total (σ^2 = 1459), lo que evidencia una marcada heterogeneidad espacial y valida el enfoque de seguir trayectorias individuales para interpretar la dinámica edáfica. Esta variabilidad probablemente refleje diferencias locales en textura, drenaje, contenido de materia orgánica y estructura del perfil, reforzando la idea de que cada mallín funciona como una unidad funcional particular dentro del paisaje ganadero (Robertson et al. 1997).

La ausencia de un efecto significativo de la carga ganadera instantánea sugiere que, dentro del rango evaluado, la resistencia a la penetración del suelo está más estrechamente asociada a la condición hídrica que a la intensidad puntual de uso. Este resultado es coherente con estudios que muestran que el impacto del tránsito animal depende críticamente del momento en que ocurre y de la condición hídrica del suelo: en condiciones muy húmedas, el suelo es altamente susceptible a la deformación inmediata, aunque los daños estructurales suelen ser mayormente superficiales y con mayor potencial de recuperación, mientras que en condiciones secas, el tránsito puede inducir compactación más profunda y persistente (Whalley et al. 2005), con menor capacidad de reversión(Hamza y Anderson 2005). En este marco, la humedad del suelo emerge como la variable clave que define el riesgo real de degradación física en los mallines, por encima de la carga ganadera *per se.*

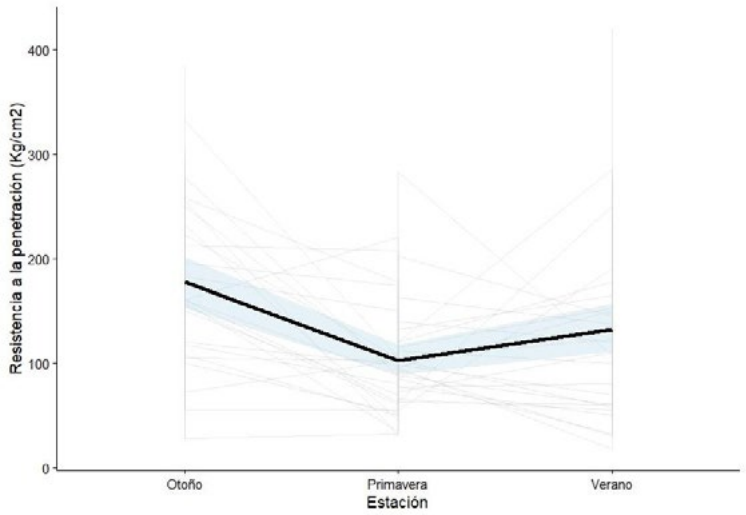


Figura 4. Variación estacional de la resistencia a la penetración.

Desde una perspectiva de manejo, estos resultados subrayan la necesidad de evitar el ingreso de animales durante períodos secos prolongados, cuando el suelo presenta mayor rigidez estructural y menor capacidad de recuperación. La integración de indicadores simples, como la humedad edáfica y la resistencia a la penetración, podría constituir una herramienta operativa eficaz para orientar decisiones de pastoreo y prevenir procesos de degradación física como es la compactación del suelo (Drewry 2006). Estudios futuros que incorporen series temporales más largas, gradientes más amplios de carga ganadera y variables estructurales del pastizal permitirán identificar umbrales de resiliencia y fases críticas de riesgo en los mallines patagónicos. Asimismo, los resultados sugieren que la época de medición constituye un aspecto metodológico clave: las evaluaciones realizadas durante la primavera, cuando la humedad edáfica es mayor, tienden a mostrar respuestas más estables y menos condicionadas por estados transitorios de compactación, lo que la posiciona como un período particularmente adecuado para la caracterización estructural y funcional de estos sistemas.

CONCLUSIONES

La humedad del suelo emerge como la variable crítica para definir el riesgo de compactación en mallines patagónicos, por encima de la carga ganadera instantánea. La relación entre el contenido hídrico y la resistencia a la penetración fue consistentemente logarítmica y negativa, indicando un aumento marcado del riesgo de compactación estructural durante períodos secos. La estacionalidad moduló este proceso: durante la primavera, la compactación fue significativamente menor y la respuesta del suelo a la humedad se mostró atenuada, lo que sugiere la existencia de una ventana temporal de mayor resiliencia estructural. En contraste, bajo condiciones secas prolongadas, la susceptibilidad a la compactación aumenta y los daños tienden a ser más persistentes, reduciendo la capacidad de recuperación del suelo.

En este contexto, el ajuste del uso ganadero a la dinámica hídrica intra-anual resulta clave para prevenir procesos de degradación física. Evitar el pastoreo en períodos secos y priorizar decisiones basadas en indicadores simples, como la humedad edáfica y la resistencia a la penetración, constituye una estrategia operativa robusta para mejorar el manejo y la sostenibilidad de los mallines patagónicos. Desde una perspectiva más amplia, estos resultados refuerzan el rol de los mallines patagónicos como humedales dinámicos, cuya resiliencia estructural depende de la interacción entre la hidrología estacional y el uso ganadero. La identificación de ventanas temporales de menor susceptibilidad a la compactación pone de manifiesto la necesidad de avanzar hacia esquemas de manejo adaptativo, en los que las decisiones de pastoreo se ajusten de manera flexible a la condición hídrica del suelo. Esta aproximación adquiere especial relevancia frente a escenarios de mayor frecuencia e intensidad de períodos secos proyectados para la Patagonia, donde el

riesgo de degradación física podría intensificarse si no se incorporan criterios de riesgo edáfico en el manejo de estos sistemas.

BIBLIOGRAFÍA

Bengough, A. G., McKenzie, B. M., Hallett, P. D. y Valentine, T. A. (2011). Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of experimental botany*, *62*(1), 59-68.

Busscher, W. J., Bauer, P. J., Camp, C. R. y Sojka, R. E. (1997). Correction of cone index for soil water content differences in a coastal plain soil. *Soil and Tillage Research*, *43*(3-4), 205-217.

Dexter, A. R. (2004). Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, *120*(3-4), 201-214.

Drewry, J. J. (2006). Natural recovery of soil physical properties from treading damage of pastoral soils in New Zealand and Australia: a review. *Agriculture, ecosystems y environment*, *114*(2-4), 159-169.

Gomez, F., Von Müller, A., Tarabini, M. y La Manna, L. (2022). Resilient Andisols under silvopastoral systems. *Geoderma*, *418*, 115843.

Greenwood, K. L. y McKenzie, B. M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, *41*(8), 1231-1250.

Hamza, M. A. y Anderson, W. K. (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and tillage research*, *82*(2), 121-145.

Robertson, G. P., Klingensmith, K. M., Klug, M. J., Paul, E. A., Crum, J. R. y Ellis, B. G. (1997). Soil resources, microbial activity, and primary production across an agricultural ecosystem. *Ecological Applications*, *7*(1), 158-170.

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. y Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and tillage research*, *79*(1), 7-31.

Whalley, W. R., Leeds-Harrison, P. B., Clark, L. J. y Gowing, D. J. G. (2005). Use of effective stress to predict the penetrometer resistance of unsaturated agricultural soils. *Soil and Tillage Research*, *84*(1), 18-27.

EFECTOS DE LA FERTILIZACIÓN PROLONGADA Y DEL MANEJO GANADERO SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO EN MALLINES DE LA PATAGONIA

Gomez, F.[1, 2*], Garcia, G.[1], von Müller, A.[1, 2], Tarabini, M.[1], Curcio, M.[3], Piñeiro, G.[4, 5], Martínez, N.[1], Freeman, G.[1], Irisarri, G.[5, 6].

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA Esquel); [2] Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB Esquel); [3] Asesor técnico en CREA; [4] LART, Laboratorio de Análisis Regional y teledetección, Instituto de Investigaciones Fisiológicas y ecologías vinculadas a la Agronomía (IFEVA), CONICET- Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina; [5.] Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay. [6.]Department of Ecosystem Science and Management, University of Wyoming, Laramie, WY 82071, USA; [*]gomez.federico@inta.gob.ar

RESUMEN: Los mallines de la Patagonia constituyen humedales de alta productividad forrajera y gran relevancia ecológica, pero su uso ganadero intensivo puede afectar la estructura y funcionalidad del suelo. La fertilización con nitrógeno (N) y fósforo (P) se utiliza como estrategia para sostener la oferta forrajera, aunque sus efectos prolongados sobre las propiedades edáficas son poco conocidos. El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos de ocho años de fertilización continua con N y P, y del manejo ganadero, sobre las propiedades físicas y químicas del suelo en un mallín de la precordillera de Chubut (Patagonia Argentina). El ensayo se estableció en 2017 bajo un diseño en bloques completos al azar (n = 6) con cinco tratamientos: N0P0+G (sin fertilizante, con pastoreo), N0P0 con corte, N0P0 sin corte, N150P0 (150 kg $N.ha^{-1}$) y N150P25 (150 kg $N.ha^{-1}$ + 25 kg $P.ha^{-1}$). En 2025 se tomaron muestras a dos profundidades (0–20 y 20–40 cm) para determinar densidad aparente, resistencia a la penetración, humedad gravimétrica, pH y conductividad eléctrica (CE). Los resultados mostraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) y profundidades ($p < 0,001$) para las propiedades físicas. El pastoreo incrementó la densidad aparente y la resistencia a la penetración en ambas capas, indicando compactación inducida por el tránsito animal, mientras que las clausuras, fertilizadas o no, mantuvieron valores bajos y homogéneos. El pH y la CE no variaron entre tratamientos y mostraron únicamente diferencias significativas verticales asociadas al perfil, sin efectos atribuibles a la fertilización prolongada. En conclusión, tras ocho años de manejo, el pastoreo sigue siendo el principal factor que condiciona la estructura y funcionalidad física del suelo, mientras que la fertilización no generó efectos adversos detectables sobre las propiedades analizadas.

PALABRAS CLAVE: conductividad eléctrica, compactación, pH.

INTRODUCCIÓN

Los mallines de la Patagonia constituyen humedales de gran relevancia ecológica y productiva dentro de paisajes caracterizados por marcadas limitaciones hídricas. Estos sistemas proveen un gran número de servicios ecosistémicos entre los que podemos mencionar la provisión de forraje para el ganado, de gran importancia regional, la regulación hidrológica de las cuencas, el secuestro de carbono y la provisión de hábitat para la biodiversidad (Bran 2004; Bonvissuto et al. 2008; Buono et al. 2010; Irisarri et al. 2012; Enriquez y Cremona 2017), entre otros. Debido a su elevada fertilidad relativa y a su distribución restringida en el territorio, los mallines suelen estar sometidos a un uso intensivo ganadero, generando presiones sobre la sustentabilidad de sus suelos y su vegetación (Raffaele 1993; Curcio et al. 2023).

El manejo ganadero, particularmente bajo altas cargas animales, puede inducir compactación del suelo, incrementar la resistencia a la penetración, modificar la estructura superficial y

alterar los ciclos de carbono y nutrientes mediante el pisoteo y la deposición de excretas (Piñeiro et al., 2010; Gomez et al., 2022). Paralelamente, la fertilización con nitrógeno (N) y fósforo (P) ha sido promovida como estrategia para incrementar la oferta forrajera en estos ambientes, en particular durante años de baja productividad (Garcia Martínez et al. 2016; Garcia Martínez et al. 2017). Sin embargo, los efectos acumulativos de la fertilización prolongada sobre las propiedades físicas y químicas del suelo permanecen escasamente documentados.

Si bien existen antecedentes sobre la respuesta forrajera de los mallines a la fertilización en el corto plazo, son escasos los estudios que evalúan sus consecuencias edáficas tras varios años de aplicación continua. En este contexto, el objetivo de este presente trabajo fue analizar los efectos de la fertilización sostenida con nitrógeno y fósforo, y del manejo ganadero, sobre las propiedades físicas y químicas del suelo en mallines de la Patagonia argentina, luego de ocho años de aplicación continua.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un mallín de la precordillera de Chubut, Patagonia argentina (42°21′30,36″ S; 71°08′25,89″ O; 730 m s.n.m.) (Figura 1), caracterizado por suelos de origen volcánico, con elevada presencia de cenizas, cuya estructura y estabilidad dependen en gran medida de la agregación y de procesos de inmovilización física de partículas finas (Enriquez et al. 2021). El sitio corresponde a un potrero que históricamente estuvo sometido a pastoreo con ganado ovino y bovino. El ensayo se estableció en 2017 dentro de un experimento de fertilización continua con aplicaciones anuales al voleo durante octubre–noviembre, con el objetivo de evaluar los efectos de la aplicación de nitrógeno (N) y fósforo (P) y del manejo ganadero sobre las propiedades del suelo. Para ello, se instaló una clausura permanente de 50 × 50 m dentro del potrero, excluyendo el ingreso de ganado. Dentro de esta clausura se asignaron cuatro tratamientos, mientras que un quinto tratamiento correspondió a un sector adyacente fuera de la clausura, que continuó bajo pastoreo (Figura 1).

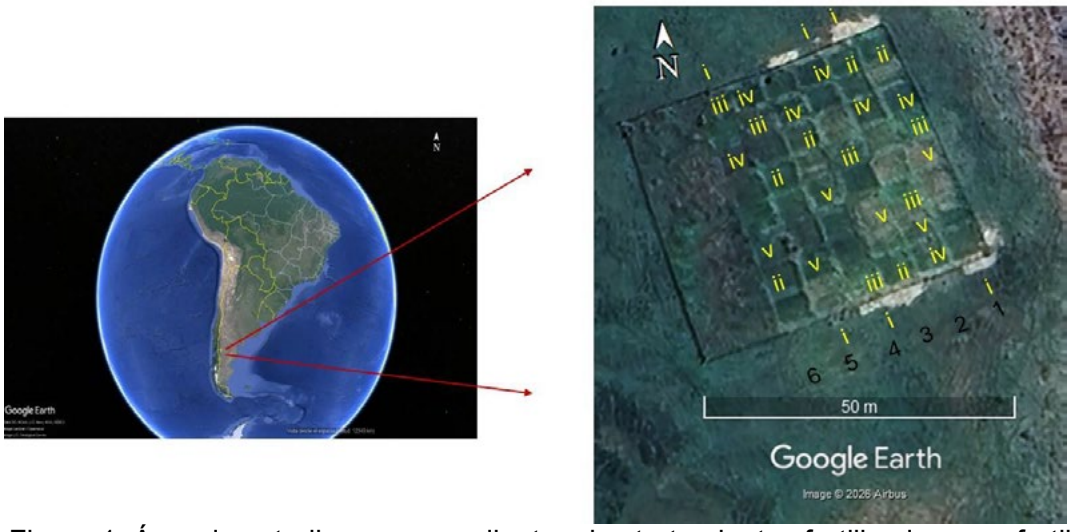


Figura 1. Área de estudio correspondiente a los tratamientos fertilizados y no fertilizados. En color negro se muestran los bloques experimentales (1–6). En color amarillo se indican los tratamientos establecidos dentro de cada bloque.

El diseño experimental fue de bloques completos al azar (n = 6), con cinco tratamientos: (i) N0P0 + G: sin fertilización y con pastoreo (fuera de la clausura); (ii) N0P0 c/corte: sin fertilización, dentro de clausura, con un corte anual de forraje; (iii) N0P0 s/corte: sin fertilización, dentro de clausura, sin corte; (iv) N150P0: fertilización con 150 kg N ha^{-1} (urea), dentro de clausura, con un corte anual de forraje; y (v) N150P25: fertilización con 150 kg N ha^{-1} + 25 kg P ha^{-1} (superfosfato triple), dentro de clausura, con un corte anual de forraje. Las muestras de suelo analizadas en este estudio fueron recolectadas en 2025 en los cuatro

tratamientos ubicados dentro de la clausura y en el tratamiento bajo pastoreo continuo fuera de la misma (Figura 1).
Las muestras de suelo se extrajeron en la campaña 2025 a dos profundidades (0–20 y 20–40 cm). En cada muestra se determinó densidad aparente (Dap) mediante cilindro de volumen conocido, resistencia a la penetración (RP) con penetrómetro de cono manual, y contenido de humedad gravimétrica por secado a peso constante. Además, se analizaron las propiedades químicas: pH (1:2,5 en agua) y conductividad eléctrica (CE) en laboratorio.
Los datos se analizaron mediante modelos lineales mixtos, considerando tratamiento y profundidad como efectos fijos y bloque como efecto aleatorio. Se verificaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad de residuos, y las comparaciones de medias se realizaron con pruebas de Tukey ($p < 0,05$). Todos los análisis y gráficos fueron realizados con el software R 4.4.0 (2024).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La densidad aparente del suelo presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p = 0,02$) y entre profundidades ($p < 0,001$), sin interacción significativa entre ambos factores. En promedio, la capa superficial (0–20 cm) mostró menores valores que la subsuperficial (20–40 cm), evidenciando un incremento natural de la densidad con la profundidad. El tratamiento con pastoreo (N0P0 + G) registró las mayores densidades en ambas capas, lo que refleja un efecto de compactación inducido por el pisoteo animal. En contraste, las clausuras, tanto sin fertilización como con aplicaciones de N y P, mantuvieron valores más bajos y homogéneos, lo que sugiere un cambio de la estructura edáfica en ausencia de carga ganadera (Figura 2A). En conjunto, estos resultados indican que, tras ocho años de manejo, el pastoreo continúa siendo el principal factor que determina la compactación del suelo en mallines, en concordancia con revisiones que identifican al pisoteo animal como el agente dominante de incremento de la densidad aparente en sistemas pastoriles (Greenwood y McKenzie, 2001). En contraste, la fertilización mineral no generó alteraciones significativas en la densidad aparente, lo cual coincide con antecedentes que señalan efectos limitados de los fertilizantes inorgánicos sobre propiedades físicas del suelo en ausencia de cambios sustanciales en la materia orgánica (Haynes y Naidu, 1998).
La resistencia a la penetración del suelo, al igual que la densidad aparente, presentó diferencias entre tratamientos ($p < 0,001$) y profundidades ($p < 0,001$), sin interacción entre ambos factores. En promedio, la capa superficial (0–20 cm) mostró valores menores que la subsuperficial (20–40 cm), evidenciando un incremento marcado de la compactación con la profundidad. El tratamiento con pastoreo (N0P0 + G) registró las mayores resistencias en ambas capas, superando en más de 30 kg/cm2 a las clausuras y tratamientos fertilizados, lo que indica una compactación persistente asociada al tránsito animal (Figura 2B). En cambio, los tratamientos sin pastoreo, y sin fertilización, mostraron resistencias bajas y homogéneas, lo que demuestra que el factor físico más determinante en estos suelos húmedos es la presión ejercida por el ganado, más que las prácticas de fertilización (Greenwood y McKenzie, 2001). Este patrón sugiere que el manejo ganadero condiciona la estructura y porosidad del suelo en mayor medida que los aportes de nutrientes, confirmando la alta sensibilidad de los mallines a la carga animal sostenida.

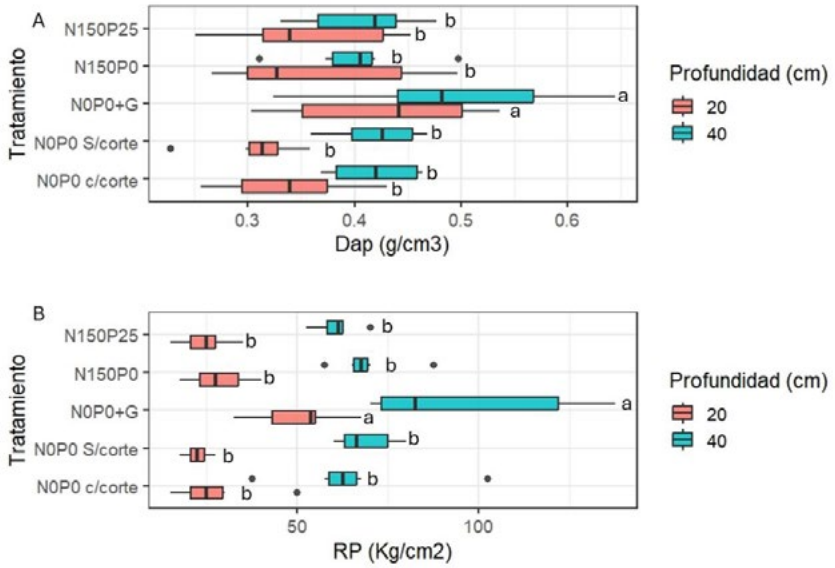


Figura 2. Box-plot de la densidad aparente (A) y resistencia a la penetración (B) para cada tratamiento.

Al incorporar el contenido de humedad del suelo como covariable en el modelo mixto, la resistencia a la penetración mantuvo diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,001$) y profundidades 0-20 y 20-40 cm ($p < 0,001$), mientras que el efecto directo de la humedad no resultó significativo ($p = 0,59$). Esto indica que la variación en la resistencia está principalmente determinada por el manejo y la compactación inducida por el pastoreo, más que por diferencias instantáneas en el estado hídrico al momento del muestreo (cita). No obstante, la humedad mostró una correlación negativa moderada con la resistencia ($r = –0,39$; $p = 0,002$), evidenciando que los suelos más secos tienden a oponer mayor resistencia a la penetración (Figura 3). Este comportamiento refleja la interacción entre la disponibilidad hídrica y la estructura física del suelo: en los tratamientos sin pastoreo, la mayor porosidad y estabilidad estructural atenúan las variaciones en la resistencia asociadas a cambios de humedad. En conjunto, los resultados sugieren que el efecto del pastoreo sobre la compactación persiste aún bajo condiciones de humedad elevada, confirmando la vulnerabilidad de los mallines a la presión animal prolongada y la importancia de manejar la carga ganadera de forma adaptativa.

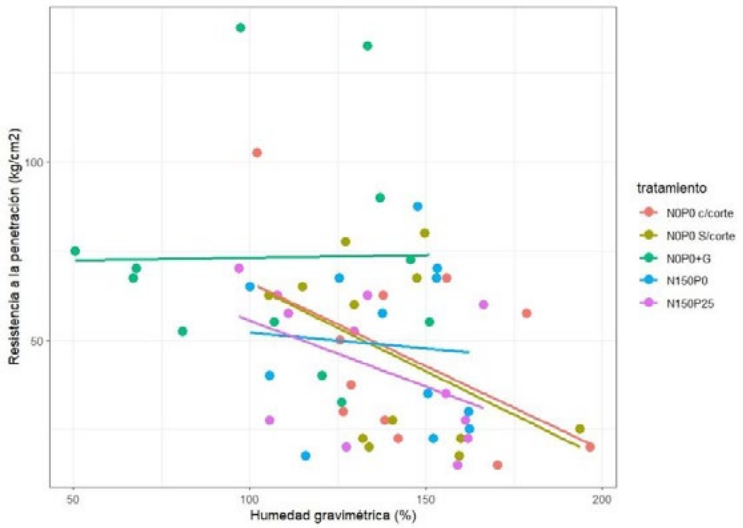


Figura 3. Regresiones lineales de la resistencia a la penetración y la humedad gravimétrica para cada tratamiento.

El pH del suelo no mostró diferencias significativas entre tratamientos (p = 0,35) ni al analizar por separado cada profundidad (20 y 40 cm; p > 0,49). Al evaluar el efecto de la profundidad, no se observaron diferencias significativas entre los 20 y 40 cm del perfil (p = 0,49). Los valores medios fueron prácticamente equivalentes entre ambas profundidades (20 cm: 6,70; 40 cm: 6,21) (Figura 4A). En conjunto, estos resultados indican que el pH del suelo se mantuvo estable con la profundidad dentro de los primeros 40 cm, y que los tratamientos aplicados no modificaron esta variable en la etapa inicial de evaluación. La ausencia de variación vertical del pH es consistente con suelos con alta capacidad tampón y elevada proporción de materia orgánica típica de mallines, donde los cambios en acidez son lentos y requieren mayor tiempo o intensidades de manejo para manifestarse (Curtin y Trolove 2013).
La CE del suelo no presentó diferencias significativas entre los tratamientos evaluados (p = 0,36). Esto indica que la fertilización (N y P), el corte o la presencia de ganado no modificaron la conductividad eléctrica en esta primera evaluación (Figura 4B). La profundidad tuvo un efecto altamente significativo sobre la CE (p < 0,001). La CE fue mayor en los primeros 20 cm del suelo (media = 0,316 $dS.m^{-1}$) que en los 40 cm (media = 0,188 $dS.m^{-1}$), diferencia confirmada por el t-test (t = 5,66, p < 0,001). Esto evidencia un gradiente vertical de salinidad, con mayor concentración de sales solubles en el horizonte superficial (Rengasamy 2006).

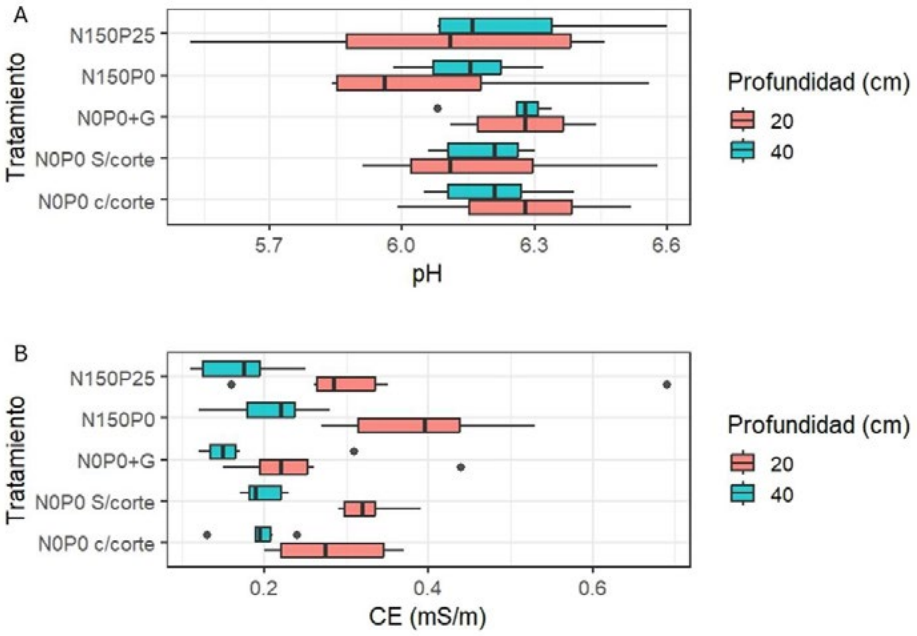


Figura 4. Box-plot del pH (A) y conductividad eléctrica (B) para cada tratamiento.

CONCLUSIONES

Tras ocho años de remoción del pastoreo, se observó un cambio sustancial en la compactación del suelo en mallines patagónicos. La fertilización sostenida con N y P no produjo efectos adversos detectables sobre las propiedades físicas y químicas evaluadas. La presencia de ganado condujo a mayores valores de densidad aparente y resistencia a la penetración. Por su parte, el pH y la conductividad eléctrica no mostraron variaciones asociadas a la fertilización o el pastoreo. Estos resultados destacan la alta sensibilidad de los mallines al tránsito animal y refuerzan la necesidad de regular la carga ganadera e incorporar descansos, indicando que la fertilización, aplicada en dosis adecuadas y sin disturbio mecánico adicional, puede integrarse al manejo sin comprometer la funcionalidad del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Bran, D. (2004). Los mallines de la Patagonia extrandina. *Documentos del curso taller Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina. FCEN UBA-Ramsar-USFWS-USDS, Buenos Aires*, 59-70.

Bonvissuto, G., Somlo, R., Lanciotti, M. L., González Carteau, A. y Busso, C. A. (2008). Guías de condiciónpara pastizales naturales de Precordillera, Sierras y Mesetas y Monte Austral de Patagonia. 1ª. Ed. Buenos Aires: INTA EEA Bariloche

Buono, G., Oesterheld, M., Nakamatsu, V., y Paruelo, J. M. (2010). Spatial and temporal variation of primary production of Patagonian wet meadows. *Journal of Arid Environments*, *74*(10), 1257-1261.

Curcio, M., Irisarri, G., García Martínez, G. & Oesterheld, M. (2023). Trends of aboveground net primary productivity of Patagonian meadows, the omitted ecosystem in desertification studies. *Remote Sensing*, *15*(10), 2531.

Curtin, D. y Trolove, S. (2013). Predicting pH buffering capacity of New Zealand soils from organic matter content and mineral characteristics. *Soil Research*, *51*(6), 494-502.

Enriquez, A. S., Necpalova, M., Cremona, M. V., Peri, P. L. y Six, J. (2021). Immobilization and stabilization of volcanic ash in soil aggregates in semiarid meadows of Northern Patagonia. *Geoderma*, *392*, 114987.

Enriquez, A. S. y Cremona, M. V. (2017). Humedales patagónicos como reservorios de carbono. Serie de divulgación, 3: 10-14.

García Martínez, G. C., Ciari, G., Buduba, C., Opazo, W. y Caruso, C. (2016). Efectos de la fertilización nitrogenada y fosforada en un mallín dulce del noroeste del Chubut, Patagonia. Encuentro de Ganaderos de Pastizales del Cono Sur y el VII Congreso de Argentino de Pastizales Naturales del 4 al 6 de noviembre de 2016. Gobernador Virasoro, Corrientes.

Garcia Martinez, G. C., Ciari, G., Nakamatsu, V. B., Buduba, C. G., Villa, M. D., Opazo, W. J. y Bobadilla, S. E. (2017). Manual de fertilización de mallines en el Noroeste de Chubut: estudio de casos reales.

Gomez, F., Von Müller, A., Tarabini, M. y La Manna, L. (2022). Resilient Andisols under silvopastoral systems. Geoderma, 418, 115843.

Greenwood, K. L. y McKenzie, B. M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, *41*(8), 1231-1250.

Haynes, R. J. y Naidu, R. (1998). Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient cycling in agroecosystems*, *51*(2), 123-137.

Irisarri, J. G. N., Oesterheld, M., Paruelo, J. M. y Texeira, M. A. (2012). Patterns and controls of above-ground net primary production in meadows of Patagonia. A remote sensing approach. Journal of Vegetation Science, 23: 114-126.

Piñeiro, G., Paruelo, J. M., Oesterheld, M. y Jobbágy, E. G. (2010). Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. *Rangeland Ecology & Management*, *63*(1), 109-119.

Raffaele, E. (1999). Mallines: aspectos generales y problemas particulares. *Topicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamerica. Oficina Regional de Ciencia y Tecnologia de la UNESCO para America Latina y el Caribe. ORCYT, Montevideo, Uruguay. Google Scholar*, 27-33.

Rengasamy, P. (2006). World salinization with emphasis on Australia. *Journal of experimental botany*, *57*(5), 1017-1023.

ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN SUELOS VOLCÁNICOS: COMPARACIÓN DE MÉTODOS

González Comunian, D.[1, 2*], Castañeda, L.[1], La Manna, L.[1, 2]

[1] Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, * Ruta 259 Km 16.4 (9200) Esquel, Prov. de Chubut, dubraskap31@gmail.com

RESUMEN: La estabilidad de los agregados del suelo constituye un indicador clave de la calidad estructural, fertilidad y productividad agrícola, que condiciona procesos como la infiltración, la aireación y la resistencia a la erosión. Diversas metodologías han sido desarrolladas para evaluar esta propiedad, entre las cuales se destacan el tamizado en seco, el tamizado en húmedo y técnicas basadas en dispersión de partículas como la difracción láser. Sin embargo, existe escasa información que compare estos métodos, particularmente en suelos volcánicos que presentan propiedades físicas y mineralógicas distintivas. El objetivo de este trabajo fue comparar la estabilidad de agregados determinada mediante difracción láser, tamizado en seco y tamizado en húmedo, y evaluar la concordancia entre estas metodologías a partir del diámetro medio ponderado (DMP). Se analizaron 24 muestras inalteradas de suelos volcánicos del centro-oeste del Chubut. Se evaluaron las correlaciones entre métodos mediante el coeficiente de Pearson, mientras que las diferencias entre metodologías se analizaron con ANOVA de medidas repetidas. Los resultados mostraron una fuerte correlación positiva entre la difracción láser y el tamizado en seco para el DMP ($r = 0,66$; $p = 0,0005$). No obstante, la difracción láser tendió a estimar tamaños de agregados menores, posiblemente debido a la mayor energía de dispersión aplicada durante la medición. El tamizado en seco y el tamizado en húmedo presentaron una correlación moderada ($r = 0,51$; $p = 0,01$), reflejando diferencias en los mecanismos de desagregación simulados por cada técnica. En general, no se detectaron diferencias significativas entre metodologías en la estimación del DMP. Los resultados indican que los tres métodos presentan concordancia moderada a alta en la evaluación de la estabilidad de agregados, aunque reflejan distintos procesos de desagregación. La difracción láser representa una alternativa viable para estudios de estabilidad de agregados en suelos volcánicos.

PALABRAS CLAVE: agregados, suelos volcánicos, diámetro medio ponderado.

INTRODUCCIÓN

La formación y estabilidad de los agregados del suelo son fundamentales para la estructura edáfica y constituyen controles esenciales de la fertilidad y la productividad agrícola (Bronick y Lal, 2005; Lehtinen et al., 2014). La distribución del tamaño de agregados, así como su cantidad y estabilidad, influyen en la determinación del volumen y la distribución del espacio poroso asociado, y en la susceptibilidad de los agregados a la acción del agua y a la erosión eólica (Baver et al., 1973).

Un agregado se define como un conjunto de partículas primarias que se adhieren entre sí con mayor fuerza que con las partículas circundantes. Estos pueden ser alterados por una amplia variedad de fuerzas disruptivas (Baver et al., 1973; Kemper y Rosenau, 1986). Para evaluar dichas fuerzas, se han desarrollado diversas metodologías que cuantifican la estabilidad de agregados en función de su resistencia a la desintegración provocada por el agua o por la manipulación mecánica (Baver et al., 1973; Kemper y Rosenau, 1986; Narro, 1994). Entre los métodos más utilizados se encuentran el tamizado en seco, el tamizado en húmedo y las técnicas basadas en la dispersión de partículas. El tamizado en seco busca simular el efecto del viento sobre el suelo seco, desprendiendo las partículas más débilmente unidas (Kemper

y Rosenau, 1986), mientras que el tamizado en húmedo evalúa la acción del agua, una de las principales causas naturales de desagregación (Gabioud et al., 2011).
Las técnicas basadas en dispersión de partículas (Lehtinen et al., 2014), como la difracción láser, son ampliamente utilizadas para determinar la distribución del tamaño de partículas. No obstante, mediante adaptaciones metodológicas acordes a las características del equipo, esta técnica también puede emplearse para evaluar indirectamente la estabilidad de agregados, estimando su susceptibilidad a la desagregación en un medio acuoso (Bieganowski et al., 2018). Sin embargo, existe escasa información acerca de la aplicabilidad de la difracción láser para este propósito y su comparabilidad con métodos tradicionales de análisis de agregados. Esta limitación resulta particularmente relevante en suelos volcánicos, los cuales presentan propiedades físicas y mineralógicas distintivas, como elevada capacidad de almacenamiento de materia orgánica, presencia de minerales no cristalinos (alófano, imogolita y ferrihidrita) y alta porosidad (Dahlgren et al., 2004; Giménez, 2020). Estas características influyen en los procesos de formación de agregados y en la respuesta estructural del suelo frente a distintos mecanismos de desagregación.
El objetivo de este trabajo fue comparar la estabilidad de agregados determinada mediante difracción láser, tamizado en seco y tamizado en húmedo, y evaluar el grado de concordancia entre estas metodologías a partir del diámetro medio ponderado (DMP), con el fin de generar información de referencia sobre la aplicabilidad de métodos alternativos para el análisis de agregados en suelos volcánicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras fueron recolectadas en el centro-oeste de la provincia de Chubut, en un área dominada por suelos de origen volcánico. Se obtuvieron 24 muestras inalteradas con el fin de preservar la estructura del suelo, y se evaluó la estabilidad de agregados mediante tres metodologías.

La primera metodología consistió en un tamizado en seco siguiendo Kemper y Rosenau (1986). A partir de una muestra de 100 g de suelo colocada sobre una pila de tamices y agitada a 80 rpm por 10 minutos. Posteriormente, se cuantificaron gravimétricamente las fracciones >2000 µm, 2000-1000 µm, 1000-840 µm, 840-500 µm, 500-250 µm, 250-53 µm y <53 µm.
La segunda metodología correspondió al tamizado en húmedo. Se tomaron 20 g de muestra húmeda y se tamizaron manualmente en agua mediante oscilaciones verticales y horizontales durante dos minutos. Posteriormente, las muestras fueron transferidas a crisoles, secadas en estufa durante 12 horas y cuantificadas gravimétricamente las fracciones >2000 µm, 250-2000 µm, 250-53 µm y <53 µm, siguiendo la metodología propuesta por La Manna et al. (2021), adaptada de Six et al. (1998).
La tercera metodología consistió en evaluar la estabilidad de agregados mediante difracción láser. Se tomaron aproximadamente 0,25 g de muestra previamente tamizada por una malla de 1000 µm, que fueron incorporados a una solución dispersante (agua destilada) y sometidos a agitación a 2400 rpm antes de la medición (Lehtinen et al., 2014, adaptado para el equipo Mastersizer 3000, Malvern Panalytical Ltd.). El equipo determina el porcentaje volumétrico de agregados en diferentes rangos de tamaño.
Se calculó el diámetro medio ponderado (DMP) y se compararon los métodos láser vs. tamizado en seco y tamizado en seco vs. tamizado en húmedo.
Los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas se evaluaron mediante gráficos Q-Q y la prueba de Levene, respectivamente. Las correlaciones entre métodos se analizaron mediante el coeficiente de Pearson, mientras que las diferencias en el DMP entre metodologías se evaluaron mediante un ANOVA de medidas repetidas unifactorial, considerando el método como factor fijo y la muestra como efecto aleatorio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El DMP de los agregados estables determinado por medio del método láser vs. tamizado en seco mostraron una fuerte correlación positiva ($r = 0,66$; $p = 0,0005$, figura 1a). Al comparar la correlación entre las distintas fracciones de agregados, se observó una débil correlación

entre los métodos para los agregados 0,25-0,50 mm (figura 1d) y < 0,053 mm (figura 1b). Se observó que a menor tamaño de agregados los métodos tienen menos coincidencia.

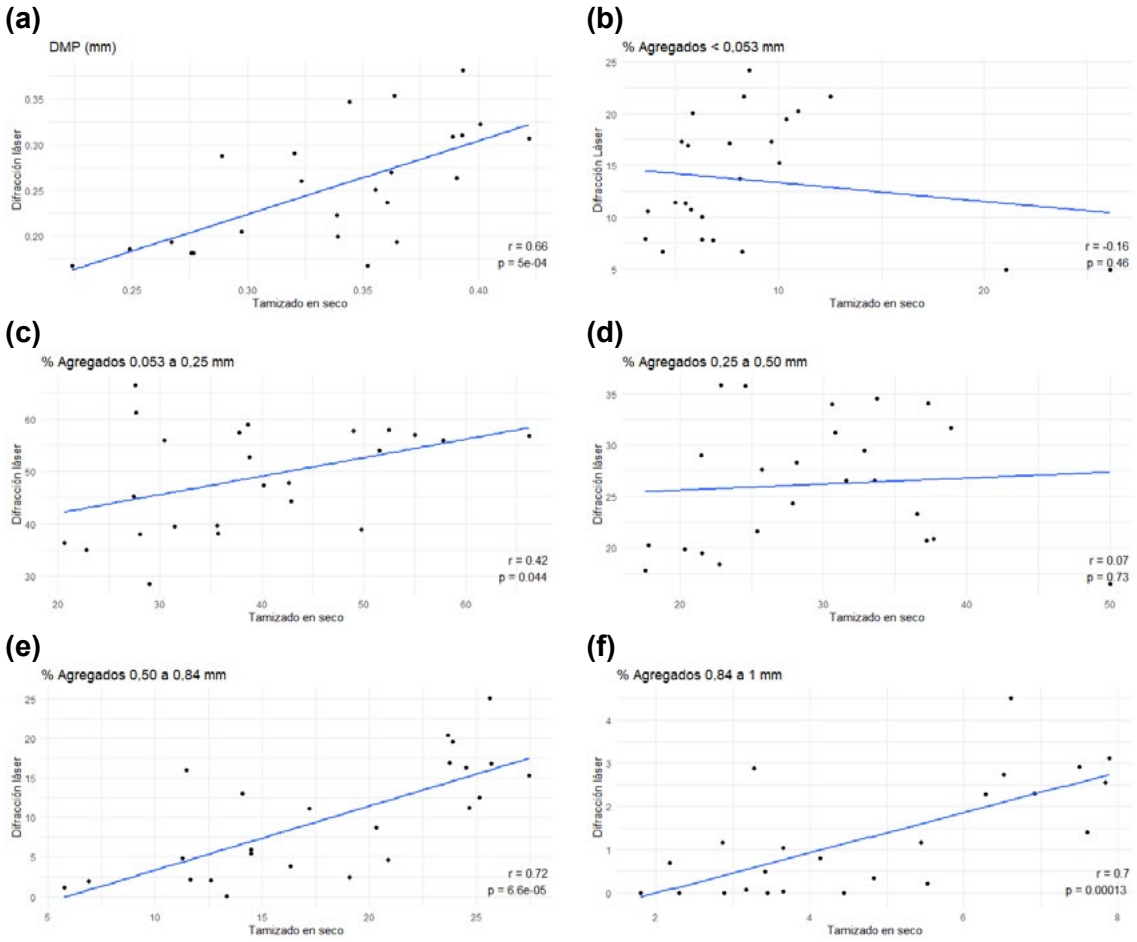


Figura 1. Gráficos de correlación de Pearson Difracción láser vs. Tamizado en seco de distintas variables determinadas por estos métodos. **(a)** DMP (mm), **(b)** % Agregados < 0,053 mm, **(c)** % Agregados 0,053-0,25 mm, **(d)** % Agregados 0,25-0,50 mm, **(e)** % Agregados 0,50-0,84 mm, **(f)** % Agregados 0,84-1 mm.

Mediante el método de difracción láser se obtiene un DMP de agregados estables que son sistemáticamente menores al compararse con el DMP del método por tamizado en seco (figura 2). Esto podría deberse a que por el método láser la muestra es sometida a agitación en agua a 2400 rpm, favoreciendo la ruptura de los agregados más débiles. Mientras que, en el tamizado en seco, se aplican fuerzas mecánicas de menor intensidad (80 rpm) lo que permite que se conserven agregados débiles que pueden quedar retenidos en mallas de mayor tamaño, generando una posible sobreestimación del DMP. Sin embargo, los análisis de varianza no mostraron diferencias significativas entre ambos métodos (p = 0,15), lo que sugiere que, a pesar de las diferencias en la magnitud de los tamaños estimados, ambos métodos proporcionan información comparable para evaluaciones generales de estabilidad de agregados.

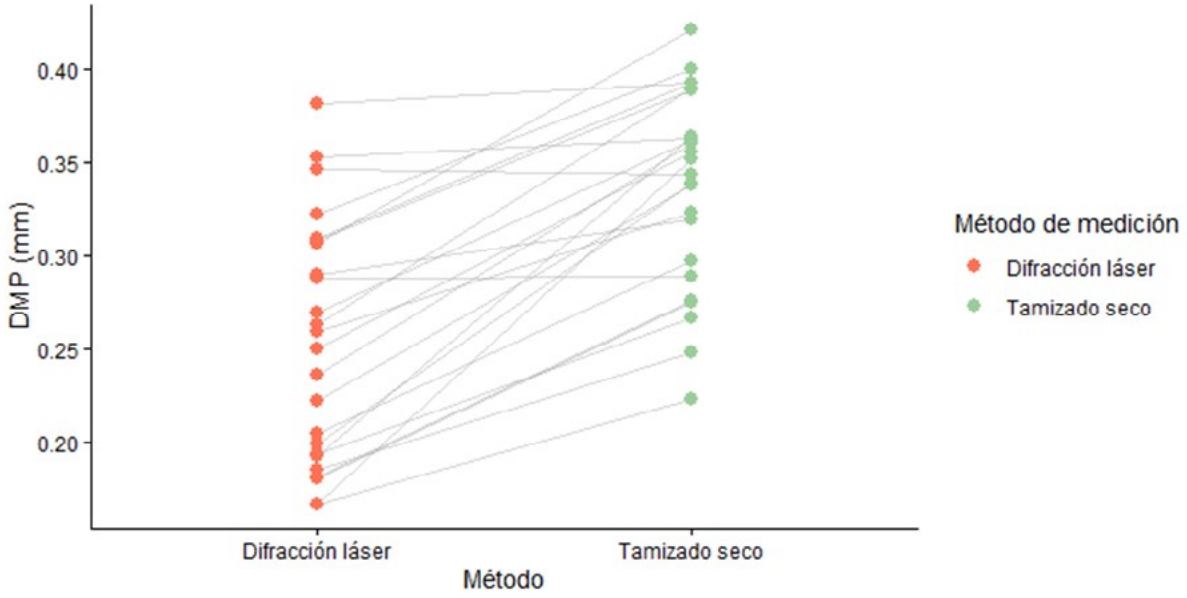


Figura 2. Diámetro medio ponderado (DMP) en mm de los agregados estables analizados por difracción láser y tamizado en seco.

Por otro lado, el DMP de los agregados estables obtenido mediante el tamizado en seco vs. tamizado en húmedo mostraron una correlación positiva moderada ($r = 0,51$; $p = 0,01$) (figura 3a). A diferencia de la comparación anterior, las correlaciones entre métodos para las distintas fracciones de agregados fueron relativamente similares (figuras 3b–e). Estos resultados sugieren que ambos métodos capturan tendencias similares en la distribución del tamaño de agregados, aunque reflejan diferentes mecanismos de desagregación del suelo.

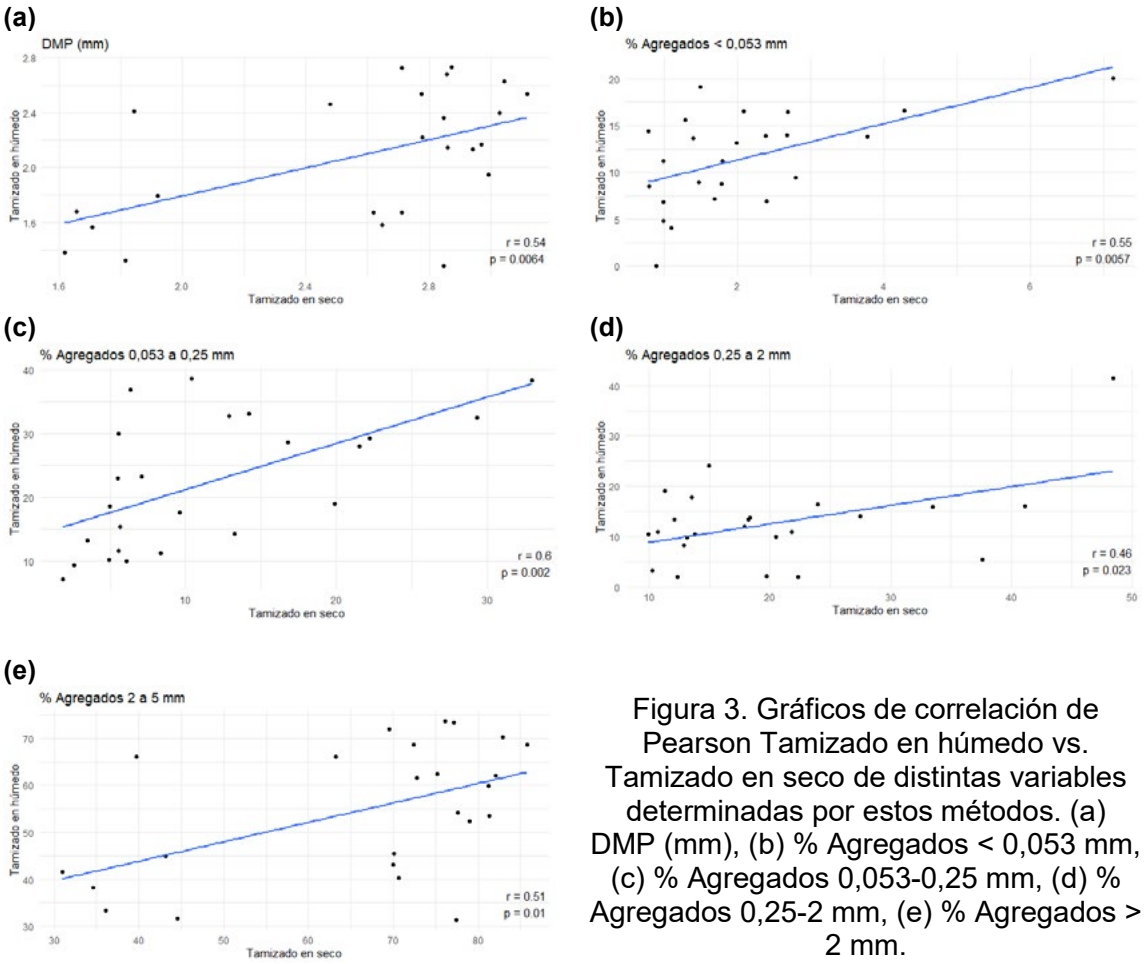


Figura 3. Gráficos de correlación de Pearson Tamizado en húmedo vs. Tamizado en seco de distintas variables determinadas por estos métodos. (a) DMP (mm), (b) % Agregados < 0,053 mm, (c) % Agregados 0,053-0,25 mm, (d) % Agregados 0,25-2 mm, (e) % Agregados > 2 mm.

El método de tamizado en húmedo midió en su mayoría agregados de menor tamaño que el método de tamizado en seco (figura 4), lo que puede explicarse por la acción combinada del agua y la energía mecánica aplicada durante el procedimiento, que favorece la desintegración de agregados inestables frente a procesos de humectación (Kemper y Rosenau, 1986). No obstante, las diferencias entre ambos métodos no son significativas (p = 0.75).

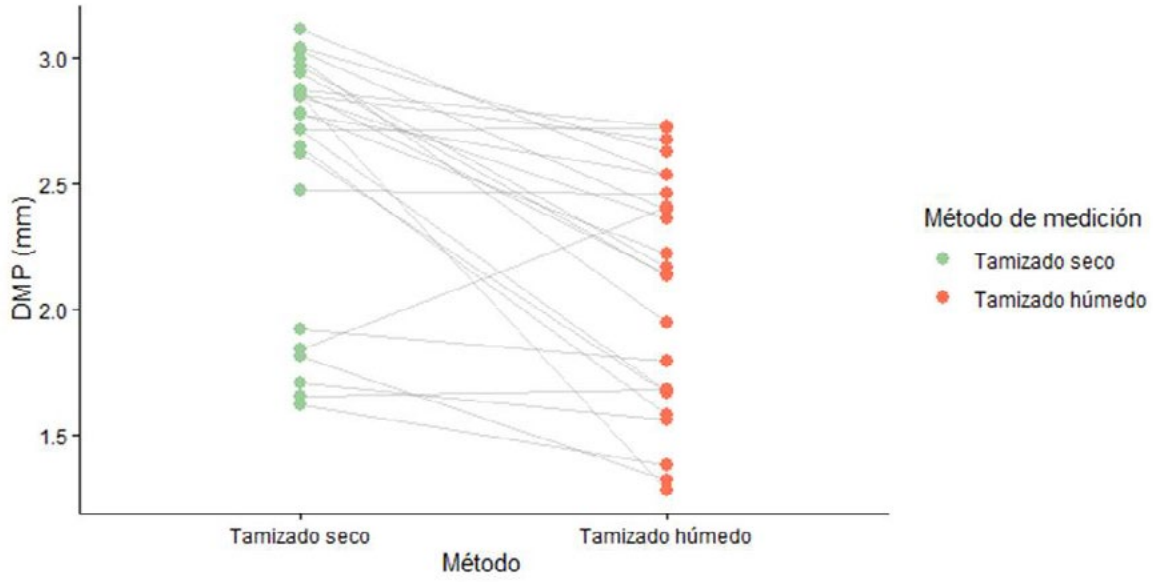


Figura 4. Diámetro medio ponderado (DMP) en mm de los agregados estables analizados por tamizado en seco y tamizado en húmedo.

Por otra parte, la metodología usada para el tamizado en húmedo, evalúa amplios intervalos de agregados de 2 mm a 0,25 mm sin tamices intermedios, por lo cual se pierde información valiosa. En contraste, el tamizado en seco incluye tamices adicionales (0,84 mm y 0,50 mm) que permiten una caracterización más detallada de estas fracciones.
En conjunto, los resultados evidencian que los tres métodos analizados presentan concordancias moderadas a altas en la estimación del DMP, aunque difieren en la magnitud de los tamaños de agregados estimados debido a las distintas fuerzas disruptivas aplicadas. La difracción láser representa procesos de dispersión asociados a energía hidráulica elevada, el tamizado en húmedo simula la desagregación inducida por la acción del agua, mientras que el tamizado en seco refleja principalmente la estabilidad mecánica de los agregados.

CONCLUSIONES

Los métodos de difracción láser y tamizado en seco mostraron alta concordancia en la estimación del DMP en suelos volcánicos, aunque el método láser tendió a estimar tamaños menores debido a la mayor energía de dispersión aplicada. El tamizado en seco y húmedo presentaron concordancia moderada, reflejando diferencias en los mecanismos de disgregación evaluados. Los resultados indican que los métodos son comparables para evaluaciones generales de estabilidad estructural, pero su aplicación debe considerar el tipo de fuerza disruptiva representada por cada técnica.

BIBLIOGRAFÍA

Baver, L. D., Gardner, W. H. y Gardner, W. R. (1973). Física de suelos. Unión Tipográfica Editorial Hispano-Americana, México. 529 p.

Bieganowski, A., Zaleski, T., Kajdas, B., Sochan, A., Józefowska, A., Beczek, M., Lipiec, J., Turski, M. y Ryżak, M. (2018). An improved method for determination of aggregate stability using laser diffraction. Land Degrad Dev. 2018:1–9.

Bronick, C. J. y R. Lal. (2005). Soil structure and management: A review. Geoderma. 124:3–22. doi:10.1016/j.geoderma.2004.03.005.

Dahlgren, R. A., Saigusa, M. y Ugolini, F. C. (2004). The Nature, Properties and Management of Volcanic Soils. In Advances in Agronomy, 113-182. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(03)82003-5.

Gabioud, E. A., Wilson, M. G. y Sasal, M.C. (2011). Análisis de la estabilidad de agregados por el método de Le Bissonnais en tres órdenes de suelos. Ciencia del Suelo (Argentina). 29(2): 129-139.

Giménez, J. E. (2020). Características y clasificación de suelos volcánicos. En: Imbellone, P., y Barbosa, O. (Eds.), Suelos y vulcanismo. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, pp. 33-69.

Kemper, W. D. y Rosenau, R. C. (1986). Aggregate stability and size distribution. Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods, 5, 425-442.

La Manna, L., Tarabini, M., Gómez, F. y Rostagno, C. (2021). Changes in soil organic matter associated with afforestation affect erosion processes: The case of erodible volcanic soils from Patagonia. Geoderma 403(2021) 115265.

Lehtinen, T., Lair G. J., Mentler A., Gísladóttir G., Ragnarsdóttir K. V. y Blum W. E. H. (2014). Soil Aggregate Stability in Different Soil Orders Quantified by Low Dispersive Ultrasonic Energy Levels. Soil Sci. Soc. Am. J. 78:713-723. doi:10.2136/sssaj2013.02.0073.

Narro Farías, E. (1994). Física de suelos: con enfoque agrícola. Editorial Trillas, S.A., México. 195 p.

Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. y Doran, J. W. (1998). Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 1367–1377. https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x.

FERTILIDAD QUÍMICA Y EQUILIBRIO CATIÓNICO BAJO MANEJO AGROECOLÓGICO EN SUELOS DE CORRIENTES

Grancic, C. E.[1], Rey Montoya, T. S.[1, 2*], Paredes, F. A.[1, 2]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias-UNNE, Cátedra Edafología; [2] INTA Estación Experimental Agropecuaria Corrientes; * Ruta Nacional 12, km 1008, (3416) El Sombrero, Empedrado, Prov. de Corrientes, Argentina, montoya.tania@inta.gob.ar

RESUMEN: Los suelos agrícolas del nordeste argentino presentan elevada fragilidad química asociada a procesos de acidificación, pérdida de bases intercambiables y desequilibrios nutricionales, que se intensifican bajo sistemas productivos extractivos con escasa restitución de biomasa. El manejo agroecológico propone mejorar la funcionalidad del suelo mediante la diversificación de rotaciones y el fortalecimiento de procesos biológicos que favorecen el ciclado de nutrientes. El objetivo fue evaluar el efecto de cultivos de cobertura sobre indicadores de fertilidad química y relaciones catiónicas del suelo luego de tres años de transición hacia un manejo agroecológico en sistemas agrícolas de Corrientes. El estudio se realizó en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Corrientes sobre un Argiudol ácuico, bajo un diseño en parcelas divididas con tres repeticiones. El factor principal correspondió al cultivo de renta (mandioca, maíz y caupí) y el subfactor a cuatro tratamientos de cultivos de cobertura: sin cobertura, avena negra (Avena strigosa), caupí (Vigna unguiculata) y la mezcla avena negra + caupí. Luego de tres ciclos agrícolas se tomaron muestras de suelo (0–10cm) para determinar pH, fósforo extractable, nitrógeno total, carbono orgánico del suelo, conductividad eléctrica y cationes intercambiables (Ca^{2+}, Mg^{2+} y K^{+}), calculándose las relaciones Ca/Mg, Mg/K, Ca/K y (Ca+Mg)/K. El análisis de varianza no evidenció interacción significativa entre cultivo de renta y cultivos de cobertura ($p>0,05$). Sin embargo, los tratamientos con cobertura incrementaron el carbono orgánico del suelo, el nitrógeno total y el fósforo disponible respecto al testigo, con valores máximos en la mezcla gramínea–leguminosa. Asimismo, se observó una disminución significativa de la relación (Ca+Mg)/K, indicando un ajuste del equilibrio catiónico asociado a una mayor participación relativa del potasio en el complejo de intercambio. Estos resultados muestran que la incorporación de cultivos de cobertura, especialmente en mezclas, contribuye a mejorar la fertilidad química y la estabilidad nutricional de los suelos agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Cultivo de cobertura, Bases cambiables, Manejo conservacionista.

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas del nordeste argentino presentan una alta vulnerabilidad química, caracterizada por acidificación progresiva, baja capacidad de amortiguación y pérdida de bases intercambiables y limitaciones nutricionales (especialmente P y K), procesos que se intensifican bajo secuencias extractivas con baja reposición de biomasa. En escalas regionales, se ha documentado que la intensificación agrícola tiende a deteriorar indicadores de fertilidad y a profundizar brechas de nutrientes cuando la reposición no compensa la extracción, constituyendo un riesgo para la sustentabilidad productiva (Fertilizar, 2024). En este contexto, el manejo agroecológico propone restituir funcionalidad del suelo mediante diversificación de rotaciones, incremento del retorno de residuos y fortalecimiento de procesos biológicos que regulan la dinámica de C y nutrientes.

La evidencia global indica que la inclusión de cultivos de cobertura incrementa el carbono orgánico del suelo (COS) y mejora propiedades vinculadas a la salud del suelo, aunque la magnitud de la respuesta depende del ambiente, textura, duración y composición de especies

(Poeplau & Don, 2015; Jian et al., 2020; Joshi et al., 2023). Las mezclas gramíneas–leguminosa pueden aportar ventajas adicionales al combinar alta producción de biomasa y aporte de C (gramíneas) con fijación biológica de N y residuos de mayor calidad (leguminosas), potenciando servicios ecosistémicos y acumulación de nutrientes en comparación con coberturas simples (Ma et al., 2025). En particular, la rizosfera de leguminosas puede promover procesos microbianos y enzimáticos vinculados al ciclado de fósforo, con aumentos de P disponible en suelos cultivados (Zhu et al., 2025). Adicionalmente, el equilibrio catiónico (relaciones Ca/Mg, Mg/K, Ca/K y (Ca+Mg)/K) constituye un indicador integrador de fertilidad química, por su influencia sobre la disponibilidad y absorción de nutrientes, y por los efectos competitivos entre Ca, Mg y K en el complejo de intercambio y en la nutrición vegetal (Yang et al., 2024; Ortel et al., 2024).
El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de cultivos de cobertura puros y en mezcla sobre indicadores de fertilidad química y equilibrio catiónico del suelo luego de tres años de transición agroecológica en Corrientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio del estudio

El ensayo se condujo en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Corrientes (27°39′ S; 58°46′ O), sobre un suelo representativo de la zona, clasificado como Argiudol ácuico, de régimen hipertérmico.

Diseño experimental y variables estudiadas

El diseño experimental fue en parcelas divididas con tres repeticiones. La parcela principal correspondió al cultivo principal (mandioca, maíz y caupí), mientras que la subparcela estuvo constituida por cuatro tratamientos de cultivos de cobertura: sin cobertura (testigo), avena negra (*Avena strigosa*), caupí (*Vigna unguiculata* L. Walp.) y mezcla avena negra + caupí.

Luego de tres ciclos agrícolas consecutivos, se realizó un muestreo de suelo compuesto a la profundidad de 0–10 cm. Las determinaciones analíticas incluyeron: pH en agua (1:2,5), fósforo extractable (Bray-Kurtz I), nitrógeno total (Kjeldahl), carbono orgánico del suelo (Walkley–Black), conductividad eléctrica y cationes intercambiables (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}) mediante extracción con acetato de amonio 1 N (pH 7). A partir de estos datos se calcularon las relaciones Ca/Mg, Mg/K, Ca/K y (Ca+Mg)/K.
Los datos se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA) y comparación de medias por la prueba de Duncan ($p<0,05$). Asimismo, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para evaluar las relaciones entre variables químicas. Los análisis estadísticos se efectuaron utilizando el software InfoStat (2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de varianza indicó que no hubo interacción significativa entre el cultivo de renta y el cultivo de cobertura (CR x CC, $p > 0,05$) para ninguna de las variables químicas evaluadas. Esto muestra que la respuesta a los cultivos de cobertura fue independiente de la secuencia de cultivo de renta (Tabla 1). No obstante, se observaron efectos significativos del factor CC sobre todos los indicadores, con mejoras respecto al Testigo (T) y a las parcelas SCC.
El contenido de COS y NT incrementó en todas las combinaciones que incluyeron cultivos de cobertura, con valores máximos en la secuencia MN-CA+AV (0,85 ± 0,05%). Estos resultados son consistentes con la literatura que reporta incrementos de COS por incorporación de cultivos de cobertura, especialmente bajo efectos acumulados de mediano plazo y con fuerte contribución de raíces y residuos (Poeplau & Don, 2015; Jian et al., 2020; Joshi et al., 2023). En línea con ello, estudios recientes en Argentina subrayan el rol del aporte subterráneo y la biomasa radical de los CC en la construcción de reservas de carbono (Frasier et al., 2025). Este incremento se asocia al mayor aporte de residuos y biomasa radical de los cultivos de cobertura, que contribuyen a la acumulación de carbono orgánico y a la estabilización de la materia orgánica del suelo.
El P extractable también mostró una mejora respecto al Testigo, alcanzando valores superiores a 19 mg kg^{-1} en las secuencias que combinaron cultivos de cobertura. Este comportamiento es coherente con evidencia que señala que las leguminosas incrementan el

P disponible mediante procesos microbianos y cambios en la actividad enzimática (Zhu et al., 2025), así como con reportes de mejoras bajo mezclas leguminosa–no leguminosa (Ma et al., 2025). A escala regional, la disponibilidad de P actúa como limitante estructural en suelos del NEA, reforzando la relevancia de estas prácticas para mejorar su ciclado (Fertilizar, 2024), este incremento adquiere particular relevancia para la sustentabilidad de los sistemas productivos.

Tabla 1. Efecto de las combinaciones de cultivo sobre propiedades químicas.

CR	CC	pH	P	COS	NT	Ca	Mg	K	Ca/Mg	Mg/K	(Ca+Mg)/K
T	—	5,23	10,33	0,62	0,046	1,48	0,51	0,14	2,91	3,64	17,50
MN	SCC	5,62	15,00	0,67	0,056	1,81	0,68	0,15	2,66	4,53	16,26
	CA	5,91	18,30	0,79	0,066	1,98	0,82	0,19	2,41	4,31	14,05
	AV	5,89	18,98	0,80	0,067	2,05	0,89	0,20	2,30	4,45	13,43
	CA+AV	6,02	19,63	0,85	0,071	2,12	0,92	0,21	2,31	4,38	11,83
MZ	SCC	5,67	14,50	0,69	0,057	1,84	0,66	0,16	2,78	4,12	14,43
	CA	5,88	15,40	0,78	0,065	1,94	0,79	0,18	2,45	4,39	13,75
	AV	5,86	16,32	0,82	0,068	2,01	0,80	0,20	2,51	4,00	12,63
	CA+AV	6,06	16,29	0,82	0,069	2,04	0,83	0,23	2,46	3,61	10,74
CA	SCC	5,48	12,87	0,70	0,058	1,77	0,63	0,16	2,81	3,93	14,23
	CA	5,72	16,30	0,78	0,065	1,89	0,78	0,18	2,42	4,33	14,15
	AV	5,75	16,58	0,81	0,068	1,95	0,76	0,18	2,57	4,22	13,91
	CA+AV	5,86	16,92	0,81	0,068	2,01	0,79	0,19	2,53	4,15	13,06
Sig. (p)	CR	0,024	0,003	0,57	0,686	0,022	0,01	0,17	0,022	0,105	0,094
	CC	,0003	,003	,0001	<,0001	,001	,000	,012	,02	,287	,018
	CRxCC	0,552	0,208	0,916	0,933	0,448	0,38	0,39	0,344	0,477	0,215

Referencias: T: Testigo; CR: Cultivo de Renta (MN: Mandioca; MZ: Maíz; CA: Caupí); CC: Cultivo de Cobertura (SCC: Sin cultivo de cobertura; CA: Caupí; AV: Avena negra; CA+AV: Combinación Caupí y Avena negra). Sig. (p): Nivel de significancia estadística del ANOVA (p <0,05 indica diferencias significativas). CRxCC: Interacción entre factores.

Respecto al equilibrio catiónico, la relación (Ca+Mg)/K disminuyó significativamente bajo el efecto de los cultivos de cobertura (p = 0,018). Las combinaciones con la mezcla caupí + avena negra presentaron los valores más bajos, destacándose la secuencia MZ-CA+AV con 10,74 ± 0,65. Este comportamiento indica una mayor participación relativa del potasio en el complejo de intercambio en comparación con el testigo y las parcelas sin cultivos de cobertura. La modificación de estas relaciones catiónicas coincide con revisiones recientes que destacan la relevancia de las interacciones Ca–Mg–K en la dinámica de nutrientes y en el estado nutricional de los sistemas agrícolas (Yang et al., 2024; Ortel et al., 2024). Asimismo, la presencia de cultivos de cobertura, particularmente en mezclas gramínea–leguminosa, podría favorecer procesos de reciclaje y redistribución de potasio a partir de residuos vegetales y biomasa radical, contribuyendo a un balance más equilibrado de bases intercambiables en el suelo. En conjunto, estos resultados sugieren que la diversificación de las secuencias mediante cultivos de cobertura puede contribuir a estabilizar el equilibrio mineral del suelo frente a la extracción generada por los cultivos de renta.

El ACP explicó el 59% de la variancia total (CP1: 32,1%; CP2: 27,0%). El gráfico (Figura 1) muestra una agrupación de las secuencias:

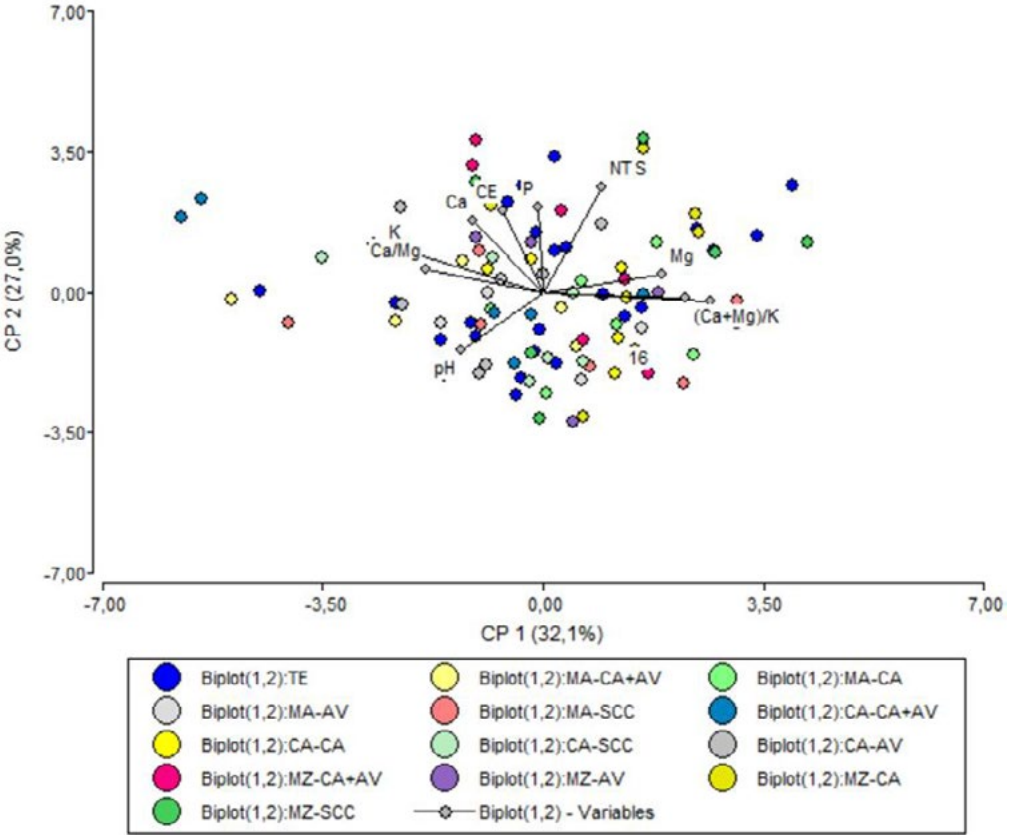


Figura 1. Gráfico Biplot representando los dos componentes principales.

Sobre la CP1, los vectores de P, NT, COS y CE se proyectan en sentido positivo, mostrando una fuerte correlación entre el aporte de biomasa y la disponibilidad de nutrientes. Las secuencias con Caupí+Avena se ubican en este sector, reforzando su mejor desempeño nutricional. La CP2 está influenciada por las relaciones de bases. Los vectores de Ca/Mg y (Ca+Mg)/K se orientan de forma opuesta al vector de K, lo que sugiere que la absorción de K por cultivos (p.e. Maíz-SCC) altera el equilibrio catiónico, mientras que con gramíneas de cobertura (Avena) estabiliza los valores de K.

Las secuencias de Mandioca y Maíz sin CC se posicionan en el cuadrante negativo de la CP1, alejadas de los vectores de fertilidad, lo que confirma su carácter degradativo.

En conjunto, el ACP respaldó que las secuencias diversificadas se agrupan con mayores contenidos de P, N y COS, evidenciando un “paquete” de mejora química asociado al retorno de biomasa y al funcionamiento biológico del sistema. El análisis multivariado confirma que los sistemas con cultivos de cobertura se asocian con un gradiente positivo de fertilidad química del suelo.

Estos resultados sugieren que los cultivos de cobertura, particularmente en mezclas gramínea–leguminosa, favorecen procesos de reciclaje de nutrientes y acumulación de carbono que contribuyen a mejorar la fertilidad química del suelo. La reducción de la relación (Ca+Mg)/K indicaría una mayor participación relativa del K intercambiable, posiblemente asociada al aporte de residuos vegetales y a la movilización de K por las gramíneas, lo cual puede mejorar la disponibilidad de este nutriente en sistemas agrícolas del NEA.

CONCLUSIONES

Luego de tres años de transición agroecológica, la inclusión de cultivos de cobertura demostró ser una estrategia eficaz para mantener la fertilidad química del suelo en sistemas agrícolas del nordeste argentino. Las mezclas gramíneas–leguminosa promovieron mayores contenidos de fósforo disponible, nitrógeno total y carbono orgánico, además de contribuir a una mayor estabilidad del equilibrio catiónico. En contraste, los sistemas sin cobertura, especialmente bajo cultivos altamente extractivos, evidenciaron tendencias degradativas.

Estos resultados respaldan la recomendación de incorporar cultivos de cobertura como herramienta clave para la sostenibilidad química de los sistemas productivos regionales.

BIBLIOGRAFÍA

Fertilizar Asociación Civil. (2024). Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de suelos del NOA y NEA argentino. Fertilizar.

Frasier, I., Quiroga, A. R., Noellemeyer, E. J., & Fernández, R. (2025). Las raíces de cultivos de cobertura mejoran la agregación y el carbono orgánico del suelo. Ciencia del Suelo. https://doi.org/10.32404/sci.suelo.

InfoStat (2008). InfoStat versión 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Jian, J., Du, X., Reiter, M. S., & Stewart, R. D. (2020). A meta-analysis of global cropland soil carbon changes following cover crop adoption. Soil and Tillage Research, 197, Artículo 104523. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104523

Joshi, D. R., Sharma, S., Bali, S. K., & Lollato, R. (2023). A global meta-analysis of cover crop response on soil carbon. Agronomy Journal, 115(4), 1800-1815. https://doi.org/10.1002/agj2.21340

Ma, J., Zhang, Y., Wang, L., & Liu, K. (2025). Legume–non-legume cover crop mixtures enhance soil nutrients and microbial diversity. Agronomy, 15(8), 1756. https://doi.org/10.3390/agronomy15081756

Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. (s. f.). Cultivos de cobertura [Documento técnico]. Gobierno de Argentina.

Ortel, C. C., Slaton, N. A., Roberts, T. L., & Gbur, E. E. (2024). A review of the interaction between potassium nutrition and cation ratios (Ca–Mg–K) in soil and plant tissue. Agrosystems, Geosciences & Environment, 7(1), e20489. https://doi.org/10.1002/agg2.20489

Poeplau, C. (2024). Cover crops do increase soil organic carbon stocks—A reply to the comment by Chen et al. (2024). Global Change Biology, 30(1), e17105. https://doi.org/10.1111/gcb.17105

Poeplau, C., & Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 200, 33-41. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024

Qin, Z., Guan, K., Zhou, W., Peng, B., Villamil, M. B., Jin, Z., Tang, J., & Grant, R. (2023). Long-term impacts of cover crops on soil organic carbon dynamics of the Central United States: A modeling study. Global Change Biology, 29(15), 4381-4395. https://doi.org/10.1111/gcb.16632

Yang, M., Li, Y., Wu, J., & Zhang, H. (2024). Effects of balancing exchangeable cations Ca, Mg, and K on soil structure and crop yield. Agronomy, 14(3), 629. https://doi.org/10.3390/agronomy14030629

Zhu, Y., Zhang, J., & Smith, L. (2025). Rhizosphere microbial processes of legume species regulate P availability under diverse soil conditions. Journal of Plant Ecology, 18(1), rtaf157. https://doi.org/10.1093/jpe/rtaf157

¿CUATRO AÑOS DE CULTIVOS DE COBERTURA MEJORAN LAS CONDICIONES DEL SUELO BAJO MONOCULTIVO DE SOJA?

Gudelj, O. E.*, Conde, M. B., Maury, M., Aimetta, M. B., Stantero, I., Lorenzon, C. A., Seravalle, R. D., Baigorria, T., Gudelj, V. J.

INTA EEA Marcos Juárez. * Ruta Provincial N°12 km 33, (2580) Marcos Juárez, Provincia de Córdoba, gudelj.olga@inta.gob.ar

RESUMEN: El objetivo del presente trabajo fue evaluar, a través de distintos parámetros fisicoquímicos, si al cabo de cuatro años de la participación del cultivo de cobertura (CC) mejoran las condiciones de un suelo con monocultivo de soja (*Glycine max* (L.) Merr.) de largo plazo. Sobre suelo Argiudol típico se estudió la secuencia soja-soja desde 1975 y siembra directa desde 1992, en la parte fertilizada y en la no fertilizada desde el año 2000, de cada unidad experimental dispuesta aleatoriamente en cuatro bloques. Los muestreos de suelo se realizaron antes de la incorporación del CC (2021) y luego en 2025. Los CC fueron mezcla de vicia (*Vicia villosa* L.) + centeno (*Secale cereale* L.) en el primer año y mezcla de vicia + triticale (*Tritico secale*) en los demás años. Se midió infiltración con infiltrómetro de anillo simple. Para 0-10 cm de profundidad, se determinó estabilidad de agregados (EA) por los métodos De Boodt-De Leenheer y Le Bissonnais, materia orgánica total (MOT), pH y conductividad eléctrica (CE). Se realizó análisis de variancias con modelos lineales mixtos y se compararon las medias con el test LSD de Fisher (5%). En infiltración se apreció efecto año, la velocidad de infiltración media fue 8,1 cm.h^{-1} en 2021 y 14,4 cm.h^{-1} en 2025. El factor fertilización no tuvo efecto sobre esta variable. Para MOT se apreció efecto año y no efecto fertilización. Se registró un incremento de 0,5 porcentual en el contenido de MOT. No se apreció efecto sobre la EA por ninguno de los métodos analizados. Luego de cuatro años de CC en la secuencia soja-soja de largo plazo se obtuvo una mejora de la infiltración y del contenido de MOT del suelo. Para la EA se requerirían más años de continuidad del CC para apreciar mejoras en la estructura del suelo.

PALABRAS CLAVE: monocultivo de soja, cultivo de cobertura, propiedades físico-químicas.

272

INTRODUCCIÓN

Los experimentos a largo plazo proporcionan información invaluable, generalmente no obtenible por otros medios, para comprender y evaluar la sostenibilidad, o no, de los sistemas de cultivo y las prácticas agrícolas (Poulton *et al*, 2024). Uno de los ensayos de larga duración (ELD) de la EEA INTA Marcos Juárez es el de monocultivo de soja que se inició en 1975. Los resultados obtenidos de un estudio realizado a los 44 años de continuidad de este demostraron que esa secuencia acrecentó los problemas de degradación del suelo (Gudelj *et al*., 2022). El monocultivo de soja aporta cerca de la mitad de los residuos que el maíz o la secuencia trigo/soja (Rimski-Korsakov *et al*., 2016). Además, los residuos de soja presentan una tasa de descomposición mayor que la de las gramíneas debido a su menor relación C: N (Jensen *et al*., 2005). Los cultivos de cobertura (CC) se utilizan como alternativa para mejorar la falta de cobertura y el contenido de carbono orgánico del suelo. En la región pampeana los CC han sido recomendados para los sistemas de monocultivo de soja donde la producción de residuos es insuficiente para una adecuada cobertura y protección del suelo (Novelli *et al*., 2011). Con el propósito de mejorar las condiciones de la estructura del suelo de este sistema agrícola, se decidió en el año 2021 introducir un CC invernal para acrecentar la cobertura del suelo y el aporte de carbono al mismo, de manera de hacer un uso más sustentable del recurso. El objetivo del presente trabajo fue evaluar, a través de distintos parámetros

fisicoquímicos, si al cabo de cuatro años de la participación del CC se logra apreciar una mejora en la condición de un suelo con monocultivo de soja de largo plazo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ELD donde se realizó el trabajo está ubicado en la EEA INTA Marcos Juárez (32°43' 25.48" de latitud sur, 62°5' 53.11" de longitud oeste), provincia de Córdoba, Argentina. El suelo es un Argiudol típico de la serie de suelo Marcos Juárez con textura franco-limosa (INTA, 1978). El clima es templado húmedo, con una temperatura media anual de 17,6°C y precipitaciones que se han incrementado en los últimos años con un promedio anual de 900 a 1000 mm (Andreucci *et al*., 2016). En dicho ensayo se implanta el cultivo de soja (*Glycine max* (L.) Merr.) en forma continua desde 1975. El diseño experimental del mismo es en bloques completos aleatorizados con parcelas divididas, con labranza como factor principal y fertilización mineral como sub-factor desde el año 2000, con cuatro repeticiones. En 2021 se comienza a realizar CC en el sitio del ensayo en el que se realiza siembra directa (SD) desde 1992. Ese año se sembró una mezcla de vicia (*Vicia villosa* L.) + centeno (*Secale cereale* L.) y en 2022, 2023 y 2024, se sembró una mezcla de vicia + triticale (*Tritico secale*), en la parte fertilizada como en la no fertilizada de cada unidad experimental. La fertilización aplicada cada año fue una mezcla de yeso y fosfato monoamónico. En los dos últimos años se inoculó la semilla de vicia con rizobacter (100 cc). El CC se secó químicamente cada año con 0,5 l de herbicida sistémico 2,4 -D (30 %) y 2 l de glifosato (66%). En la campaña 2021 al momento del secado de la cobertura la presencia de vicia en la mezcla representó 0%, y en 2022, menos del 20%. Luego de la implantación de vicia inoculada, la proporción de esta al momento del secado del CC representaba un 40-50% de la mezcla. Los muestreos de suelos se realizaron en otoño con condiciones de humedad cercana a capacidad de campo en 2021, antes de instalar el CC, y en 2025, a los cuatro años de continuidad de esta práctica.

Propiedades físicas

Para estabilidad de agregados (EA) se tomaron dos muestras simples de 0-10 cm de profundidad por unidad experimental en la parte fertilizada y en la no fertilizada. Para su medición se emplearon dos metodologías: cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) por De Boodt-De Leenheer (1958), expresado en milímetros (mm). Los valores más bajos de CDMP corresponden a suelos de alta EA y los mayores pertenecen a suelos con una estructura más inestable. El otro método empleado fue Le Bissonnais *et al.* (1996), determinándose los tres pre-tratamientos que contempla el mismo: humectación rápida por inmersión en agua o efecto "estallido" (DMPe), disgregación mecánica por agitación después de la re-humectación en etanol (DMPd) y humectación lenta por capilaridad, pretratamiento que evita el "slacking" simulando la ocurrencia de una lluvia en condiciones de suelo húmedo (DMPc). El promedio de los DMP de los tres pretratamientos representa el diámetro medio ponderado medio (DMPm) y sintetiza la información obtenida. De acuerdo con ello, la EA se clasifica como: muy inestable (< 0,4), inestable (0,4-0,8), moderadamente estable (0,8-1,3), estable (1,3-2,0) y muy estable (>2,0) (Gonzalez, *et al*., 2017). Para evaluar infiltración se utilizaron infiltrómetros de anillo simple (Perroux y White,1988), realizándose cuatro mediciones por unidad experimental, y en cada uno de esos puntos se realizó la lectura con una frecuencia de un minuto hasta los cinco minutos. Luego se prosiguió con la misma cada cinco minutos hasta un tiempo establecido de 2 h. El análisis estadístico se realizó con los valores de las tres últimas lecturas (valores constantes de cada medición).

Propiedades químicas

Se midieron sobre muestras compuestas (0-10 cm) los siguientes parámetros químicos: materia orgánica total (MOT) por el método de Walkley Black (1934), pH del suelo medido a una relación suelo agua 1:2,5 (IRAM 29410, 1999) y conductividad eléctrica (CE) (electrodo de conductividad relación 1:2,5 suelo: agua).

Análisis estadístico

Se realizaron análisis de variancias a través de modelos lineales mixtos, y se compararon las medias con el test LSD de Fisher (5%). Se utilizó el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al*., 2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Steinbach y Alvarez (2007) expresaron que las prácticas de manejo que tiendan a incrementar ambas variables (estabilidad estructural e infiltración) determinarían condiciones edáficas más favorables para el establecimiento y crecimiento de los cultivos. En la figura 1 se pueden apreciar las curvas de velocidad de infiltración (VI) obtenidas en 2021 antes de la incorporación del CC en la secuencia soja-soja y luego de cuatro años de realizarse esta práctica. Se apreció efecto año ($p<0,0001$), el valor medio de VI registrado en 2021 fue 8,1 $cm.h^{-1}$ y el de 2025 fue 14,4 $cm.h^{-1}$. Cuatro años de realización de CC mejoró significativamente la infiltración. El factor fertilización no tuvo efecto sobre esta variable. ($p=0,2389$). En el mismo suelo resultados de mediciones de infiltración luego de 15 años de monocultivo de soja sin fertilización y con fertilización arrojaron valores de 7,3 y 8,3 $cm.h^{-1}$ respectivamente, en relación de otras situaciones que incluían CC y/u otros cultivos en la secuencia además de soja donde se apreció una infiltración promedio de10,6 $cm.h^{-1}$ (Gudelj *et al*., 2024). Según Bellora *et al.* (2025), algunos de los efectos de la intensificación de la secuencia de cultivos con la inclusión de CC son la mejora de la estructura del suelo a través del aumento de la macroporosidad, pero puede también afectar la orientación de estos poros, induciendo el flujo preferencial del agua. Esto podría explicar el aumento significativo de la infiltración lograda en esta experiencia.

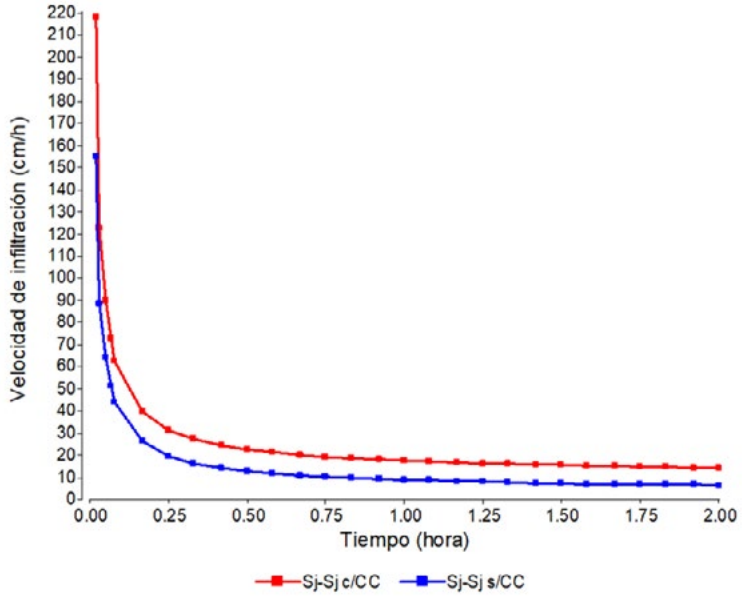


Figura 1. Curvas de velocidad de infiltración ($cm.h^{-1}$) obtenidas en 2021 sin cultivo de cobertura (CC) (Sj-Sj s/CC) y en 2025 con cuatro años de CC (Sj-Sj c/CC), en la secuencia soja-soja desde 1975 y SD desde 1992.

Los índices CDMP obtenidos categorizaron el suelo estudiado como muy débilmente estructurado en ambos años de medición (Tabla 1). A pesar de que se observa un mejor índice CDMP en la situación Sj-Sj c/CC, el mismo no alcanzó a diferenciarse estadísticamente de Sj-Sj s/CC. Tampoco el índice (DMPm) obtenido por el método de Le Bissonnais pudo diferenciar las situaciones evaluadas. Castiglione, *et al.* (2016) en un estudio de corto plazo (1 año) concluyeron que la EA determinada a través del procedimiento de Le Bissonnais en los primeros centímetros de un suelo Argiudol a la cosecha de maíz, fue la propiedad más sensible en detectar cambios rápidos generados por los CC. En el presente estudio cuatro años de realización de CC en la secuencia soja-soja no tuvo efecto sobre la EA por ninguno de los dos métodos analizados. Gudelj *et al.* (2018), reportaron para el mismo tipo de suelo

mejoras en el CDMP al sexto año de iniciado el experimento entre las situaciones con inclusión de CC en su secuencia respecto del tratamiento soja continua sin fertilización.

Tabla 1. Valores medios de las variables fisicoquímicas medidas a 0-10 cm en 2021 en la secuencia soja-soja desde 1975 con SD desde 1992 (Sj-Sj s/CC) y en el mismo sitio luego de cuatro años con cultivos de cobertura (CC) (Sj-Sj c/CC).

Tratamiento	CDMP(*) (mm)	DMPm (**) (mm)	MOT (%)	pH		CE (mS/cm)
				CF	SF	
Sj-Sj s/CC	1,42 A	1,63 A	3,13 A	5.88 A	6,03 A	0.16 B
Sj-Sj c/CC	1,25 A	1,39 A	3,63 B	5.83 A	6.23 B	0.11 A

(*) Método De Boodt-De Leenheer (1958). (**) Método de Le Bissonnais (1996).
Letras diferentes dentro de una misma columna indica diferencias estadísticas significativas (p-valor ≤0.05). CDMP: Cambio en el diámetro medio ponderado. DMPm: diámetro medio ponderado medio. MOT: materia orgánica total. CE: conductividad eléctrica. pH: potencial de hidrógeno.

Se apreció efecto año para la variable MOT (p-valor = 0,0004). Se registró un incremento de 0,5 porcentual luego de los cuatros años de la incorporación del CC a la secuencia soja-soja, y no hubo efecto fertilización. (p-valor = 0,1562). La mejora en el contenido de MO no se manifestó en una mejora de la EA (Tabla 1). Eiza *et al.* (2016) luego de un estudio sobre suelo Argiudol vértico de incorporación de CC (trigo y vicia) en cultivos de maíz y soja, en el corto plazo (un ciclo de cultivo), observaron que éstos no afectaron los contenidos de carbono orgánico total en los primeros 5 cm de profundidad. Pero sí la inclusión de CC, especialmente de vicia, incrementó la fracción lábil de la MO. Martinez *et al*. (2020), informaron para suelos Argiudoles que, en secuencias con predominio de soja, la fertilización con P y S, la inclusión de CC y una rotación con alto índice de intensificación de secuencia (ISI), luego de cuatro años de desarrollo, no afectaron en forma significativa los indicadores de calidad física de suelo. Similar experiencia llevada a cabo por Gudelj, *et al*. (2024) en el mismo tipo de suelo que el del presente trabajo, demostró que luego de 15 años el monocultivo de soja expresó una débil EA, acorde con menor contenido de MO, y esto determinó para este sistema agrícola la menor infiltración, mientras que donde se realizó CC en secuencia con soja, ambos fertilizados, se midió mayor tenor orgánico e infiltración.
Respecto del pH hubo efecto Año*fertilización (p = 0,0278), observándose valores de pH ligeramente más bajos en la situación fertilizada. Los datos de CE mostraron efecto año (p-valor = 0,0381), de todos modos, son valores de CE bajos sin incidencia agronómica (Tabla 1).

CONCLUSIONES

Cuatro años de inclusión de CC en la secuencia soja-soja de largo plazo fueron suficientes para mostrar una mejora de la infiltración y del contenido de MOT. En cambio, para la EA se requerirían más años de continuidad del CC para apreciar mejoras en la estructura del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Andreucci, A. Conde, M. B., Bollatti, P., Díaz, R., Masiero, B. y Arce, E. (2016). Análisis del régimen precipitaciones y nivel freático en la EEA INTA Marcos Juárez. Período 1948-2015. Actualización publicación técnica Nº 1 1980. Las lluvias en Marcos Juárez (Prov. de Córdoba) Régimen pluviométrico–Período 1948-1977. Ediciones Inta. Marcos Juárez, Córdoba, Argentina. Informe digital, PDF (https://inta.gob.ar/documentos/analisisdel-regimen-de-precipitaciones-y-nivelreatico-en-la-eea-inta-marcos-juarezperiodo-1948-2015)

Bellora G. L., Lozano, L. A., Villarreal, R., Polich, N. G., Salazar, M. P., Palazzolo, M., Peña, D. y Soracco, C. (2025). Efecto de corto plazo de distintos cultivos de cobertura sobre las propiedades hidráulicas del suelo. Cienc. Suelo 43 (2): 322-333, 2025.

Castiglione, M., Navarro Padilla, R., Eiza, M., Romaniuk, R., Beltran, M. y Mousegne, F. (2016). Cienc Suelo (Argentina) 34(2): 263-278.
De Leenheer, L. y De Boodt, M. (1958). Determination of aggregate stability by the change in mean weight diameter. Inter Sysmp. On soil structure. Medeligen.Rykskandbouwhogesehool, Gent. Belgie, 24: 290-300.
Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. InfoStat version 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
Eiza, M., Romaniuk, R. Beltran, M., Mousegne, F., Carfagno, P., Castiglione M. y Navarro.R. (2016). Cultivos de cobertura: efecto en el corto plazo sobre fracciones de la materia orgánica del suelo. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rio Cuarto, 27 de junio – 1 de julio de 2016.
Gonzalez, H. M., Restovich, S. B. y Portela, S. I. (2017). Utilización de cultivos de cobertura invernal como alternativa para mejorar la estabilidad estructural del suelo. Ciencia del Suelo (Argentina) 35(1): 1-10.
Gudelj, O. E., Conde, M. B., Lorenzon, C. A., Aimetta, M. B., Pereyra, L. A. Seravalle, R. D. y Gudelj, V. J. (2024). 15 años de soja continua, rotaciones, cultivo de cobertura y fertilización: efecto en indicadores edáficos. XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Catamarca, Argentina.
Gudelj, O. E., Maury, M., Conde, M. B., Ortiz, J., Lorenzon, C. A., Pereyra, L. A. y Gudelj, V. J. (2022). 44 años de monocultivo de soja en diferentes sistemas de labranza: estabilidad de agregados y otras propiedades edáficas. Revista Científica Agropecuaria 25 (1): 15-24.
Gudelj, V. J., Gudelj, O. E., Conde, M. B., Lorenzon, C. A., Vallone, P. S. y Galarza, C. M. (2018). Alternativas para incrementar la sustentabilidad en secuencias basadas en el cultivo de soja. Actas de CACS, San Miguel de Tucumán.

INTA. (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria) (1978). Carta de suelos de la República Argentina. Hoja 3363-17. Marcos Juárez. 29-30.
IRAM (Instituto Argentino de Normalización y Certificación) (1999). Norma 29 410. Determinación del pH.
Jensen, L. S., Salo, T., Palmason, F., Breland, T. A., Henriksen, T. M., Stenberg, B., Pedersen, A., Lundström, C. y Esala, M. (2005). Plant and Soil 273:307-326.
Le Bissonnais, Y. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. Eur. J. Soil Sci. 47:425-437.
Martinez, J. P., Crespo, C., Cuervo, M. T., Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E., Martinez, F., Cordone, G. y Barbieri, P. A. (2020). Secuencias de cultivos con predominio de soja: efecto sobre indicadores de calidad física del suelo. Cienc. Suelo (Argentina) 38 (2): 224-235.
Novelli, L. E., Caviglia, O. P. y Melchiori. R. J. M. (2011). Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. Geoderma 167-168:254-260.
Perroux, K. M. y White, I. (1988). Designs for disc permeameters. Soil Sci. Soc. Am.J. 52 (5):1205-1215.
Poulton, P. R., Powlson, D. S. Glendining, M. J. y Gregory, A. S. (2024). Why do we make changes to the long-term experiments at Rothamsted? European Journal of Agronomy 154 127062.
Rimski-Korsakov, H., Alvarez, C. R. y Lavado, R. (2016). Cultivos de cobertura invernales en la región pampeana argentina. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. IAH 21 – marzo 2016. Pp 2-6.
Steinbach, H. S. y Alvarez, R. (2007). ¿Afecta el sistema de labranza las propiedades físicas de los suelos de la Región Pampeana? Informaciones Agronómicas #33. Editorial: Instituto de la Potasa y El Fósforo.12p.
Walkley Black (1934). An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and proponed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.

EFECTO DE LA RENOVACIÓN MECÁNICA EN *PANICUM COLORATUM* SOBRE UN SUELO FRANCO DEL SUDESTE DE LA PAMPA

Huespe, D.[1], Paredes, S.[1*], Butti, L.[1], Fernández, R.[2]

[1] AER INTA Guatraché; [2] EEA INTA Anguil; [*] huespe.daiana@inta.gob.ar

RESUMEN: La degradación de pasturas afecta la disponibilidad de forraje y la salud del suelo. El objetivo fue evaluar el efecto de la renovación con cincel sobre la productividad del mijo perenne y sobre propiedades químicas y físicas en un suelo del sudeste pampeano. El estudio se realizó en Jacinto Arauz, La Pampa. Se evaluó el mijo perenne renovado con cincel (CCi) en 2023 y se comparó con parcelas no renovadas (SCi). Se fertilizó con nitrógeno (40 y 80 kg N ha^{-1}), con o sin fósforo (10 kg P ha^{-1}) y sin fertilización. Se cuantificó la materia seca (MS) en tres momentos y se calculó la biomasa acumulada (MS_{AC}). Se evaluó el N total y el acumulado (N_{AC}). Se determinó carbono orgánico total (COT), particulado (COP) y el asociado a la fracción mineral (COM). También se midieron variables de física del suelo, incluyendo infiltración básica (IB), conductividad hidráulica (k), porosidad total (PT) y densidad aparente (DA). El efecto de la renovación mecánica sobre la MS disminuye desde el primer corte hasta el último un 50 %. La renovación con cincel generó en promedio un 16% de incremento en el contenido de N total. La fertilización con 80 kg N y P en el segundo corte en los tratamientos SCi duplicaron la MS respecto al testigo, mientras que en los tratamientos CCi, no hubo efecto por la fertilización en ninguno de los cortes realizados. Respecto a las variables físicas, los valores fueron similares en ambos tratamientos. Se observó que la DA fue menor en los tratamientos CCi (1,24) respecto a los tratamientos SCi (1,27). El efecto del cincel sobre las propiedades químicas y físicas del suelo se seguirán evaluando en los próximos ciclos de la pastura.

PALABRAS CLAVE: cincel, fertilización, materia seca.

INTRODUCCIÓN

En pasturas perennes, los procesos de degradación comienzan entre los cuatro y cinco años posteriores a la implantación (Martín, 2014), estando fuertemente asociados a la disminución del nitrógeno mineral disponible (Tessi y Valdez, 2023). En este contexto, las labores de suelo modifican la estructura, la densidad aparente, la distribución del espacio poroso y la dinámica del agua y a largo plazo, pueden influir en la disponibilidad de nutrientes, la productividad de los cultivos y la sustentabilidad del sistema (Galantini et al., 2018). La labranza convencional acelera la mineralización del nitrógeno debido a que, cuanto más intenso y agresivo es el laboreo, se genera un ambiente más aireado y con mayores temperaturas, lo que conduce a una disminución del contenido de carbono orgánico del suelo (Studdert y Echeverría, 2000). En consecuencia, un mejor conocimiento de la dinámica de las fracciones orgánicas y de la disponibilidad de nitrógeno, junto con la aplicación adecuada de fertilizantes, permite alcanzar niveles de producción más elevados (Galantini et al., 2018). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la renovación con cincel sobre la productividad del mijo perenne y sobre propiedades químicas y físicas edáficas en un suelo del sudeste de La Pampa.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó en el Establecimiento Rural La Margarita, Jacinto Arauz, La Pampa (38º01'50,4"; 63º20´51,7"), sobre una pastura de mijo perenne *(Panicum coloratum*, L. var.

Klein verde) implantada en noviembre del 2013. Se caracterizó el suelo a una profundidad de 0-20 cm (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis granulométrico y caracterización química edáfica del suelo del ensayo.

Textura	Arena	Arcilla (a)	Limo (L)	a+L	Pe	pH	COT	COP	COM
		%			ppm	1:2,5		%	
Franco	40	24	36	60	6,5	7,2	1,4	0,8	0,7

Pe, fósforo extractable (mg kg^{-1}), pH, potencial Hidrógeno, COT, carbono orgánico total. COP, carbono orgánico particulado. COM, carbono orgánico asociado a la fracción mineral.

En agosto del 2024 se realizó la práctica de renovación con un cincel a 10 cm de profundidad. Las parcelas que fueron renovadas se las denominó con cincel (CCi) y a las parcelas que no fueron renovadas se las denominó sin cincel (SCi). Los tratamientos fertilizados fueron 40 y 80 kg de N ha^{-1} (40N y 80N) sin y con fósforo, aplicando una dosis fija de 10 kg P ha^{-1} (40N+P y 80N+P) y tratamientos sin aplicación de fertilizante (0N) y solo con P (0N+P). Se cuantificó la materia seca (MS kg ha^{-1}) del mijo perenne durante el ciclo 2024-2025. Se realizaron tres momentos de cortes 21/11/2024, 23/01/2025 y 22/04/2025. En cada tratamiento de fertilización se cuantificó la materia seca acumulada (MS_{AC}), como la suma de la MS obtenida en los tres cortes de la pastura. Respecto a los parámetros de calidad nutricional evaluados, se tomaron muestras de forraje en cada corte. Las muestras fueron secadas en estufa a 60 C° durante 72 horas y posteriormente se determinó el nitrógeno total (N) en el laboratorio de calidad de forrajes de la Estación Experimental INTA Anguil La Pampa. Asimismo, se calculó el N acumulado para cada tratamiento (N_{AC}). Al finalizar el ciclo de la pastura se determinaron las fracciones orgánicas del carbono orgánico total (COT) en base al fraccionamiento físico por tamaño de partícula, el cual consistió en el tamizado en húmedo del suelo (Cambardella y Elliott, 1992) modificada por Noellemeyer et al, 2006. El tamizado se realizó con un par de tamices de 53 y 105 µm de abertura de malla. De esta manera se obtuvieron dos fracciones con características diferentes, fracción gruesa (FG, 53-2000 µm) en la que se encuentra el carbono orgánico particulado grueso y fino (COP) y la fracción fina (FF < 53 µm) la cual contiene el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM) más limo y arcilla. Posteriormente se les determinó contenido de carbono por el método de Walkley y Black 1934. La suma de estas dos fracciones se consideró COT. Además, se midieron variables de física de suelo: infiltración básica (IB), conductividad hidráulica (k), porosidad total (PT) y densidad aparente (DA).

Análisis estadístico

El diseño experimental fue en bloques con un tamaño de parcela de 50 m^2 por tratamiento. La unidad de muestreo fue de 0,5 m^2. El análisis estadístico fue mediante el análisis de la varianza (ANOVA) con el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2020). La comparación de medias de tratamientos fue analizada por el Test de Tuckey con un nivel de significancia del $P \leq 0{,}10\%$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el análisis del efecto de la renovación mecánica, se evaluaron los promedios de todos los tratamientos de fertilización y se compararon en función de los tratamientos sin y con cincel. Se encontró interacción entre los tratamientos de renovación respecto a los cortes, por lo cual, los datos se analizaron por fechas de corte separados en cada tratamiento sin y con cincel (Tabla 2).

Para las variables MS y contenido de N se observó similar comportamiento en los tres cortes. En los tratamientos SCi se observó 35% más MS respecto a los tratamientos CCi en el primer corte. Mientras que, en el segundo y tercer corte, los mayores valores se encontraron en los tratamientos CCi, con un 14% de incremento respecto a los tratamientos SCi. En cuanto, al contenido de N, en los tres cortes se observó diferencias significativas a favor de los tratamientos CCi con un 28, 13 y 8% de incrementos en el primer, segundo y tercer corte

respectivamente (Tabla 2). En el análisis de la MS_{AC}, no se observaron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos SCi y CCi. Respecto al contenido de N_{AC}, si bien no se detectaron diferencias estadísticas, hubo un incremento del 7% cuando se renovó la pastura (Tabla 2). Un estudio desarrollado en el sudoeste bonaerense, en el cual los autores compararon un tratamiento con arado cincel y rastra de discos (labrado vertical antes de la siembra) frente a un tratamiento convencional con rastra de discos, hallaron que la labranza con cincel permitió cuadruplicar la producción de forraje al primer pastoreo respecto al testigo, además de mejorar calidad nutritiva (mayor proteína bruta y mayor digestibilidad) (Lauric et al., 2023).

Tabla 2. Efecto de la renovación mecánica sobre la producción de materia seca (MS kg ha^{-1}) y nitrógeno en los tres cortes realizados y en la biomasa acumulada (MS_{AC}) y N acumulado (N_{AC}).

Corte	Variables	SCi		CCi		p valor
1	MS, kg ha^{-1}	2132	b	1388	a	0,0525
	N, kg ha^{-1}	37,5	a	31,72	a	0,3694
2	MS, kg ha^{-1}	1383	a	1639	b	0,0619
	N, kg ha^{-1}	18,3	a	23,90	b	0,0538
3	MS, kg ha^{-1}	3194	a	3533	a	0,3408
	N, kg ha^{-1}	36,6	a	46,7	a	0,2281
MS_{AC}, kg ha^{-1}		6710	a	6560	a	0,7305
N_{AC}, kg ha^{-1}		95	a	102	a	0,3289

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,10$) dentro de cada corte y variable por efecto de la renovación mecánica.

En los tratamientos SCi, se observó diferencias significativas en la MS y en el contenido de N por efecto de la fertilización en el segundo corte. Los valores máximos obtenidos se observaron en el tratamiento de 80 N+P para la MS y de 40 N+P para el N total. Mientras que, tanto en el primer y tercer corte, si bien no se encontraron diferencias estadísticas debido a la fertilización los tratamientos con 40 y 80 kg N produjeron un 34 y 52% más de MS con respecto al testigo. En cuanto a la calidad en los cortes dos y tres, a pesar de que no se observaron diferencias significativas, hubo un incremento del 32 y 17% respecto al testigo (Tabla 3).
En los tratamientos CCi, no hubo efecto por la fertilización en ninguno de los cortes realizados debido probablemente a la alta variabilidad en los datos (Coeficiente de variación de 39% para el primer corte; 24 para el segundo y 30 para el tercer corte). En el primer y tercer corte, la mayor producción de MS en encontró en el tratamiento 80 N+P, mientras que en el segundo corte se obtuvo en el tratamiento 40 N+P. En cuanto al contenido de N, se observaron diferencias significativas en el primer corte que se diluye en los siguientes cortes. Los máximos valores de la MS_{AC} se obtuvieron en ambos tratamientos SCi y CCi con la dosis de 80 N+P (Tabla 3). Los resultados coinciden con un estudio de fertilización de mijo perenne, en el cual los autores expresaron que hubo incremento en producción y calidad ante la aplicación de nitrógeno en dosis de 70 kg ha^{-1} y la dosis combinada de 70 kg ha^{-1} de nitrógeno con 40 kg ha^{-1} de fosforo; mientras que, la aplicación de fósforo en dosis individuales de 20 y 40 kg ha^{-1} mostró una disminución en el rendimiento y calidad (Amorena, 2014). En otros estudios, en la región semiárida pampeana se ha demostrado que el mijo perenne presenta una muy buena respuesta a la fertilización nitrogenada con urea con incrementos del 50% en la producción de materia seca con respecto al testigo (Petruzzi et al., 2003).

Tabla 3. Producción de materia seca (MS) y N total en los tres cortes realizados y en la biomasa acumulada (MS_{AC}) y el N total acumulado (N_{AC}), en los tratamientos sin y con cincel, durante el ciclo de la pastura evaluada.

SIN CINCEL														
Corte	Variables	0N		0N+P		40N		40N+P		80N		80N+P		p valor
1	MS kg/ha	938	a	2238	a	2738	a	2472	a	2138	a	2272	a	0,7328
	N, kg ha^{-1}	33,44	a	13,1	a	42,1	a	53,41	a	35,8	a	46,79	a	0,3905
2	MS kg/ha	1145	ab	774	a	1339	ab	1561	ab	1474	ab	2004	b	0,0381
	N, kg ha^{-1}	11,72	ab	9,55	a	14,6	ab	21,18	ab	23,1	ab	29,48	b	0,0811
3	MS kg/ha	2300	a	2333	a	2967	a	3233	a	4367	a	3967	a	0,1499
	N, kg ha^{-1}	26,34	a	25,6	a	33,3	a	42,77	a	57,6	a	51,67	a	0,0995
MS_{AC}, kg ha^{-1}		5649	a	5815	a	6184	a	7305	a	6737	a	7668	a	0,2186
N_{AC}, kg ha^{-1}		71,6	ab	48,3	a	90,2	abc	117,5	bc	117	bc	128,4	c	0,0025
CON CINCEL														
Corte	Variables	0N		0N+P		40N		40N+P		80N		80N+P		p valor
1	MS kg/ha	938	a	1405	a	1138	a	1472	a	1538	a	1838	a	0,4601
	N, kg ha^{-1}	16,74	a	32,2	a	26	a	32,67	a	37,5	a	44,96	a	0,1893
2	MS kg/ha	1411	a	1577	a	1713	a	1867	a	1533	a	1720	a	0,7626
	N, kg ha^{-1}	18,68	a	23,2	a	22,6	a	25,42	a	24,5	a	28,83	a	0,6242
3	MS kg/ha	3300	a	2833	a	3333	a	3967	a	3667	a	4100	a	0,7054
	N, kg ha^{-1}	42,26	a	37,3	a	39,6	a	46,45	a	50,4	a	63,82	a	0,4711
MS_{AC}, kg ha^{-1}		5683	ab	4046	a	7044	ab	7266	b	7979	b	8242	b	0,0340
N_{AC}, kg ha^{-1}		77,8	a	92,8	ab	88,4	ab	104,7	ab	113	ab	137,8	b	0,0606

0N, tratamiento de fertilización testigo. 0N+P, tratamiento de fertilización con 10 kg P ha^{-1}. N40, tratamiento con 40 kg N ha^{-1}. N40+P, tratamiento con 40 kg N ha^{-1} y 10 kg P ha^{-1}. N80, tratamiento con 80 kg N ha^{-1}. N80+P, tratamiento con 80 kg N ha^{-1} y 10 kg P ha^{-1}. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,10$) dentro de cada corte por efecto de la fertilización.

En cuanto al fósforo, se observó a la profundidad de 0 a 10 cm valores de 9,5 ppm en los tratamientos SCi y de 8,6 ppm en los tratamientos CCi. En ambos casos, los valores disminuyen cuando se analiza el estrato de 10 a 20 cm con valores de 4,2 y 3,5 ppm para sin y con cincel respectivamente. Un trabajo realizado en Australia sobre el efecto de la labranza reportó que, aunque puede mejorar estructuras superficiales, no siempre implica mejoras de carbono orgánico a medio plazo, especialmente si no hay retorno de materia orgánica (Gibson et al, 2025). Por lo cual, la renovación con cincel debe analizarse en función del estado del lote (compactación, degradación), el tipo de pastura, clima, manejo posterior (pastoreo, fertilización) (CIAT, 1988).

Respecto a las propiedades físicas evaluadas, la infiltración básica fue similar en ambos tratamientos (sin y con cincel) con un valor promedio de 57 mm h^{-1}. Tanto en las variables de conductividad hidráulica y porosidad total no se observaron diferencias significativas por efecto de la renovación en ninguna de las profundidades analizadas (Tabla 4). En cuanto a la densidad aparente si bien no hubo diferencias significativas, el valor promedio fue de 1,27 y 1,24 g cm^3 para los tratamientos SCi y CCi respectivamente, indicando una leve disminución luego de la renovación (Tabla 4). Otro trabajo, expresó que en el corto plazo el laboreo incrementa la proporción de macroporos y así disminuye la densidad aparente del suelo, lo cual explica las diferencias entre los tratamientos sin y con laboreo (Reichert, J. 2016).

Tabla 4. Valores promedio de porosidad total (PT), densidad aparente (DA), y conductividad hidráulica (K) a distintas profundidades, para los tratamientos sin y con cincel.

	0-6 cm		
	SCi	CCi	p valor
PT, %	39,3 a	41,0 a	0,6385
DA, g cm^{-3}	1,27 a	1,21 a	0,2690
k, cm h^{-1}	3,3 a	4,0 a	0,8023
	6-12 cm		
	SCi	CCi	p valor
PT, %	36,3 a	37,1 a	0,7106
DA, g cm^{-3}	1,28 a	1,23 a	0,1079
k, cm h^{-1}	10,2 a	11,2 a	0,8484
	12-18 cm		
	SCi	CCi	P valor
PT, %	35,5 a	35,7 a	0,8483
DA, g cm^{-3}	1,25 a	1,28 a	0,3739
k, cm h^{-1}	3,9 a	2,8 a	0,6384

Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas (p <0,10) entre los tratamientos SCi y CCi.

Un estudio reciente sobre *panicum coloratum var Klein*, reportó que la degradación de las pasturas se asocia a la compactación del suelo y la deficiencia de N, y propone una combinación de laboreo mecánico y fertilización para mejorar la producción de forraje (Burghi et al., 2025).

CONCLUSIONES

El efecto de la renovación mecánica sobre la MS disminuye desde el primer corte hasta el último. La renovación con cincel generó en promedio un 16% de incremento en el contenido de N total.

La fertilización con 80 kg N y P en el segundo corte en los tratamientos SCi duplicaron la MS respecto al testigo, mientras que, en los tratamientos CCi no hubo efecto por la fertilización en ninguno de los cortes realizados.

El efecto del cincel sobre las propiedades químicas y físicas del suelo se seguirán evaluando en los próximos ciclos de la pastura.

BIBLIOGRAFÍA

Amorena, J. (2014). Efecto de la fertilización nitrogenada y fosforada en la calidad y producción de materia seca y semilla en *panicum coloratum Klein*. Trabajo final integrador. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias. http://hdl.handle.net/11086/1844

Burghi, V. (2025). Prácticas de laboreo de suelo y fertilización sobre *Panicum coloratum cv Klein* en el norte de Córdoba. 48° Congreso de Producción Animal. https://www.researchgate.net/publication/397677977_Practicas_de_laboreo_de_suelo_y_fertilizacion_sobre_Panicum_coloratum_cv_Klein_en_el_norte_de_Cordoba

Cambardella, C. A. y Elliott, E. T. (1992). Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society America* Journal. 56: 777-783.

Centro Internacional de Agricultura Tropical - CIAT (1988). *Establecimiento y renovación de pasturas: conceptos, experiencias y enfoque de la investigación.* http://hdl.handle.net/20.500.12324/34402

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. (2020). Infostat - Sofware estadístico. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Galantini, J. A., Duval, M., Iglesias, J. y Martínez, J. M. (2018). *Balance de nitrógeno en sistemas con diferente labranza.* En: Siembra directa en el SO Bonaerense, p 7. https://host170.sedici.unlp.edu.ar/server/api/core/bitstreams/fb135cdd-b18c-42ec-adf5-3f80f2eccb25/content

Gibson, A. J., DuV Gout, M. J., Sutherland, N. M., Kearney , L. y Rose T. J. (2025). Yield and soil impacts of pasture renovation methods in an australian subtropical grazing system. https://doi.org/10.1016/j.still.2025.106670

Lauric, A., De Leo, G. y Torres Carbonell, C. (2023). Efectos de la utilización de cincel en presiembra sobre la producción y calidad de forraje en una pastura de *Panicum coloratum. 46°Congreso Argentino de Producción Animal.* *https://www.researchgate.net/publication/374001307_Efectos_de_la_utilizacion_de_cincel_en_presiembra_sobre_la_produccion_y_calidad_de_forraje_en_una_pastura_de_Panicum_coloratum*

Martín, G.O. (2014). *Técnicas de refinamiento y recuperación de pastizales*. Serie Didáctica Nº 85. Universidad Nacional de Tucumán – Sitio Argentino de Producción Animal. ISBN 978-950-554-865-1.

Petruzzi, H. J., Stritzler, N. P., Adema, E. O., Ferri, C. M. y Pagella, J. H. (2003). *Mijo perenne – Panicum coloratum*. EEA Anguil INTA.https://fucrea.org/system/comfy/cms/files/files/000/001/400/original/MIJOPE_1.PDF

Reichert, J. M. (2016). Short- and long-term effects of tillage systems on soil physical properties of a Southern Brazilian Hapludox. *Soil & Tillage Research*, 158, 123–136. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000400008

Studdert, G. y Echverría H. E. (2000). Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal. 64*, 1496-1503. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6441496x

Tessi, T. y Valdez, H. (2023). Tratamientos de renovación en *Panicum coloratum* en el semiárido templado Cordobés. Comunicación Asociación Argentina de Producción Animal.

Walkley, A. J. y Black, I. A. (1934) Estimación del carbono orgánico del suelo mediante el método de titulación con ácido crómico. *Soil Science. 37*, 29-38.

FRACCIONES DE CARBONO Y NITRÓGENO TOTAL A UN AÑO DE UNA QUEMA CON ROLADO PREVIO

Larroulet, M. S.[1*], Ferreyra, P.[1, 2], Minig, M.[1, 2], Galantini, J. A.[3]

[1]Facultad de Agronomía, UNLPam. [2]Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam. [3]Comisión de Investigaciones Científicas (CIC) – Dpto. Agronomía-UNS. *sofialarroulet@agro.unlpam.edu.ar

RESUMEN: Las quemas solas o combinadas con rolado selectivo, se utilizan para mejorar las condiciones de accesibilidad a un potrero y/o la recuperación de especies forrajeras. Estas prácticas pueden generar sobre los suelos, cambios inmediatos y en el mediano y largo plazo. El objetivo de este trabajo fue cuantificar el contenido de carbono orgánico total, sus fracciones y el nitrógeno total a un año de una quema controlada con rolado previo, en dos parches de vegetación. Se muestrearon 2,5 cm de suelo en parches con vegetación dominada por especies forrajeras y arbustivas, a un año de realizarse una quema controlada con rolado previo. Se determinó pH en agua, nitrógeno total y carbono orgánico total, particulado (fino y grueso) y mineral. Luego de un año de la quema, no se encontraron cambios significativos en el carbono orgánico total y el de la fracción fina, lo que indica modificación de las condiciones de transformación de los residuos y una más lenta incorporación. En el parche arbustivo, aumentó el pH, resultado que se asocia con la incorporación de cenizas ricas en CO_3^{2-}, óxidos e hidróxidos de cationes como el Ca^{2+}, Mg^{2+} y Na^{+}. Además, en este parche, el contenido de N retornó a los valores previos, asociado con la mineralización del N orgánico a inorgánico y posterior absorción de las formas inorgánicas por los vegetales u otro tipo de pérdidas del sistema. La relación COT:Nt aumentó lo que pone en evidencia pérdidas diferenciales de N respecto de C en la profundidad analizada.

PALABRAS CLAVE: carbono orgánico, nutrientes, fuego, Caldenal.

INTRODUCCIÓN

El sobrepastoreo, la extracción de madera y los incendios, combinados con la presencia de ganado, impulsaron la proliferación de leñosas y una marcada heterogeneidad estructural en el Caldenal pampeano, lo que limita el acceso del ganado a las pasturas naturales (Morici et al., 2009; Kröpfl, et al., 2013; Estelrich et al., 2022). Entre las prácticas de manejo silvopastoril que se utilizan para mejorar las condiciones de accesibilidad a un potrero y/o la recuperación de especies forrajeras, se encuentran las quemas prescriptas solas o combinadas con rolado selectivo (Busso, et al. 2016; Peláez, et al., 2017).

En suelos afectados por fuego no solo se dan cambios inmediatos, sino que también pueden darse cambios en el mediano y largo plazo. Diversos autores mencionan que, el contenido de carbono orgánico al año de un fuego, se mantiene sin cambios debido a diversos factores. Entre ellos, un diferente grado de incorporación de restos de vegetación quemada y de las cenizas, la eliminación de estas últimas de la superficie por efecto del viento o las lluvias pos-quema, el aumento de las tasas de descomposición como resultado de la liberación de nutrientes y el aumento de la temperatura del suelo por eliminación de la vegetación y de la capa de broza (Alcañiz et al., 2016; Armas-Herrera et al., 2018; Girona-García et al., 2019). Para el contenido de N, se encontraron aumentos luego de un año de una quema en el sur del Caldenal (Castelli y Lazzari, 2002) así como disminuciones asociadas a la erosión pos-quema, a la lixiviación, al consumo de la vegetación y a la adsorción de diferentes especies químicas del N, a las partículas cargadas del suelo (Afif y Oliveira, 2006; Alcañiz et al., 2016; Francos et al., 2018).

En el contexto presentado, se plantea que los cambios que producen las quemas controladas, con rolado previo, en los contenidos de carbono y sus fracciones, en general, desaparecen luego de todo un ciclo anual, mientras que las modificaciones en el contenido de N pueden persistir en el tiempo debido a procesos de lixiviación y al consumo por la regeneración de la vegetación. El objetivo de este trabajo fue cuantificar el contenido de carbono orgánico total, sus fracciones y el contenido de nitrógeno total a un año de una quema controlada con rolado previo, en dos parches de vegetación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en un potrero de 50 ha ubicado en el establecimiento “Bajo Verde” perteneciente a la UNLPam, donde el relieve es llano y la altitud varía entre 80 y 120 m.s.n.m. El suelo fue clasificado como Haplustol Éntico de textura franco arenosa (Larroulet et al., 2016).

Sobre las 50 ha se realizó, en noviembre de 2013, un rolado selectivo de baja intensidad y en abril de 2015, personal de Defensa Civil de La Pampa realizó una quema controlada sobre 25 de las 50 ha roladas. Luego de la quema se seleccionaron dos parches de vegetación: uno dominado por especies arbustivas (A) y otro dominado por especies graminoso-herbáceas sin influencia de caldén (GH). A su vez, dentro del rolado (R) y del rolado-quemado (RQ), se seleccionaron seis sitios de muestreo (25 m^2) para cada vegetación. Luego de retirada la broza, se tomó una muestra compuesta de suelo (formada por seis sub-muestras) de los 2,5 cm superficiales. A un año de la quema, en abril de 2016, se realizó un nuevo muestreo de suelos de la manera y en los sitios indicados anteriormente. Las muestras fueron tamizadas por 2 mm, y acondicionadas en función de los análisis que se describen a continuación: pH en relación 1:2,5; carbono orgánico total (COT) por combustión seca (1500 °C) con analizador automático de carbono LECO CR12 (LECO, St. Joseph, MI, USA); nitrógeno total (Nt) por el método de Kjeldahl (IRAM-SAGyP 29572); fraccionamiento físico por tamaño de partícula mediante tamizado en húmedo (Duval et al., 2013) y determinación del contenido de carbono orgánico por combustión seca (1500 °C) con analizador automático de carbono LECO CR12 (LECO, St. Joseph, MI, USA), obteniéndose el carbono orgánico particulado grueso (COPg); el carbono orgánico particulado fino (COPf) y por diferencia de los dos anteriores el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM).

Para el análisis estadístico se utilizó un diseño factorial doble, en el cual el factor manejo tuvo tres niveles: rolado (R), rolado-quemado (RQ) y rolado-quemado 1 año (RQ1) y el factor vegetación dos niveles: arbustiva (A) y graminoso-herbácea (GH). Las comparaciones entre medias de tratamientos se realizaron a través de la prueba LSD de Fisher (Kuehl, 2001). Los datos obtenidos se analizaron con el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos para el COT y sus fracciones se muestran en la Figura 1. Debido a que no se detectó interacción significativa ($p>0,05$), se comparan los promedios del contenido de COT y sus fracciones por manejo sin distinguir por parche de vegetación.

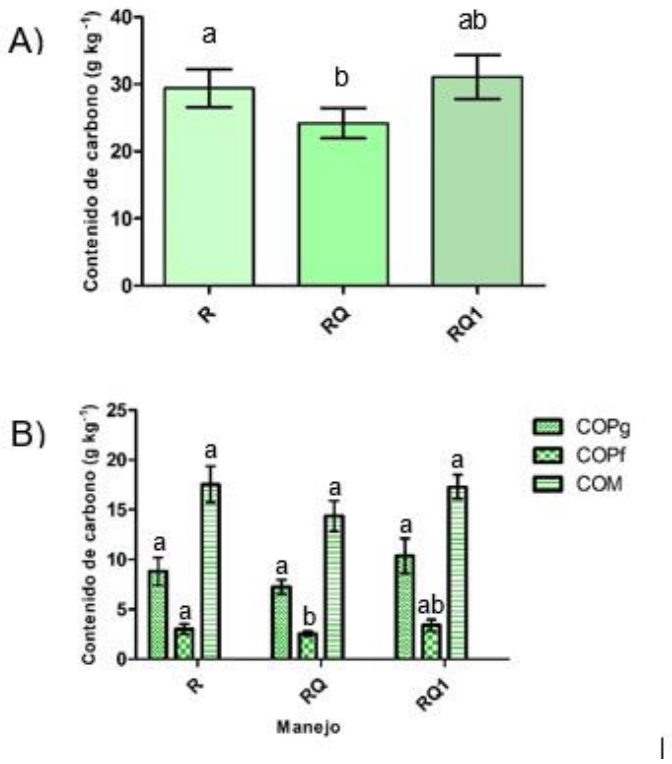


Figura 1. A) Carbono orgánico total. B) Carbono orgánico particulado asociado a las fracciones: gruesa (COPg), fina (COPf) y mineral (COM) en rolado (R), rolado-quemado (RQ) y rolado-quemado un año de la quema (RQ1). Letras diferentes indican diferencias significativas (α=0,05).

En RQ se encontró que tanto el COT como COPf disminuyeron respecto del R y luego de un año no se detectaron diferencias significativas con R y RQ. En cambio, las fracciones COPg y COM no mostraron un efecto inmediato después de la quema ni modificaciones luego de un año (Figura 1). Se evidenciaron procesos de cambio en COT y COPf en el transcurso de un año, ya que por efecto inmediato llegaron a valores por debajo de R. Sin embargo, al año todavía no tienen la magnitud suficiente para dar diferencias significativas. Puede ocurrir que por efecto del fuego parte del carbono se haya transformado en C pirogénico el que posee mayor tiempo de residencia en el suelo por la elevada resistencia a la degradación que posee en su composición (Bodí et al., 2014). Esto determina que se necesite más tiempo para detectar cambios en COT y sus fracciones.

En la Figura 2 se presentan el contenido de Nt en los diferentes manejos por parche de vegetación y la relación COT:Nt en los diferentes manejos sin distinguir por parche.

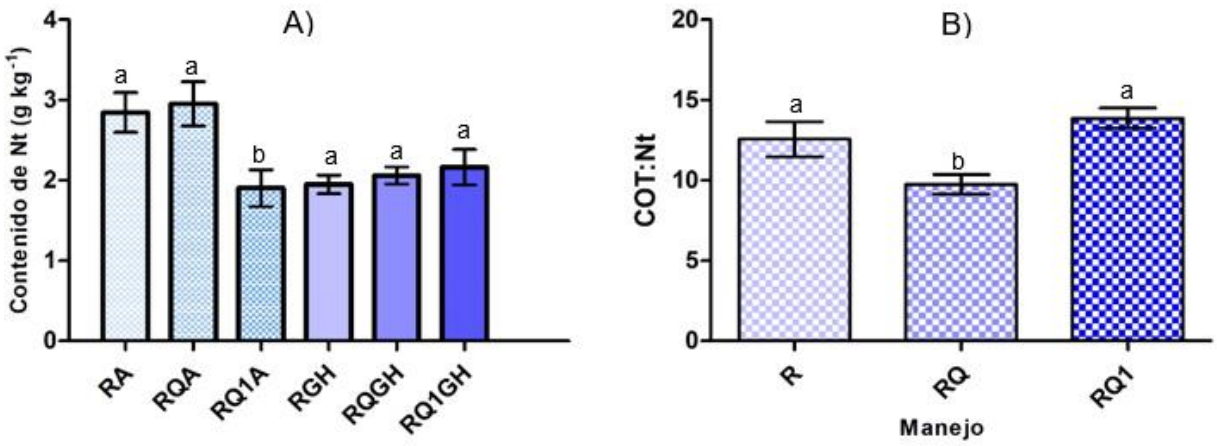


Figura 2. A) Nitrógeno total (Nt) en suelos de parches graminoso-herbáceo (GH) y arbustivo (A), en rolado (R), rolado-quemado (RQ) y rolado-quemado un año después de la quema (RQ1). B) Relación COT:Nt (COT: carbono orgánico total) en R, RQ y RQ1. Letras diferentes indican diferencias significativas (α=0,05).

El contenido de Nt en ambos parches del RQ no se modificó por el paso del fuego. Luego de un año, en el parche A, el Nt disminuyó hasta valores menores a R. Por un lado, este resultado puede deberse a que, al disminuir el aporte de residuos provenientes de una leguminosa como efecto de la eliminación de los arbustos por las prácticas aplicadas, se modifican las concentraciones de este nutriente. Por otro lado, Roshan y Biswas (2023) plantean que se puede dar una redistribución del N en el período posterior a la quema por inmovilización del nutriente en estructuras recalcitrantes. Esto disminuye la capacidad del ecosistema de aportar N inorgánico a partir de N orgánico. Por su parte, en el parche GH, el contenido de Nt en RQ1GH permanece sin modificaciones. Este resultado puede asociarse con el tipo de vegetación presente y con las cenizas generadas. Ithurrart et al. (2017) plantean que la cantidad de cenizas generada por la quema de especies herbáceas es insuficiente para generar modificaciones en la disponibilidad de nutrientes del suelo.

Con respecto a la relación COT:Nt se observa un comportamiento similar en ambos parches de vegetación (Figura 2). Esta relación disminuyó luego de la quema hasta valores menores que R (Figura 2), pero a un año del evento sus valores aumentaron significativamente hasta llegar a los encontrados en R. En el parche A, el aumento en la relación está dado por la disminución en el contenido de Nt. A su vez, los valores medios encontrados indican un balance entre los procesos de inmovilización y mineralización del N. Es decir, que los microorganismos descomponedores de la materia orgánica disponen de carbono para utilizarlo como fuente de energía y de nitrógeno para sintetizar sus proteínas (Soto-Mora et al., 2016; Gamarra et al., 2018).

CONCLUSIONES

Luego de un año de la quema, no se encuentran cambios significativos en el COT y COPf. Estos resultados indican que los disturbios generados por el rolado y la quema cambiaron las condiciones de transformación de los residuos y hacen que sea más lenta su incorporación.

El contenido de Nt retornó a los valores previos, hecho que se asoció con la mineralización del N orgánico a inorgánico y posterior absorción de las formas inorgánicas por parte de los vegetales o pérdidas del sistema. El aumento de la relación COT:Nt pone en evidencia pérdidas diferenciales de N respecto de C en la profundidad analizada.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de la Pampa, y el trabajo a campo se llevó a cabo en un predio perteneciente a la misma Universidad.

BIBLIOGRAFÍA

Afif Khouri, E. y Oliveira Prendes, J. A. (2006). Efectos del fuego prescrito sobre matorral en las propiedades del suelo. *Investigación Agraria: Sistema de Recursos Forestales, 15*, 262-270.

Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Farguell, J. y Úbeda, X. (2016). Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment*, *572*, 1329–1335.

Armas-Herrera, C. M., Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A. y Mora, J. L. (2018). Short-term and midterm evolution of topsoil organic matter and biological properties after prescribed burning for pasture recovery (Tella, Central Pyrenees, Spain). *Land Degradation and Development*, *29*, 1545–1554.

Bodí, M. B., Martin, D. A., Balfour, V. N., Santín, C., Doerr, S. H., Pereira, P., Cerdà, A. y Mataix-Solera, J. (2014). Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*, *130*,103–127.

Busso, C. A., Montenegro, O. A., Torres, Y. A., Giorgetti, H. D. y Rodriguez, G. D. (2016). Aboveground net primary productivity and cover of vegetation exposed to various disturbances in arid argentina. *Applied Ecology and Environmental Research*, *14*, 51–75.

Castelli, L. M. y Lazzari, M. A. (2002). Impact of fire on soil nutrients in central semiarid Argentina. *Arid Land Research Management*, *16*, 349–364.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzales, L., Tablada, M. y Robledo, C. *InfoStat versión 2009*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Duval, M. E., Galantini, J. A., Iglesias, J. O., Canelo, S., Martinez, J. M. y Wall, L. (2013). Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil and Tillage Research*, *131*, 11–19.

Estelrich, H. D., Morici, E. F. A. y Suarez, C. E. (2022). Introducción. En D. Estelrich y Súarez, C. (Eds.), *El bosque de caldén: un abordaje multidisciplinario para su manejo y conservación* (pp. 19–23). Editorial de la UNLPam.

Francos, M., Úbeda, X., Pereira, P. y Alcañiz, M. (2018). Long-term impact of wildfire on soils exposed to different fire severities. A case study in Cadiretes Massif (NE Iberian Peninsula). *Science of the Total Environment, 615*, 664–671.

Gamarra, C., Díaz Lezcano, M. I., Vera de Ortíz, M., Galeano, M. P. y Cabrera Cardús, A. J. N. (2018). Relación carbono-nitrógeno en suelos de sistemas silvopastoriles del Chaco paraguayo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, *9*, 4–26.

Girona-García, A., Ortiz-Perpiñá, O. y Badía-Villas, D. (2019). Dynamics of topsoil carbon stocks after prescribed burning for pasture restoration in shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain). *Journal of Environmental Management*, *233*, 695–705.

Instituto Argentino de Normalización y Certificación – Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca (IRAM – SAGyP). (2018). *Norma 29572: Calidad ambiental - Calidad del suelo. Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado*.

Ithurrart, L. S., Busso, C. A., Torres, Y. A., Montenegro, O. A., Giorgetti, H., Rodriguez, G., Cardillo, D. S. y Ambrosino, M. L. (2017). Total soil available nitrogen under perennial grasses after burning and defoliation. *Russian Journal of Ecology*, *48*, 122–133.

Kuehl, R. (2001). *Diseño de experimentos.* (2ª ed.). Thompson and Learning.

Larroulet, M. S., Hepper, E. N., Álvarez Redondo, M. P., Belmonte, V. y Urioste, A. M. (2016). The Caldenal ecosystem: Effects of a prescribed burning on soil chemical properties. *Arid Land Researche Management*, *30*, 105–119.

Kröpfl, A. I., Cecchi, G. A., Villasuso, N. M. y Distel, R. A. (2013). Degradation and recovery processes in semi-arid patchy rangelands of Northern Patagonia, Argentina. *Land Degradation and Development*, *24*, 393–399.

Morici, E. F. A., Doménech-García, V., Gómez-Castro, G., Kin, A., Saenz, A. y Rabotnikof, C. (2009). Diferencias estructurales entre parches de pastizal del caldenal y su influencia sobre el banco de semillas, en la provincia de La Pampa, Argentina. *Agrociencia*, *43*, 529–537.

Peláez, D. V., Giorgetti, H.D., Montenegro, O.A., Elia, O.R., Rodríguez, G.D., Blazquez, F.R. y Andrioli, R.J. (2017). Vegetation response to fire and roller-chopping in the south-west of Buenos Aires, Argentina. *Phyton*, *86*, 325–331.

Roshan, A. y Biswas, A. (2023). Fire-induced geochemical changes in soil: Implication for the element cycling. *Science of the Total Environment*, *868*, 1–20.

Soto-Mora, E., Hernández-Vázquez, M., Luna-Zendejas, H., Ortiz-Ortíz, E. y García-Gallegos, E. (2016). Evaluación del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas y su relación carbono/nitrógeno. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, *3*, 98–105.

PASTOREO BOVINO EN UN ARGIACUOL: SEPARACIÓN EN CLÚSTERS Y CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE LAS VARIABLES

Machetti, N. E.[1*], Pellegrini, A. E.[1], Frias Calvo, A.[1], Fernández, F. E.[1], Agnelli, M. L.[1], López Aguilar, I.[1], Gelati, P. R.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, * Av 60 y 119, La Plata, Provincia de Buenos Aires, nataliaemachetti@gmail.com

RESUMEN: En la Cuenca del Salado predominan sistemas ganaderos con pastizales naturales. Bajo pastoreo los niveles de carbono orgánico del suelo (COS) se incrementan y mejora la estabilidad estructural (DMP), pero se observan aumentos de densidad aparente (DAP) con consecuencias sobre la infiltración básica (IB). El carbono particulado es más sensible que el COS a cambios del suelo. Hipótesis el pastoreo animal incrementa la estabilidad estructural asociada a diferentes fracciones del carbono del suelo, y aumenta la densidad con disminución de la infiltración. Dichos cambios pueden agruparse en clústeres sensibles al momento de muestreo. Se planteó como objetivo la formación de clústeres y analizar la contribución relativa de las variables a partir de la evaluación de propiedades físicas y fisicoquímicas en dos momentos de muestreo de un suelo Argiacuol vértico con promoción de especies invernales en la Cuenca del Salado. Muestreos: mayo 2016 a la salida de los animales (M1) y octubre 2023 previo a la entrada (M2). Tratamientos: clausura desde 2011 (C), pastoreo con baja carga (BC) y alta carga animal (AC). Se determinó IB y se muestreó a 0-15 cm para determinar textura, pH, COS, DMP, DAP y carbono particulado (fracción gruesa, FG, fracción fina, FF y fracción < 53 µm, F<53). En el análisis de M1 se observó que el clúster 0 (C0) estaba compuesto por los tratamientos BC y AC, caracterizado por una mayor DAP, DMP y FF. El clúster 1 (C1) compuesto por la clausura, presentó menor DAP, DMP y mayor FG. Los tratamientos en M2 se reunieron en un solo clúster. El pastoreo animal produjo incremento de la estabilidad estructural asociado a la fracción fina del carbono particulado y aumento de la densidad aparente. Los momentos de muestreo condicionaron la sensibilidad de los tratamientos a agruparse en más de un clúster.

PALABRAS CLAVE: carbono particulado, estabilidad estructural, infiltración básica.

INTRODUCCIÓN

En la Cuenca del Salado, que incluye casi la totalidad de las cuencas de los ríos Salado y Samborombón, predominan los sistemas productivos ganaderos bajo pastizales naturales y con baja utilización de insumos externos (Cieza, 2022). Para aumentar la producción primaria en invierno, se realiza promoción de especies invernales (Fernández et al., 2020) con pastoreo directo. Según algunos autores los niveles de carbono orgánico del suelo (COS) se incrementan bajo pastoreo, Derner et al. (2006) observaron que en sitios pastoreados se produce un mayor contenido de raíces finas que aumentan el contenido de COS en el suelo. Mayor contenido de COS mejora la estabilidad estructural (Teague et al., 2011). Eiza et al. (2005) recomiendan utilizar fracciones orgánicas lábiles como el carbono orgánico particulado en lugar del COS como indicadores sensibles de los cambios en la calidad del suelo. En contraposición a los beneficios ambientales y edáficos, Medina et al., (2016) mencionan al pisoteo animal durante el pastoreo como proceso generador de compactación superficial del suelo. Al comparar suelos no pastoreados con suelos pastoreados, se observan aumentos significativos de densidad aparente y resistencia a la penetración (Taboada, 2007) con consecuencias sobre la infiltración básica (Denoia et al., 2000).

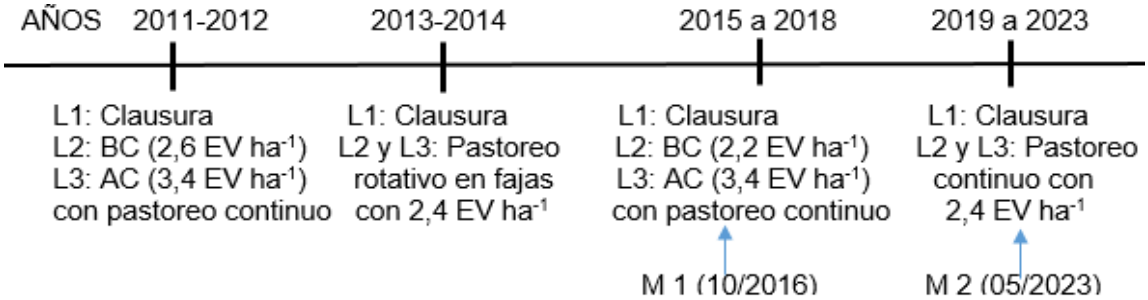
A partir de lo expuesto se plantea como hipótesis que el pastoreo animal produce incremento de la estabilidad estructural asociado a diferentes fracciones del carbono del suelo, y aumento de la densidad con disminución de la infiltración. Dichos cambios pueden agruparse en

clusters característicos que son sensibles al momento de muestreo. Se planteó como objetivo la formación de clústeres y analizar la contribución relativa de las variables a partir de la evaluación de propiedades físicas y fisicoquímicas en dos momentos de muestreo de un suelo Argiacuol vértico con promoción de especies invernales en la Cuenca del Salado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de ensayo y tratamientos

El ensayo se llevó a cabo en el establecimiento El Amanecer, propiedad de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), ubicado en Vieytes, partido de Magdalena, provincia de Buenos Aires sobre ruta 36 km 105 (35° 15' 13,56" S y 57° 37' 48,02" O). El suelo sobre el que se realizó el ensayo es un Argiacuol vértico, La historia de los lotes sobre los que se realizaron las determinaciones se detallan en la Figura 1. En los periodos donde se realizó pastoreo continuo, los animales fueron ingresados a los lotes a mediados de mayo y retirados a fines de octubre (seis meses de descanso). El 1er muestreo (M1) se realizó luego de retirados los animales en el año 2016 y el 2do muestreo (M2) antes del ingreso de los animales en 2023. El tratamiento clausura se inició en el año 2011.



290

Figura 1. Historia de los lotes (L1, L2 y L3), según tratamientos: C= Clausura: lote con exclusión de pastoreo de bovinos, BC=baja carga animal bovina y AC=alta carga animal bovina, y momentos de muestreo: M 1 = muestreo uno y M 2 = muestreo dos. EV= equivalente vaca.

En todos los lotes se realizó promoción química anual de especies invernales. Para caracterizar los lotes se determinó textura hasta 15 cm de profundidad por el método de la pipeta de Robinson (Gee y Bauder, 1986). Los tres lotes presentaron textura franco arcillo limosa (L1: A 3,2%, L 67,7% y arc 29,1%; L2: A 3,7%, L 65,6% y arc 30,7%; L3: A 2,1%, L 63,2% y arc 34,7%).

Determinaciones

En M1 y M2 se tomaron tres muestras de suelo con barreno compuestas por 15 sub-muestras por tratamiento de 0-15 cm de profundidad. Se evaluó COS por Walkley y Black micrométodo (SAMLA, 2004) y carbono particulado por separación física en dos fracciones de 2000-105 µm (fracción gruesa, FG) y 105-53 µm (fracción fina, FF) (Duval et al., 2013). La fracción < 53 µm (F<53) constituye el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (Galantini, 2005).

Para la determinación de la estabilidad estructural se tomaron tres muestras sin disturbar de 0-15 cm de profundidad por tratamiento y se tamizaron entre 3 y 5 mm. Se analizó por el método Le Bissonnais et al. (1996) pre-tratamiento humectación rápida y se expresó en diámetro medio ponderado (DMP).

Se determinó densidad aparente (DAP) con el método del cilindro (Blake y Hartge, 1986, en SAMLA, 2004), y la infiltración básica (IB) con infiltrómetro de disco (Perroux & White, 1988).

Análisis estadístico

El análisis se desarrolló en Python (versión 3.x) (Python Software Foundation, 2024). empleando la distribución Anaconda (Anaconda Software Distribution, 2024). Los datos fueron procesados con Pandas (McKinney, 2010) y NumPy (Harris et al., 2020). y estandarizados mediante StandardScaler. El número óptimo de clusters se definió mediante el método del codo y fue validado utilizando el coeficiente de silueta (silhouette score). Se aplicó clustering k-means utilizando scikit-learn (Pedregosa et al., 2011) sobre los datos originales y se utilizó análisis de componentes principales (PCA) como herramienta exploratoria para interpretar la

variabilidad y facilitar la visualización de los resultados de clustering. Los gráficos se realizaron con Matplotlib (Hunter, 2007) y Seaborn (Waskom, 2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el análisis de correlación de M1 y M2 se observó que las variables DMP - COS presentaron correlación p = 0,9 y F<53 - FG p = -0,92, por lo tanto, se decidió eliminar el COS y F<53 del análisis. De esta forma se conservó la FG que compone al COS, y el DMP que representa una propiedad física.

El número óptimo de clústeres obtenidos a partir del método del codo y validado con silhouette score fue k = 3. En la Figura 2 donde, el primer componente principal (PC1) representa el principal gradiente de variación del sistema y el segundo componente principal (PC2) describe un patrón de variación secundario independiente del capturado por PC1, se observa que la distribución de los tratamientos en los clústeres presentó un gradiente dominante asociado al momento de muestreo, por lo tanto, se realizó un análisis independiente de cada muestreo para obtener una mejor interpretación de los efectos del pastoreo en el suelo.

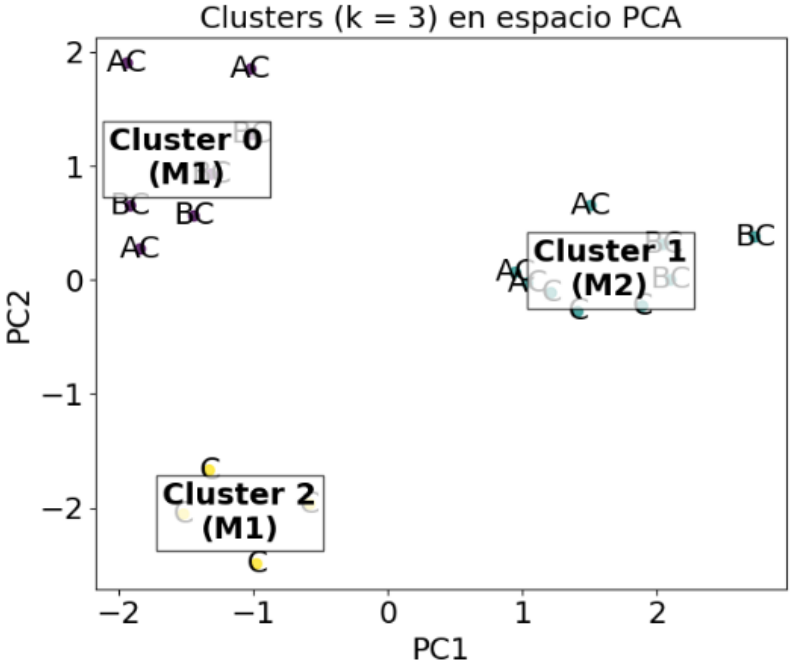


Figura 2. Distribución de las observaciones en el plano PC1 y PC2 según la asignación de clústeres obtenida mediante k-means (k = 3), donde: M1 y M2 momentos de muestreo; C=clausura; BC=baja carga animal; AC=alta carga animal.

En el análisis de correlación de M1 fueron significativas COS - DMP (p = 0,94), COS - FG (p = -0,8) y F<53 - FF (p = -0,8). Por lo tanto, se seleccionaron las mismas variables que en el análisis anterior. A partir del método del codo y silhouette score se definió k=2. En la Figura 3 se observa la distribución de los tratamientos de M1 en los clústeres. En la tabla 1 se observa que PC1 separa tratamientos según DAP, DMP y FF, y PC2 separa por IB. Estas dos componentes principales explicaron el 78 % de la variabilidad total de los datos.

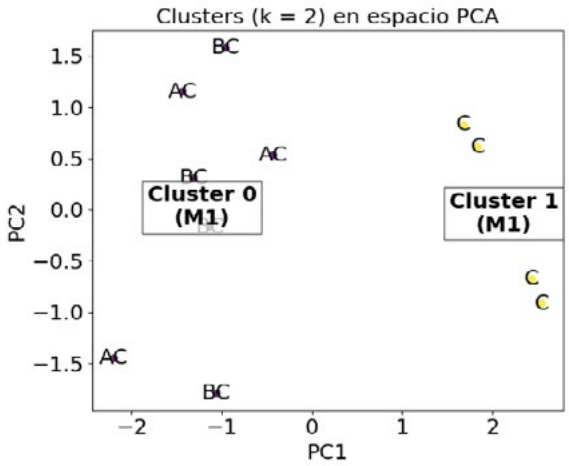


Figura 3. Distribución de las observaciones en el plano PC1 y PC2 según la asignación de clústeres obtenida mediante k-means (k=2), donde: M1 momento de muestreo; C=clausura; BC=baja carga animal; AC=alta carga animal.

Tabla 1. Detalle de componentes principales en la formación de los clústeres en M1.

	PC1	PC2
DAP	-0,52	0,15
IB	0,01	0,94
DMP	-0,47	0,15
FF	-0,45	-0,24
FG	0,55	0,07

292

En el análisis de los centroides (Tabla 2) se observó que el clúster 0 (C0) está compuesto por los tratamientos BC y AC y se caracterizó por una mayor DAP, DMP y FF. El clúster 1 (C1) compuesto por C, presentó menor DAP, DMP y mayor contenido de FG. La IB no mostró diferencias entre clúster, indicando que no fue una variable determinante en la separación de los grupos. Según el análisis de la contribución relativa de las variables a la diferenciación entre clústeres (Tabla 3), las fracciones del carbono fueron las que dominaron la separación. Respecto al incremento de la FF en los tratamientos con pastoreo, Duval et al. (2013) y Galantini et al. (2016) mencionan a esta fracción como la más sensible a las prácticas de manejo. Por otro lado, numerosos trabajos demuestran que los aportes de materia orgánica provenientes de las raíces contribuyen más eficientemente a la estabilización del COS que los residuos sobre la superficie del suelo (Jackson et al., 2017). Al igual que en este trabajo Piñeiro et al. (2010) hallaron que la DAP fue inferior en parcelas testigo excluidas de pastoreo respecto a pastoreadas.

Tabla 2. Centroides de los clústeres obtenidos mediante k-means (k = 2), expresados como valores medios de las variables originales. Densidad aparente (DAP), estabilidad estructural (DMP), infiltración (IB) y fracciones de carbono (FF y FG).

Clúster	DAP	DMP	IB	FF	FG
0	1,18	2,24	0,42	12,18	4,73
1	1,03	0,94	0,42	8,40	7,86

Tabla 3. Contribución relativa de las variables en la separación de clústeres. Valores mayores indican mayor poder discriminante entre grupos. Fracciones de carbono (FF y FG), estabilidad estructural (DMP), densidad aparente (DAP) e infiltración (IB).

VARIABLE	CONTRIBUCIÓN RELATIVA
FF	2,67
FG	2,21
DMP	0,92
DAP	0,11
IB	0,01

En el análisis de correlación de M2 fueron significativas COT - DMP (p= 0,83), FG- F<53 (p=-0,96) por lo tanto, se optó por la misma elección de variables para la separación de clústeres. El que mejor ajustó fue k=2 con un silohuette=0,19 que indica una separación débil, lo que confirma lo observado en el análisis de M1 y M2, donde los tratamientos de M2 se reunían en un solo clúster. La ausencia de separación en M2 se atribuiría al momento de muestreo, ya que en M1 fue inmediatamente posterior a la salida de los animales y en M2 al final del periodo de descanso. La evolución de las variables (Figura 4) muestra cómo los tratamientos convergen en un mismo clúster en M2. El PC1 concentró la mayor proporción de variabilidad y permitió diferenciar M1 y M2. Los vectores sugirieron que dicha diferenciación estuvo principalmente asociada a cambios en IB y FG, cuyos vectores se proyectan con componente positiva sobre PC1, donde se encuentra M2. En contraste, DAP presentó una proyección hacia el sector negativo de PC1, asociado a M1, y positivo de PC2, asociado a BC y AC. El PC2 explicó una proporción menor de variabilidad, dominado principalmente por DMP y FF, cuyos vectores presentaron fuerte componente vertical.

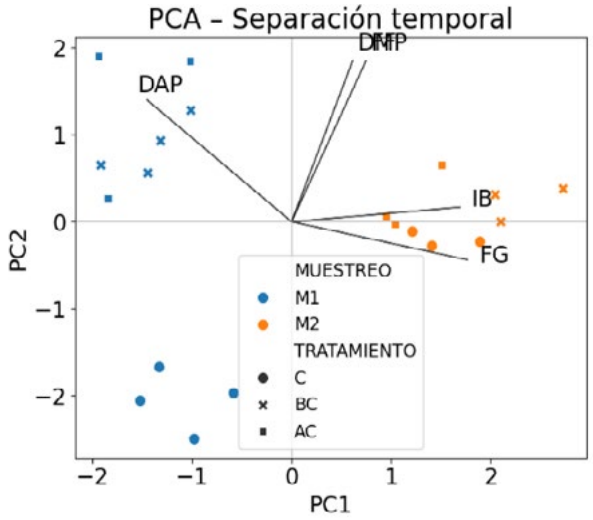


Figura 4. Proyección de las observaciones en el plano PC1 y PC2, diferenciadas por muestreo y tratamiento. Los vectores indican dirección y magnitud de la contribución de las variables.

CONCLUSIONES

El pastoreo animal produjo incremento de la estabilidad estructural asociado a la fracción fina del carbono particulado y aumento de la densidad aparente. La infiltración básica no aportó información relevante para realizar agrupamiento de los tratamientos por manejo.

Los momentos de muestreo condicionan la sensibilidad de los tratamientos a agruparse en más de un clúster. En el primer momento de muestreo, posterior a la salida de los animales del lote, los tratamientos se separaron en dos clústeres, con pastoreo y sin pastoreo. En el segundo momento de muestreo, antes de la entrada de los animales, no fue posible separar en clúster, dejando en evidencia la sensibilidad de las variables a factores de manejo.

El análisis realizado en este trabajo aporta información valiosa acerca de cuáles son las variables más sensibles según tratamientos y momentos de muestreo.

AGRADECIMIENTOS

Cátedra de Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP.

BIBLIOGRAFÍA

Anaconda Software Distribution. (2024). Anaconda. Anaconda Inc. https://www.anaconda.com

Blake, G.R. y K.H. Hartge. (1986). Bulk density. Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Minerological Methods. Agronomy Monograph N° 9. Second edition, p. 363-376.

Cieza, R. I. (2022). Transformaciones productivas en la cuenca del Salado y persistencia de la ganadería familiar (1999-2019). *Ciencias Agronómicas*, (36), e008-e008.
Denoia, J., Sosa, O., Zerpa, G., y Martín, B. (2000). Efecto del pisoteo animal sobre la velocidad de infiltración y sobre otras propiedades físicas del suelo. Pastos, 30(1), 129-141.
Derner, J. D., Boutton, T. W. y Briske, D. D. (2006). Grazing and ecosystem carbon storage in the North American Great Plains. Plant and Soil, 280, 77-90.
Duval, M. E., Galantini, J. A., Iglesias, J. O., Canelo, S., Martinez, J. M. y Wall, L. (2013). Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. Soil and Tillage Research, 131, 11-19.
Eiza, MJ; Fioriti N; Studdert G.A. y Echeverría H.E. (2005). Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de sistemas de cultivo y fertilización nitrogenada. Ci. Suelo 23:59-68.
Fernández, F. E., Harisgarat, J. M., Rodríguez, G. A., Fernández, J. M., Sarandón, P. J., y Agnelli, M. L. (2020) Efecto de la carga animal en la calidad de semillas de Lolium multiflorum en una promoción química. Revista Argentina de Producción Animal Vol. 40 Supl. 1: 39,- 170
Galantini, J.A. (2005). Tecnologías en análisis de suelos. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. Ed. Marban L. y Ratto S. AACS. 4(2):103-114.
Galantini, J. A., Duval, M. E., Martinez, J. M. y Mora, M. (2016). Quality and quantity of organic fractions as affected by soil depth in an Argiudoll under till and no-till systems.
Gee, G. W., y Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods, 5, 383-411. Soil Science Society of America, USA.
Harris, C. R. (2020). Array programming with NumPy. Nature, 585, 357–362.
Hunter, J. D. (2007). Matplotlib: A 2D Graphics Environment. Computing in Science and Engineering, 9(3), 90–95.
Jackson, R.B., Lajtha, K., Crow, S.E., Hugelius, G., Kramer, M. G. y Piñeiro, G. (2017). The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 48, 419–445.
Le Bissonnais, Y. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. European Journal of Soil Science 47: 425-437.
McKinney, W. (2010). Data Structures for Statistical Computing in Python. Proceedings of the 9th Python in Science Conference, 51–56.
Medina, C. (2016). Efectos de la compactación de suelos por el pisoteo de animales, en la productividad de suelos. *Remediaciones. Revista Colombiana de Ciencia Animal*, *8*(1), 88-93.
Pedregosa, F. (2011). Scikit-learn: Machine Learning in Python. M.L.R., 12, 2825–2830.
Perroux, K.M. y White I. (1988). Designs for disc permeameters. SoilSci.Soc.Am.J. 52:1205-121.
Piñeiro, G., Paruelo, J. M., Oesterheld, M. y Jobbágy, E. G. (2010). Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. Rangeland Ecology & Management, 63(1), 109-119.
Python Software Foundation. (2024). Python Language Reference, version 3.x.
SAMLA (2004). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación Argentina. Dirección de Producción Agrícola. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos Agua, Vegetales y Enmiendas Orgánicas.
Taboada, M. A. (2007). Cambios en el suelo, asociados al tránsito y pisoteo de la hacienda. *Facultad de Agronomía, UBA, Argentina*.
Teague, W. R., Dowhower, S. L., Baker, S. A., Haile, N., DeLaune, P. B., y Conover, D. M. (2011). Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tall grass prairie. *Ecosystems & Environment*, *141*(3-4), 310-322.
Waskom, M. L. (2021). Seaborn: Statistical Data Visualization. Journal of Open Source Software, 6(60), 3021. https://doi.org/10.21105/joss.03021

EVALUACIÓN DE SALINIDAD EDÁFICA Y APTITUD DE CULTIVOS EXTENSIVOS DEL DEPARTAMENTO ROQUE SÁENZ PEÑA, CÓRDOBA

Magra, M. S.[1]*, Salafia, A.[1], Blanco, P.[1], Roccia, P.[2], Faule, L.[1, 3], Lanfranco, M. F.[1]

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [1]; Laboratorio de suelo y agua LiAgro[2]; Universidad Católica de Córdoba[3]; * magra.sofia@inta.gob.ar ; salafia.analia@inta.gob.ar

RESUMEN: La salinidad edáfica constituye una de las principales limitantes para la producción agrícola en regiones semiáridas, afectando el rendimiento y la estabilidad de los sistemas productivos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la salinidad del suelo en el perfil 0–60 cm y su impacto sobre la aptitud de cultivos extensivos en el departamento Roque Sáenz Peña, provincia de Córdoba. Para ello se utilizó una base de datos histórica de 91 calicatas correspondientes al Plan Mapa de Suelos de la provincia de Córdoba, de las cuales se seleccionaron 35 perfiles geo-referenciados con información completa de conductividad eléctrica (CE). Se calculó la conductividad eléctrica ponderada por espesor en el intervalo 0–60 cm (CE_{0-60}), clasificándose los suelos en categorías de salinidad de uso agronómico. Asimismo, se identificó la textura dominante de cada perfil y se evaluó la aptitud de los principales cultivos extensivos (soja, maíz, trigo, sorgo y girasol) en función de su tolerancia a la salinidad. Los resultados evidenciaron una elevada variabilidad espacial de la CE_{0-60}, con valores entre 0,17 y 21,63 dS m^{-1} y un promedio regional de 4,23 dS m^{-1}. El 68,6% de las calicatas correspondió a suelos no salinos a levemente salinos, mientras que el 20% presentó niveles altos a muy altos de salinidad. Los suelos francos y franco arenosos, mayoritarios en el área, mostraron una amplia dispersión de valores de CE dentro de una misma clase textural. La evaluación de aptitud indicó que soja y maíz son los cultivos más sensibles, mientras que sorgo, trigo y girasol presentan mayor tolerancia relativa. Estos resultados resaltan la necesidad de considerar la salinidad efectiva del perfil, además de la textura, para una adecuada planificación agrícola y manejo sostenible de los suelos para la región.

PALABRAS CLAVE: salinidad edáfica, conductividad eléctrica, aptitud de cultivos.

INTRODUCCIÓN

La salinidad edáfica constituye una de las principales limitantes para la productividad agrícola a nivel global y representa un desafío creciente en regiones estratégicas para la producción de alimentos, como la provincia de Córdoba, Argentina. La acumulación de sales en el perfil del suelo altera la disponibilidad de agua, genera estrés osmótico y puede inducir toxicidad iónica, afectando el desarrollo y el rendimiento de cultivos extensivos (Lavado et al., 2009).

La evaluación de la salinidad a través de la conductividad eléctrica del extracto de saturación (ECe) permite estimar pérdidas relativas de rendimiento y clasificar cultivos según su tolerancia, conforme al modelo propuesto por Maas y Hoffman (1977). En este marco, el análisis del perfil 0–60 cm resulta particularmente relevante, ya que concentra la mayor parte del sistema radicular activo y refleja las condiciones edáficas que inciden directamente en la absorción de agua y nutrientes, así como en el desempeño productivo.

La integración de datos históricos de calicatas con herramientas geoestadísticas y sistemas de información geográfica posibilita caracterizar la variabilidad espacial de la salinidad y generar cartografía temática para la zonificación agrícola.

El objetivo de este trabajo es evaluar la salinidad edáfica en el perfil 0–60 cm y analizar su impacto en la aptitud de cultivos extensivos en el departamento Roque Sáenz Peña, Córdoba,

con el fin de aportar criterios técnicos para una planificación productiva más precisa y una gestión sostenible de los recursos edáficos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

El estudio experimental se llevó a cabo en el departamento Roque Sáenz Peña, provincia de Córdoba. Caracterizada por sistemas de producción agrícola extensiva bajo secuencias dominadas por soja, maíz, trigo, sorgo y girasol. El área presenta una marcada variabilidad edáfica asociada a procesos de salinización y sodificación, condicionada por la posición en el paisaje, el régimen hídrico y la profundidad de la napa freática. Los suelos son franco arenosos con un gradiente de textura que van de partículas más gruesas hacia el oeste y más finas hacia el este (INTA, 2013). Estas características texturales condicionan tanto la capacidad de retención como el movimiento descendente del agua de los suelos (Taboada, 2008).

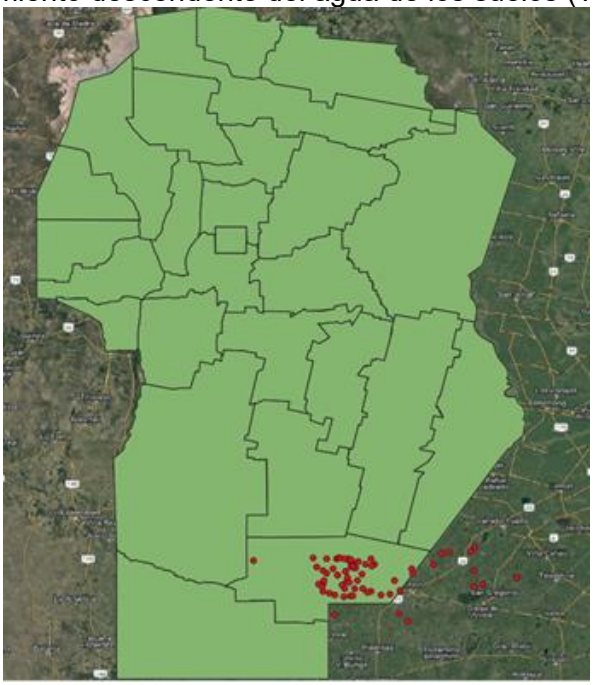


Figura 1. Distribución de las calicatas en el área de estudio.

Se utilizó una base de datos histórica de 91 calicatas correspondientes al Plan Mapa de Suelos de la provincia de Córdoba (INTA, 2026), que incluye perfiles geo-referenciados con información morfológica, textural y química por horizonte. Para cada calicata se dispuso de: coordenadas geográficas, profundidad y límites de horizontes, clase textural (USDA), conductividad eléctrica del extracto de pasta saturada (CE, dS m^{-1}) y otros parámetros químicos.

La base fue depurada y estandarizada, descartándose registros incompletos o sin información de CE y aquellos puntos que se encontraban fuera del departamento Roque Saenz Peña. El análisis, sobre 35 calicatas, se concentró en el espesor 0–60 cm, por su relevancia agronómica para cultivos extensivos, considerando este intervalo como representativo de la mayor parte del volumen explorado por el sistema radical en condiciones de secano.

Para cada calicata se calculó la conductividad eléctrica ponderada por espesor en el intervalo 0–60 cm (CE_{0-60}), utilizando los valores de CE por horizonte y su espesor efectivo dentro de dicho rango. La CE_{0-60} se obtuvo como el promedio ponderado por espesor de los horizontes comprendidos parcial o totalmente en el intervalo analizado. Este enfoque permite integrar la variabilidad vertical del perfil y evita sesgos derivados de considerar únicamente valores superficiales.

Clasificación de salinidad

Las calicatas fueron clasificadas según su CE_{0-60} en clases de salinidad de uso agronómico frecuente (Gorgas, J. et al., 2007):

- No salino (< 2 dS m^{-1})
- Leve (2–4 dS m^{-1})
- Moderado (4–8 dS m^{-1})
- Alto (8–16 dS m^{-1})
- Muy alto (> 16 dS m^{-1})

Estas clases se utilizaron tanto para el análisis espacial como para la evaluación de aptitud de cultivos.

Análisis por textura dominante

Dado que una misma calicata puede presentar múltiples clases texturales en profundidad, se determinó para cada perfil la textura dominante en el intervalo 0–60 cm, definida como aquella con mayor espesor acumulado dentro de dicho rango.

Evaluación de aptitud de cultivos

La aptitud de los principales cultivos extensivos (soja, maíz, trigo, sorgo y girasol) se evaluó en función de la clase de salinidad representativa de cada textura y rango, utilizando criterios agronómicos de tolerancia a salinidad (FAO, 2002; USDA, 2011) La aptitud fue clasificada en tres categorías: Apto, Apto con manejo y No recomendado.

Figura A1.1. División para clasificar la tolerancia de los cultivos a la salinidad

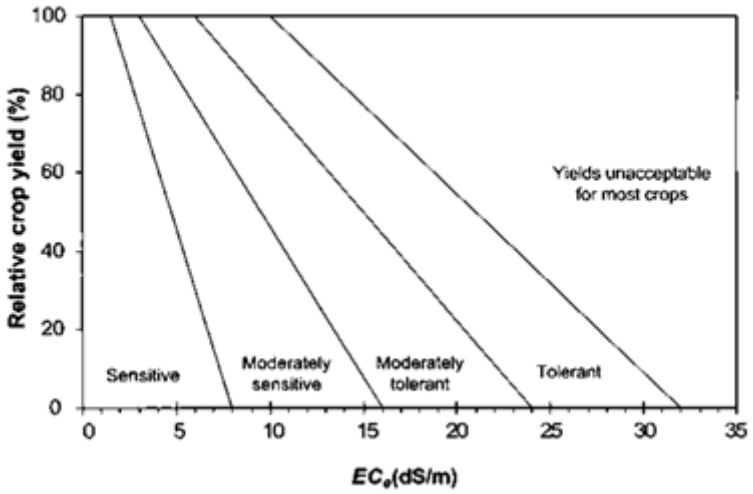


Figura 2. Clasificación de los cultivos en función de la tolerancia a la salinidad (Maas y Grattan, 1999).

Análisis espacial y visualización

Los resultados fueron integrados en un sistema de información geográfica y visualizados mediante herramientas de análisis espacial, utilizando QGIS para el procesamiento y la interpolación espacial, Excel para la organización y análisis preliminar de los datos, y Power BI para la construcción de tableros dinámicos y visualizaciones interactivas. Esta integración permitió evaluar la distribución regional de la salinidad y su impacto potencial sobre la aptitud de los cultivos según textura.

El enfoque adoptado facilitó la interpretación agronómica de los resultados y la generación de criterios técnicos aplicables tanto a escala de lote como a escala regional, fortaleciendo la toma de decisiones basada en evidencia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se describieron 5 clases texturales: Arenoso franco, Franco, Franco arcillo arenoso, franco arenoso y franco limoso. El análisis se focalizó principalmente en suelos francos y franco arenosos, por ser los de mayor representatividad en el área de studio.

Tabla 1. Número de calicatas por textura dominante 0-60 cm.

Textura 0-60 cm	N°
Arenoso franco	1
Franco	16
Franco arcillo arenoso	4
Franco arenoso	13
Franco limoso	1
	35

Distribución espacial de la salinidad en el perfil 0–60 cm

La conductividad eléctrica ponderada en el intervalo 0–60 cm (CE_{0-60}) mostró una elevada variabilidad espacial en el departamento Roque Sáenz Peña. Los valores de CE_{0-60} oscilaron aproximadamente entre 0,17 y 21,63 dS m^{-1}**,** con un valor promedio regional del orden de 4,23 dS m^{-1}, correspondiente a condiciones de salinidad leve a moderada. Sobre un total de 35 calicatas analizadas, el 68,6% se concentró en las clases no salina (<2 dS m^{-1}) y leve (2–4 dS m^{-1}), el 11,4% de las calicatas se clasificaron como moderadas (4–8 dS m^{-1}) y el 20% como altas (>8 dS m^{-1}), distribuidas de manera heterogénea en el territorio (Gorgas, J. et al., 2007). Los suelos con textura dominante franca, que representaron el 45,71% del estudio y franco arenosa (el 37,14%) presentaron valores promedio de CE_{0-60} de 4,53 dS/m^{-1} y 4,15 dS/m^{-1}, respectivamente, con valores extremos que fueron de 0,25 y 21,63 dS/m para los primeros y 0,17 y 19,09 dS/m para los segundos. A su vez, dentro de los suelos francos el 56.25% tuvieron una CE_{0-60} por debajo de 4 dS/m^{-1}, un 18,75% correspondió a suelos con un nivel de salinidad moderado y un 25% alto a muy alto. Para el caso de los franco arenosos, el 76,8% tuvo una CE_{0-60} leve a no salina, el 7,8% moderada y el 15,4% alta a muy alta. Esta amplitud de valores dentro de un mismo grupo textural evidencia que, aun en suelos tradicionalmente considerados de buen potencial productivo, existen ambientes con restricciones salinas relevantes que pueden comprometer el rendimiento de cultivos sensibles.

Tabla 2. Conductividad eléctrica de 0-60 cm para los suelos en estudio.

Textura dominante 0-60cm	CE_{0-60} máxima	CE_{0-60} mínima	CE_{0-60} promedio
Franco	21,63	0,25	4,53
Franco Arenoso	19,09	0,17	4,15

Evaluación agronómica de aptitud de cultivos

La aplicación de criterios agronómicos de aptitud, en función de la clase de salinidad representativa de cada textura y rango, permitió establecer diferencias claras entre cultivos. En el rango bajo de salinidad, la mayoría de los cultivos analizados (soja, maíz, trigo, sorgo y girasol) se clasificaron como aptos, con restricciones mínimas.

En el rango alto, la aptitud se redujo de manera progresiva. Soja y maíz mostraron una transición temprana hacia categorías de apto con manejo y no recomendado a partir de valores de CE_{0-60} superiores a 4–6 dS m^{-1}**,** mientras que trigo presentó un comportamiento intermedio. Girasol y sorgo, en cambio, mantuvieron una mayor proporción de ambientes clasificados como aptos o aptos con manejo, incluso en condiciones de salinidad moderada, evidenciando una mayor tolerancia relativa.

Tabla 3. Aptitud de cultivos en función de la clase de salinidad.

	Muy Alto (>16 dS/m)	Alto (8-16 dS/m)	Moderado (4-8 dS/m)	Leve (2-4 dS/m)	No Salino (<2 dS/m)
Girasol	No recomendado	Con manejo	Con manejo	Apto	Apto
Maíz	No recomendado	No recomendado	Con manejo	Apto	Apto
Soja	No recomendado	No recomendado	No recomendado	Con manejo	Apto
Sorgo	No recomendado	Con manejo	Con manejo	Apto	Apto
Trigo	No recomendado	Con manejo	Con manejo	Apto	Apto

CONCLUSIONES

La integración espacial de los resultados permitió identificar, dentro de una misma textura dominante, la coexistencia de ambientes con CE_{0-60} contrastantes. En particular, se observaron diferencias de hasta 5–8 dS m^{-1} entre calicatas cercanas geográficamente, lo que pone de manifiesto la necesidad de considerar la salinidad efectiva del perfil y no únicamente la clase textural para la toma de decisiones agronómicas.

BIBLIOGRAFÍA

FAO. (2002). Salt-affected soils and their management. FAO Soils Bulletin.

Gorgas, J. y Bustos, V. (2007). Dinámica y evaluación de los suelos de Córdoba con problemas de drenaje, salinidad y alcalinidad sódica. Editorial EDUCC. INTA. (2013). Carta de suelos de la provincia de Córdoba. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

INTA. (2026). Sistema de Información de Suelos del INTA (SISINTA). http://sisinta.inta.gob.ar/

Lavado, R. S. y M. A. Taboada. 2009. Alteraciones de la fertilidad del suelo causadas por halomorfismo. En: Taboada MA y RS Lavado (Ed.). Alteraciones de la fertilidad de los suelos: el halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones. EFA, Buenos Aires. Pp. 1-43

Maas, E.V. y G.H. Hoffman. (1977) Crop salt tolerance current assessment. Journal of Irrigation and Drainage Division 103:115-134.

Maas, E. V. y Grattan, S. R. (1999). Crop Yields as Affected by Salinity.

Taboada, M. A. (2008). Física de suelos aplicada a la producción agropecuaria. Editorial Facultad de Agronomía, UBA.

USDA. (2011). Soil salinity management. United States Department of Agriculture.

CALIBRACIÓN DEL MÉTODO DE DIFRACCIÓN LÁSER PARA LA DETERMINACIÓN DE TEXTURA EN DOS SUELOS DEL NORTE DE BUENOS AIRES

Mancini, B.[1], Darder, L.[2*], Cosentino, D.[1], Beribe, M.[2]

[1]. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía; [2]. EEA INTA Pergamino.
[*] darder.maria@inta.gob.ar

RESUMEN: La distribución del tamaño de partículas (DTP) del suelo tradicionalmente se obtiene mediante técnicas de sedimentación, como Pipeta de Robinson (PR), las cuales se restringen a tres tamaños (USDA, 1996): arena, arcilla y limo, y presentan algunas limitaciones. La difracción láser (DL) surgió como una alternativa para caracterizar la DTP con ventajas: rapidez en la obtención de resultados, poca cantidad de muestra requerida y la posibilidad de obtener una DTP continua sobre la medición del tamaño de partículas. El objetivo de este trabajo fue calibrar el instrumento de DL (Shimadzu SALD-3101) evaluando el efecto de velocidad del motor, velocidad del agitador y presencia/ausencia de materia orgánica (MO) en suelos de la región norte de la provincia de Buenos Aires: Pergamino y Saforcada, tomando como referencia los valores obtenidos con PR. Para ello, se tomaron muestras de 2 suelos que se analizaron con los métodos de DL y PR. El análisis por DL arrojó una subestimación de la fracción arcilla, mientras que los limos se vieron sobreestimados en el total de las muestras. Con respecto a la velocidad del motor, las arenas necesitan mayor velocidad que las arcillas.

300

PALABRAS CLAVE: comparación de metodologías, distribución del tamaño de partículas.

INTRODUCCIÓN

La textura del suelo influye directamente sobre propiedades físicas y químicas como retención de agua, disponibilidad de nutrientes y dinámica del carbono. El método de la Pipeta de Robinson (PR) es reconocido por su precisión, pero requiere largo tiempo de procesamiento y productos químicos. La Difracción Láser (DL) constituye una alternativa moderna, rápida y reproducible; sin embargo, múltiples estudios demuestran que tiende a subestimar la fracción arena y sobreestimar limo, especialmente cuando la muestra contiene agregados o partículas recubiertas de materia orgánica (MO).

Diversos estudios han utilizado para la determinación de la DTP de suelos el método de difracción láser: Buurman et al. 1997; Konert y Vandenberghe et al. 1997; Muggler et al. 1997; Beuselinck et al. 1998; Eshel et al. 2004; Arriaga et al. 2006; O¨zer et al. 2010. Algunos de estos estudios compararon los resultados del método de DL con los métodos PR y Bouyoucus. Sin embargo, hay muchos factores que se deben controlar en la DTP del método de difracción láser, por ejemplo: cantidad de muestra, pretratamiento, dispersión, duración del tiempo de ultrasonido, velocidad del motor de la circulación interna del equipo, tiempo de dicha circulación previo a la lectura, velocidad del agitador de la cubeta donde se coloca la muestra, teoría y parámetros ópticos (índice de refracción y coeficiente de absorción). De los estudios mencionados anteriormente, sólo unos pocos autores investigaron los factores que controlan los resultados del análisis de difracción láser.

El objetivo de este trabajo fue comparar los resultados del método clásico de la pipeta de Robinson con el de difracción láser en dos suelos del norte de la provincia de Buenos Aires con el fin de calibrar los parámetros: velocidad de motor, velocidad del agitador y la necesidad de digestión de la materia orgánica para que sus resultados sean equivalentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y muestreo de suelos

El trabajo se realizó en base a muestras de suelo extraídas en dos sitios del norte de la provincia de Buenos Aires, a una profundidad de 0-20 cm y con texturas contrastantes: Pergamino (Argiudol Típico), perteneciente a la serie Pergamino y Saforcada (Hapludol Entico), perteneciente a la serie Saforcada.

Análisis de muestras

Una vez en laboratorio, las muestras fueron secadas en cámara de secado a 40°C con circulación de aire forzado hasta llegar a peso constante. Una vez secas se colocaron en mortero para su molienda y posterior tamizado en tamiz de 2 mm.

Para la determinación del tamaño de partículas se utilizaron dos metodologías:

- Por difracción láser, equipo marca Shimadzu modelo Sald-3101 (Hillel, 1980). Las muestras se analizaron en suspensión acuosa, en un circuito cerrado con circulación continua que incluye una celda transparente en el punto de intersección con el haz láser. Se aplicaron dos tipos de pretratamientos: con y sin oxidación de la materia orgánica. La oxidación se realizó mediante la adición de peróxido de hidrógeno (H_2O_2, 50 vol.) y calentamiento a 70 °C hasta el cese de la reacción; en el segundo caso se empleó suelo seco y tamizado a 2 mm. En ambos tratamientos se utilizaron 0,5 g de suelo y como dispersante una solución de Calgón. La muestra se agitó manualmente, se añadió al equipo láser y se sometió a ultrasonido durante 60 segundo. Tras un período de circulación de dos minutos, se efectuó la medición del tamaño de partículas.
- Por el método de la pipeta de Robinson (Robinson, 1922). En primer lugar, se realizó la destrucción de la materia orgánica colocando 10 g de suelo seco, previamente tamizado a 2 mm, en un Erlenmeyer de 500 ml. Se adicionaron 50 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2, 50 vol.) y la muestra se calentó a 70 °C hasta que cesó la efervescencia, asegurando la eliminación de la materia orgánica. Posteriormente, la muestra fue transferida a una botella plástica para su dispersión, completando el volumen con agua destilada y agregando 20 ml de una solución dispersante de hexametafosfato de sodio (150 $g \cdot l^{-1}$). La suspensión se agitó durante toda la noche para lograr la completa dispersión de las partículas del suelo. Para la determinación de las fracciones menores a 50 µm (limo y arcilla), la suspensión se llevó a una probeta de sedimentación de 1000 ml, se agitó manualmente y se extrajeron alícuotas con pipeta a 10 cm de profundidad, en tiempos calculados según la ley de Stokes. Estas alícuotas se secaron en estufa para obtener el peso seco. Finalmente, las fracciones mayores a 50 µm (arena) se separaron por tamizado húmedo, secándose posteriormente en estufa para su cuantificación, sin realizar una clasificación adicional por tamaño.

Tratamientos y análisis estadístico

El diseño experimental correspondió a un diseño completamente aleatorizado (DCA) con 19 tratamientos y tres repeticiones por tratamiento, totalizando 57 unidades experimentales por cada suelo evaluado. Los tratamientos incluyeron: (i) el método de la Pipeta de Robinson (PR), y (ii) 18 combinaciones del método de difracción láser (DL), resultantes de la combinación factorial de dos niveles de tratamiento de materia orgánica (con y sin oxidación), tres velocidades del motor de circulación interna y tres velocidades del agitador de la cubeta.

Para cada suelo, las variables analizadas fueron porcentaje de arcilla (%), porcentaje de limo (%) y porcentaje de arena (%). El análisis estadístico se realizó por separado para cada tipo de suelo. Los datos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) bajo el modelo correspondiente a un diseño completamente aleatorizado. Cuando se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$), las medias se compararon mediante el test de Tukey. Los análisis se realizaron utilizando el programa InfoStat (2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de todos los tratamientos del suelo de Saforcada y de Pergamino, para cada tamaño de partícula se muestran en la Tabla 1. Para la muestra arenosa franca de la serie Saforcada, en las fracciones limo y arena se observan diferencias significativas entre PR y la DL, principalmente con baja velocidad con ambos pretratamientos (quemado y sin quemar

de MO). En general cuando la velocidad de motor de circulación de partículas es baja, el láser tiende a subestimar las arenas y arcillas y sobrestimar los limos. Posiblemente esto suceda debido a que la potencia del motor no es suficiente para movilizar las partículas grandes. Por lo tanto, el láser se relacionó mejor con el método de PR a velocidades intermedias o altas del motor (indistintamente de la velocidad del agitador), sin diferencias entre quemar o no quemar MO, para lograr una óptima lectura. El efecto de la velocidad del agitador no fue uniforme, sino que estuvo condicionado por la velocidad del motor y el tratamiento de MO. A baja velocidad del motor, las diferencias respecto a PR se observaron únicamente en ausencia de agitador cuando se eliminó MO, mientras que sin pretratamiento, las discrepancias con PR se mantuvieron para todas las velocidades del agitador. Para el % de arcilla, solo se encontró diferencias significativas con láser con eliminación de MO, a baja velocidad del motor y sin agitador.

Tabla 1. Medias de mínimos cuadrados de la cantidad de arcilla (%), limo (%) y arena (%) para los suelos de las Series Saforcada y Pergamino bajo diferentes tratamientos: Pipeta, Láser MO (sin pretratamiento) y Láser (con pretratamiento de eliminación de MO). Vel M.: velocidad relativa del motor, Vel A.: velocidad relativa del agitador.

Tratamientos			Saforcada			Pergamino		
Método	Vel. M.	Vel. A.	Arcilla	Limo	Arena	Arcilla	Limo	Arena
Pipeta			7,1 AB	6,6 A	86,2 B	22,9 FG	60,0 ABC	17,1 BC
Laser	baja	sin agitador	27,9 c	53,4 BC	18,6 A	19,4 BCDEFG	78,6 FG	1,0 A
		despacio	10,4 AB	27,9 A BC	61,7 AB	21,4 EFG	76,1 EFG	0,6 A
		rápido	21,1 BC	29,1 A BC	49,6 AB	23,3 G	75,9 EFG	0,3 A
	medio	sin agitador	1,2 A	2,0 A	97,1 B	17,0 ABCDE	66,8 BCDE	18,3 BC
		despacio	1,7 A	2,5 A	95,8 B	15,2 ABCD	58,1 AB	26,7 CD
		rápido	4,2 A	7,8 A	88,1 B	13,6 AB	63,3 ABCD	23,1 BCD
	alta	sin agitador	3,8 A	9,7 A	86,3 B	14,4 ABC	59,2 ABC	26,3 CD
		despacio	1,4 A	13,8 A	84,4 B	13,1 A	55,3 A	31,5 D
		rápido	5,2 A	13,6 A	81,4 B	13,6 AB	58,3 AB	28,0 CD
Laser MO	baja	sin agitador	12,8 ABC	57,9 c	29,2 A	17,1 ABCDEF	81,0 G	2,0 A
		despacio	13,6 ABC	62,3 c	24,1 A	19,5 CDEFG	78,6 FG	1,8 A
		rápido	14,4 ABC	62,8 c	22,8 A	20,8 DEFG	78,1 FG	0,9 A
	medio	sin agitador	5,2 A	11,4 A	83,5 B	12,6 A	70,0 DEF	16,5 BC
		despacio	4,4 A	10,0 A	85,4 B	12,6 A	67,1 BCDE	14,1 B
		rápido	5,3 A	10,2 A	84,5 B	13,0 A	68,5 CDE	18,6 BC
	alta	sin agitador	5,6 A	12,2 A	82,2 B	12,9 A	62,2 ABCD	25,9 CD
		despacio	3,5 A	7,8 A	88,4 B	12,9 A	60,2 ABC	27,0 CD
		rápido	4,1 A	8,2 A	87,7 B	13,0 A	62,0 ABCD	24,9 BCD

Letras distintas (por columna) indican diferencias significativas entre tratamientos según el test de Tukey ($p < 0,05$).

La digestión de la materia orgánica (MO) influye en la cuantificación del tamaño de partículas del suelo al afectar la dispersión de la fracción arcilla. En la serie Pergamino, dentro de la fracción arcilla puede observarse que con los pretratamientos aplicados (quemado o no de la MO) no hubo diferencias significativas en la velocidad del motor más baja, en cambio cuando la velocidad de motor fue mayor, hubo una disminución de esta fracción principalmente en las muestras sin eliminación de MO, es decir que el láser no llego a detectar las partículas menores. En los limos no hubo diferencia en las velocidades media y alta del motor, independientemente de la eliminación de MO (excepto cuando no se elimina MO a velocidad media del motor y sin agitador). En el caso de las arenas, no hubo diferencia en las velocidades media y alta del motor, independientemente de la eliminación de MO (excepto cuando se elimina MO a velocidad alta del motor y con velocidad del agitador despacio) las diferencias se presentaron en baja y alta velocidad, sin diferencias en velocidad de motor intermedia con el método tradicional para ambos pretratamientos y con agitador en su máxima potencia.

La MO puede actuar como agente cementante formando pseudopartículas que sedimentan como limo, lo que subestima el contenido real de arcilla (Gee y Or, 2002), por lo que un aumento de esta fracción indica mayor efectividad del tratamiento de dispersión (Donagemma et al., 2003). En un trabajo de Behrends Kraemer et. al (2016) se pusieron a prueba dos formas de eliminación de la MO (calcinación a 430°C y oxidación por H2O2) y dos velocidades de agitación recíproca (90 y 150 rpm) para tres suelos de la región pampeana con distinto nivel de MO, textura y mineralogía contrastante. Demostraron que el método de eliminación de MO y la velocidad de agitación afectan significativamente la distribución granulométrica, observándose una mayor extracción de arcilla con H_2O_2, especialmente en suelos de textura fina, mientras que en suelos arenosos la calcinación combinada con alta agitación puede ser adecuada. En contraste, Fisher et al. (2017) encontraron escasas diferencias entre suelos con y sin eliminación de MO mediante DL, indicando que el pretratamiento no siempre es necesario. De manera similar, Di Stefano et al. (2010) señalaron que la eliminación de MO tiene un efecto secundario en los resultados para suelos con contenidos moderados de carbono orgánico.

La DL tiende a subestimar la fracción arcilla y a sobreestimar el limo en comparación con los métodos clásicos. En general, la bibliografía indica que la DL presenta limitaciones para cuantificar correctamente las fracciones finas, como se observó en la muestra de Pergamino, coincidiendo con estudios previos (Konert y Vandenberghe, 1997; Muggler et al., 1997; Beuselinck et al., 1998; Eshel et al., 2004; Di Stefano et al., 2010), aunque en algunos casos la DL logra buenos resultados para la fracción arenosa. Estas diferencias entre metodologías se atribuyen principalmente a la forma no esférica de las partículas finas y a variaciones en la densidad entre tamaños de partículas (Konert y Vandenberghe, 1997; Beuselinck et al., 1998; Pieri et al., 2006; Sochan et al., 2015). Mientras que en el método PR las partículas laminares de arcilla sedimentan más lentamente, favoreciendo la sobreestimación de esta fracción (Krumbein, 1942), la DL asigna tamaños equivalentes a esferas con igual área de sección transversal, lo que conduce a clasificar las partículas en clases de mayor tamaño y, en consecuencia, a subestimar el contenido de arcilla (Gee y Or, 2002; Neumann y Kramer, 2002; Eshel et al., 2004).

Otros estudios indican que el comportamiento variable en la estimación de las fracciones es fuertemente condicionado por la forma y naturaleza de las partículas analizadas. La DL puede subestimar tanto la fracción arcilla como la de limo en ciertos materiales, como los depósitos de loess (Buurman et al., 2001), aunque también puede sobreestimar el contenido de arcilla en materiales con partículas de forma más equidimensional, como el cuarzo molido (Beuselinck et al., 1998). Estas diferencias se explican principalmente por la morfología de las partículas: mientras que los minerales arcillosos presentan formas laminares, con diámetros equivalentes de Stokes cercanos a 2 µm pero longitudes que pueden alcanzar 10 µm y espesores del orden de 0,4 µm, las partículas de cuarzo en forma de boques, lo que genera respuestas distintas según la técnica utilizada. En cuanto a la fracción arena, algunos autores reportaron contenidos similares a los obtenidos en este estudio para la muestra de Pergamino (Pieri et al., 2006; Di Stefano et al., 2010; Polakowski

et al., 2014), aunque otros señalaron que la DL puede sobreestimar o subestimar esta fracción en comparación con los métodos clásicos de sedimentación y tamizado (Eshel et al., 2004). Arriaga et al. (2006) buscando evaluar un procedimiento rápido y simple para el manejo y tratamiento de muestras con DL, utilizó 11 muestras naturales de varias regiones de los Estados Unidos y 6 muestras "construidas" con arena pura, limo y arcilla que se mezclaron en diferentes proporciones conocidas para luego ser evaluadas con ambas metodologías. El pretratamiento de todas las muestras fue el mismo que en método de PR. Los resultados del análisis por DL arrojaron que en el 100% de las muestras "construidas" se produjo una sobrestimación de la fracción arcilla. En cambio, del total de las muestras naturales, el 45,5% resultó subestimada mientras que el 54,5% restante fue sobreestimada. Mientras que Eshel et al. (2004) encontraron que, en la mayoría de los suelos analizados, la DL produjo menores contenidos de arcilla y mayores proporciones de limo que el método de la pipeta, con una estimación de la fracción arena que osciló entre valores subestimados y sobreestimados según el caso.

CONCLUSIONES

En general, el método de difracción láser (DL) tiende a subestimar la fracción arcilla y a sobreestimar la fracción limo, aunque en algunos casos logra estimaciones aceptables de la fracción arena. En relación con la velocidad de circulación del equipo, se observó que los suelos de textura más fina requieren menores velocidades, mientras que las partículas más gruesas necesitan mayores velocidades para lograr una adecuada dispersión, lo que podría atribuirse a su mayor peso individual y a la mayor fuerza necesaria para su transporte. Tanto el uso de agitador como de ultrasonido no mostraron diferencias estadísticamente significativas en ninguna de las fracciones analizadas ($p > 0,05$). Los resultados obtenidos por ambos métodos fueron comparados con el objetivo de identificar combinaciones de parámetros que permitieran establecer una correspondencia entre la DL y el método clásico de pipeta. Si bien se registraron similitudes estadísticas —entendidas como diferencias no significativas ($p > 0,05$)— en varias fracciones y suelos, solo en el suelo con mayor proporción de partículas gruesas (Saforcada) fue posible establecer cierta relación con el método de pipeta, aunque sin resultados concluyentes. En contraste, en suelos con predominancia de partículas finas, como Pergamino, el efecto del pretratamiento resultó indistinto. La velocidad del motor y del agitador influyó de manera determinante en la dispersión de las partículas, y la eliminación de la materia orgánica mejoró la precisión del método DL en ambos suelos. En consecuencia, los parámetros óptimos que produjeron resultados más similares a los obtenidos mediante el método de pipeta fueron: en Pergamino, velocidad de motor intermedia, máxima velocidad de agitación y pretratamiento de eliminación de materia orgánica; y en Saforcada, máxima velocidad de motor, máxima velocidad de agitación y pretratamiento de eliminación de materia orgánica.

BIBLIOGRAFÍA

Arriaga, F. J., Lowery, B. y Mays, M. D. (2006). A fast method for determining soil particle size distribution using a laser instrument. Soil Sci. 171, 663e674.

Behrends Kraemer, F., Fernández, P. L., Ceddia, M. B., Chagas, C.I. y Morras H. M. J. (2015) Efectividad de distintos pretratamientos en el análisis granulométrico de tres suelos contrastantes de la región pampeana. Ciencia Suelo (Argentina) 34(1): 163-172, 2016.

Beuselinck, L., G. Govers, J. Poesen, G. Degraer y L. Froyen (1998). Grainsize analysis by laser diffractometry: comparison with the sievepipette method. Catena 32: 193-208.

Buurman, P., Th. Pape y C. C. Muggler (1997). Laser grain-size determination in soil genetic studies 1. Practical problems. Soil Sci. 162:211–218.

Di Stefano C, Ferro V, Mirabile S. Comparison between grain-size analyses using laser diffraction and sedimentation methods. Biosystems Engineering. 2010, 106(2):205±15.

Donagemma, G. K., Ruiz. H. A., Fontes. M. P., Ker. J. C. y Schaefer C. G. (2003). Dispersão de Latossolos em resposta à utilização de pretratamientos na análise textural. Rev. Bras. Cien. Solo 27:765 772

Eshel, G y Levy, G y Mingelgrin, U. y Singer, M. (2004). Critical Evaluation of the Use of Laser Diffraction for Particle-Size Distribution Analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:736–743.
Fisher P., Aumann C., Chia K., O'Halloran N. y Chandra S. (2017). Adequacy of laser diffraction for soil particle size analysis. PLoS ONE 12(5): e0176510.
Gee, G. W y J. W. Bauder (1986). Particle-size Analysis. P. 383-411. En: AL Page (ed). Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods. Second Edition, Agronomy.
Hillel, D. (1980). Fundaments of Soil Physics. Academic Press, Inc. London, 417 pp.
Infostat (2015). Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C.W. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
Konert, M. y J. Vandenberghe. 1997. Comparison of laser grain size analysis with pipette and sieve analysis: A solution for the underestimation of clay fraction. Sedimentology 44:523–535.
Krumbein, W. C. (1942). Settling velocity of flume behavior of nonspherical particles. Trans. Am. Geophys. Union 41, 621–633.
Muggler, C. C., Th. Pape y P. Buurman (1997). Laser grain-size determination in soil genetic studies. 2. Clay content, clay formation and aggregation in some Brazilian soils. Soil Sci. 162:219–228.
O¨zer, M., Orhan, M., Is¸ik, N. S. (2010). Effect of particle optical properties on size distribution of soils obtained by laser diffraction. Environ. Eng. Geosci. 16, 163e173.
Pieri L., M. Bittelli, P. R. Pisa. (2006) Difracción láser, microscopía electrónica de transmisión y análisis de imágenes para evaluar un modelo gaussiano bimodal de distribución del tamaño de partículas en suelos. Geoderma, 135, págs. 118-132, 10.1016.
Polakowski C., Ryżak M., Sochan A., Beczek M., Mazur R. y Bieganowski A. (2021) Particle Size Distribution of Various Soil Materials Measured by Laser Diffraction—The Problem of Reproducibility. Minerals. 11(5):465.
Robinson, G. W. (1922). A new method for the mechanical analysis of soils and other dispersions. J. Agr. Sci., 12:306-321.
Sochan A., P. Zieliński y A. Bieganowski (2015). Selection of shape parameters that differentiate sand grains, based on the automatic analysis of two-dimensional images. Sedimentary Geology. Volume 327, 2015, Pages 14-20, ISSN 0037-0738.
USDA (US Dept. of Agriculture) (1996). Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations. Report Nº 46, Version 3.0 Washington, DC. Soil Conservation Service.

PRODUCTIVIDAD DE PASTURAS EXPLICADA POR PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EN AMBIENTES SALINOS-SÓDICOS

Martinez, L.[1*], Barragan, M.[2], Sardiña, C.[1], Alvarez, C.[3, 4]

[1] EEA INTA General Villegas; [2] AER INTA Lincoln; [3] EEA INTA General. Pico;[4] Facultad de Agronomía (UNLPam); * CP 6230. San martin 26. Gral. Villegas, Buenos Aires, martinez.liz@inta.gob.ar

RESUMEN: La variabilidad edáfica asociada a salinidad, fluctuaciones hídricas y diferencias estructurales del suelo genera contrastes marcados en la productividad de pasturas implantadas. El objetivo de este estudio fue delimitar ambientes contrastantes y cuantificar la productividad acumulada de distintas especies forrajeras, evaluando además cómo las propiedades físicas y químicas del suelo explican la variación del rendimiento. Mediante una sonda veris, que permitió medir la CEa se definieron zonas de manejo potencial (ZMP M–B): media (1,6-3,5 dS m^{-1}) y baja (>4 dS m^{-1}). En cada ambiente se realizaron dos cortes de biomasa aérea (enero y octubre de 2025) sobre cuatro materiales forrajeros: festuca, agropiro y una mezcla consociada (festuca, agropiro, lotus y melilotus). Se cuantificó la producción de materia seca (kg MS ha^{-1}), se midieron propiedades edáficas (pH, CE, infiltración básica, resistencia a la penetración, densidad aparente, fósforo, materia orgánica y textura). El análisis de la varianza mostró un efecto significativo de la interacción ambiente ×especie ($p< 0,023$), con un buen ajuste ($R^2 = 0,84$). La ZMP M se destacó como el ambiente de mayor productividad, especialmente para agropiro (P1 =7775,4 vs P2 =5872,8 kg MS ha^{-1} en B) y la consociada 2 (C2 =8250,2 vs 4814,6 kg MS ha^{-1} en B). Festuca presentó bajos rendimientos y escasa respuesta ambiental (P1 y P2 =2830 kg MS ha^{-1}). Los modelos de regresión ajustados por ambiente mostraron contrastes importantes. En la ZMP B, el rendimiento fue explicado (R^2 =0,68) por dos predictores significativos: aumento asociado a la presencia de agropiro ($p= 0,002$) y disminución con mayores niveles de materia orgánica ($p= 0,019$). En la ZMP M, el modelo presentó un ajuste superior (R^2=0,85), reteniéndose pH y CE ($p <0,001$) como variables positivamente asociadas al rendimiento.

PALABRAS CLAVE: variabilidad edáfica, salinidad, sonda veris.

306

INTRODUCCIÓN

La presencia de suelos salinos y sódicos es una de las principales limitantes para la producción forrajera en amplias regiones de Argentina, afectando la estructura, la infiltración y la disponibilidad hídrica, lo que repercute directamente sobre el crecimiento vegetal. A nivel nacional, más del 20% de la superficie agrícola presenta algún grado de afectación por sales, según el primer mapa específico elaborado por INTA–FAUBA, lo que evidencia la magnitud del problema y la necesidad de estrategias de manejo y selección de especies adaptadas (INTA–FAUBA, 2021).

La variabilidad espacial de las propiedades edáficas particularmente salinidad, sodicidad y textura determina fuertes contrastes en la productividad de los sistemas pastoriles. Estudios en pastizales salino-sódicos de la región Pampeana demuestran que la infiltración, la estabilidad estructural y el contenido de arcilla condicionan la aireación y la profundidad efectiva del suelo, impactando en la acumulación de biomasa (Vecchio et al., 2018). Estos autores también muestran que el manejo y la mejora de la condición física del suelo pueden aumentar la capacidad productiva incluso en ambientes altamente restrictivos.

En estos suelos, la elección de especies forrajeras es clave. Investigaciones destacan el desempeño superior de gramíneas tolerantes a sales, como *Thinopyrum ponticum* (agropiro

alargado) y otras halófitas, gracias a su capacidad de mantener crecimiento bajo estrés osmótico y fluctuaciones hídricas (Bandera, 2013; Marinoni et al., 2019). Además, estudios recientes en la Pampa Deprimida muestran que las interacciones entre características físicas y químicas del suelo, junto con la identidad de la especie, explican gran parte de la variación productiva observada (Dip et al., 2024).
En este contexto, comprender cómo la variabilidad edáfica modula el rendimiento de especies forrajeras implantadas es esencial para diseñar estrategias de manejo y zonificación productiva. El presente trabajo analiza ambientes contrastantes definidos por salinidad, sodicidad, textura e infiltración, y evalúa la respuesta de diferentes especies, integrando análisis de varianza y modelos de regresión para identificar los factores edáficos que explican la acumulación de biomasa.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en el establecimiento El Tacuen del partido de Caros Tejedor (35° 06' 10.9" S 62° 32' 22.8" O) en un lote con una superficie de 7 ha. Para la delimitación de ambientes se realizó el relevamiento con sonda veris (3100). El lote se recorrió en transectas paralelas separadas entre sí 15 m dado que distancias mayores a 20-25 m generan errores de estimación y pérdida de información (Farahani, 2007), para determinar la CEa del lote en estudio. Finalmente, se realizó la predicción en puntos, dentro del lote mediante el método de interpolación kriging ordinario, obteniendo como resultado una superficie continua (mapa) de la CEa sobre el estrato de 0-30 cm. Se delimitaron tres ZMP (ALTO, MEDIO, BAJO) (Figura 1).

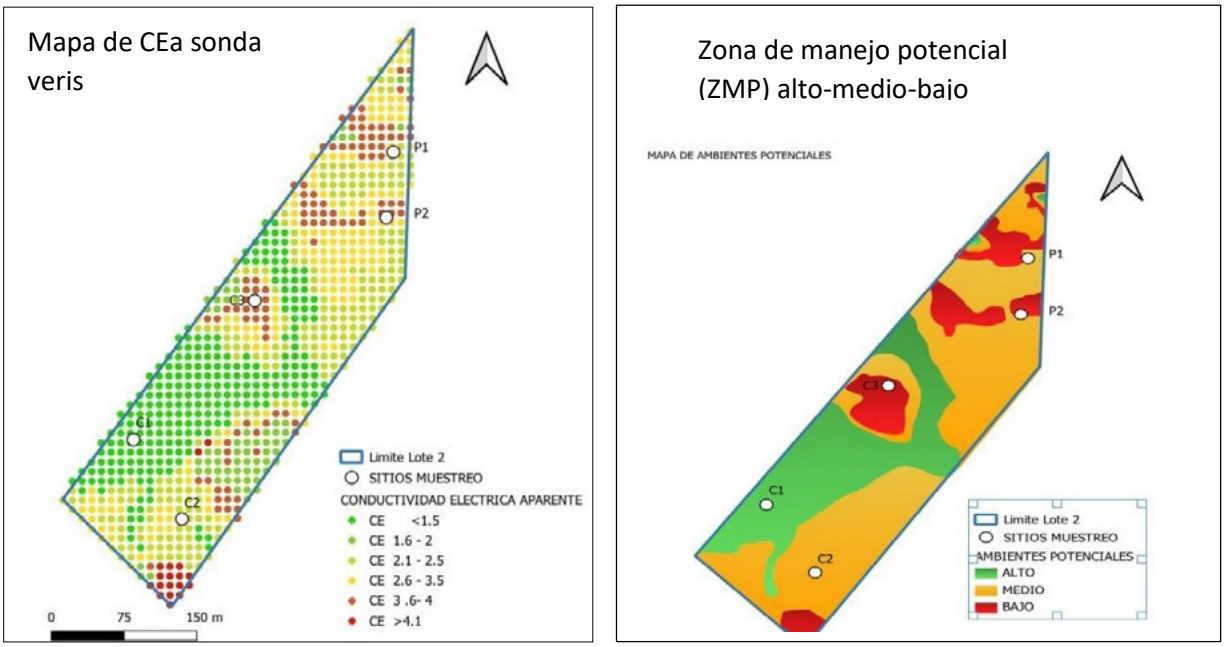


Figura 1. Mapa de Conductividad Eléctrica Aparente (CEa) izquierda y mapa de ZMP a medio y bajo a la derecha.

La implantación de los recursos forrajeros se realizó en la primera semana de junio del año 2024. Las especies seleccionadas fueron festuca (*Festuca arundinacéa*), agropiro (*Thinopyrum ponticum*), lotus (*Lotus tenuis*) y melilotus (*Melilotus albus*) de forma consociada. En una zona del lote se realizaron dos pasadas de sembradora (1 franja /especie) con especies puras, 6-7 kg de festuca y 25 kg de agropiro. La implantación de especies forrajeras se efectuó mediante siembra directa a surco abierto con una profundidad de 1,5 cm.
En la Figura 1 se identifican los sitios de muestreo, seguimiento y monitoreo. Sitios con la letra C (C1; C2; C3) corresponden a la pastura “CONSOCIADA” (festuca+agropiro+lotus+melilotus)

y en los sitios con la letra “P” (P1; P2) denominadas “PURAS” (festuca y agropiro). Se realizaron 2 cortes de biomasa aérea (enero y octubre de 2025) con un marco de (0,25 m^2) y 4 sitios por ZMP para determinar la biomasa acumulada (kg MS ha^{-1}) y se determinaron propiedades físicas como: DAP (densidad aparente), RP (resistencia a la penetración) hasta los 40 cm de profundidad con penetrometro de impacto, IB (infiltración básica) con anillo simple durante 90 minutos, Hg (Humedad gravimétrica) hasta los 40 cm, al mismo tiempo tomaron muestras de suelo en el estrato 0-20 cm para determinar en laboratorio propiedades químicas: pH, CE (conductividad eléctrica) 1:2,5, P (fósforo) y MO (materia orgánica), textura (porcentaje de arcilla, limo y arena).
Para el análisis de los datos se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo, 2020), el análisis estadístico incluyó ANOVA para comparar especie, ambiente y su interacción (especie x ambiente) seguido de comparaciones de medias (LSD de Fisher) considerando únicamente los ambientes medio y bajo, excluyendo el ambiente alto por falta de representación en las franjas puras de festuca y agropiro. También se realizó análisis de regresión lineal (modelo de Stepwise) entre variables edáficas y productividad acumulada de forraje.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos confirman que la variabilidad edáfica dentro de la ZMP condiciona fuertemente la productividad de las pasturas implantadas. El análisis de la varianza mostró que la interacción ambiente×especie fue significativa ($p < 0,023$), el modelo presento un buen ajuste ($R^2 = 0,84$) lo que indica que las especies no responden de igual modo a los gradientes ambientales presentes. En la ZMP M se destacó como más productivo, especialmente para agropiro (7775,4 vs 5872,8 kg MS ha^{-1} en B) y las consociadas (8250,2 vs 4814,6 kg MS ha^{-1} en B), expresando rendimientos superiores respecto a la ZMP B. Festuca rinde poco en ambos ambientes, sin diferencias entre M y B (promedio de 2830 kg MS ha^{-1}). (Tabla 1).

Tabla 1. Producción acumulada de agropiro, festuca y consociada (C2 y C3), delimitados por Zonas de manejo potencial (ZMP) medio y bajo (M, B).

ZMP	Especie	Sitio muestreado	Kg MS ha^{-1}
M	Consociada	C2	8250,2 A
M	Agropiro puro	P1	7775,4 A
B	Agropiro puro	P2	5872,8 B
B	Consociada	C3	4814,6 B
M	Festuca puro	P1	2871,2 C
B	Festuca puro	P2	2788,6 C
Ambiente x especie	p-valor		0,023

La interacción evidenció que el agropiro y la mezcla respondieron mejor en ambientes medio y bajo, mientras que festuca presentó valores bajos y relativamente estables entre ambientes. Esta especie posee menor plasticidad frente a condiciones restrictivas, tal como fue señalado por Lannes et al. (2020) en evaluaciones sobre suelos sódicos.
Los modelos de regresión lineal ajustados por ZMP para la acumulación de forraje en relación con las variables edáficas (pH, CE, MO, P, % Are, % Lim, % Arc, IB, Hg, RP) y la especie mostraron que en la ZMP B, el modelo de regresión explicó una proporción considerable de la variación del rendimiento ($R^2 = 0,68$), reteniendo dos predictores significativos mediante selección stepwise. El rendimiento aumentó con la presencia de la especie agropiro ($p = 0,002$) coincide con estudios que destacan su tolerancia a salinidad y anegamiento en bajos pampeanos (López et al., 2018; Sosa et al., 2020) y disminuyó con mayores niveles de materia orgánica ($p = 0,019$). (Tabla 2).

Tabla 2. Variables edáficas retenidas en el análisis de regresión lineal, pH, conductividad eléctrica (CE), especie agropiro y materia orgánica (MO).

ZMP	Variables edáficas	p-valor
M	pH	<0,001
	CE	<0,001
B	Agropiro	<0,002
	MO	0,019

Este patrón también fue observado por Quiroga et al. (2016), quienes reportaron acumulación de MO en posiciones del paisaje con drenaje deficiente y menor productividad. En conjunto, estos resultados sugieren que, en ambientes restrictivos, la productividad responde principalmente a la interacción entre la especie implantada y atributos edáficos asociados a ambientes deprimidos.

En la ZMP M, el modelo mostró un mayor ajuste (R^2 =0,85). Las variables retenidas fueron el pH del suelo (p <0,001) y la CE (p <0,001), ambas asociadas positivamente al rendimiento (Tabla 2). Estudios recientes indican que niveles moderados de alcalinidad y salinidad pueden reflejar suelos con mayor reserva de bases, mejor estructura y mayor disponibilidad de nutrientes, especialmente en ambientes con fluctuaciones hídricas (Vázquez et al., 2017). Además, trabajos en zonas de manejo potencial de la región pampeana muestran que la heterogeneidad del pH y la CE se asocia a diferencias en productividad más que a efectos limitantes directos (Melchiori et al., 2019; Cicore et al., 2020).

En conjunto, ambos modelos muestran que la influencia de las propiedades edáficas sobre la producción forrajera es específica de cada ambiente, con un mayor peso de los factores físico-químicos (pH y CE) en ambientes más favorables, y un predominio de la interacción especie–suelo en ambientes más limitantes. Esta diferenciación coincide con estudios que destacan la necesidad de ajustar estrategias de implantación y manejo según los gradientes de salinidad, sodicidad y drenaje (Sainz Rozas et al., 2015; Irisarri et al., 2022).

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la variabilidad edáfica, especialmente vinculada a salinidad y condiciones hídricas, genera diferencias productivas marcadas entre ambientes. La delimitación con sonda veris permitió identificar con precisión estos contrastes y explicar gran parte de la variación en el rendimiento de las especies evaluadas. En conjunto, el estudio destaca la importancia de combinar caracterización ambiental y selección específica de especies para optimizar la producción forrajera según cada ambiente.

BIBLIOGRAFÍA

Bandera, M. A. (2013). Rehabilitación de suelos salino-sódicos: evaluación de enmiendas y de especies forrajeras. Tesis de Maestría. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

Cicore, P., et al. (2020). Integración de conductividad eléctrica aparente (CEa) medida con sensor Veris y propiedades del suelo para delimitar zonas de manejo en la región pampeana. Agriscientia.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., Robledo, C. W. (2020). InfoStat versión 2020. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Dip, G., Sannazzaro A., Otondo M., et al. (2024). Exploring phosphate-solubilizing bacterial communities in rhizospheres of native and exotic forage grasses in alkaline-sodic soils of the Flooding Pampa.

Farahani, R. (2007). Field-scale variability of soil properties and apparent electrical conductivity for site-specific management. Precision Agriculture.

INTA-FAUBA (2021). El INTA elaboró el primer mapa de suelos afectados por sales. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Disponible en: https://intainforma.inta.gob.ar/el-inta-elaboro-el-primer-mapa-de-suelos-afectados-por-sales/

Irisarri, J., et al. (2022). Procesos de sodicidad, anegamiento y productividad forrajera en paisajes del centro de Argentina. Ciencia Rural.

Lannes, L. S., et al. (2020). Response of tall fescue to sodic soil conditions in temperate grasslands. Grass and Forage Science.

López, M. V., et al. (2018). Comportamiento de agropiro en suelos salino-sódicos con fluctuación hídrica. Revista de Investigaciones Agropecuarias.

Marinoni, D., Griboff, J., Cavagnaro, J., et al. (2019). Wild halophytic species as forage sources: key aspects for plant breeding. Disponible en: https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/104797

Melchiori, R., et al. (2019). Uso de sensores de conductividad eléctrica para caracterizar ambientes productivos. INTA Digital.

Quiroga, A., et al. (2016). Relación entre materia orgánica, drenaje y productividad en paisajes del oeste pampeano. Agro-Ciencia.

Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E., Barbieri, P. (2015). Efectos de la salinidad y sodicidad del suelo sobre el crecimiento y la producción de gramíneas forrajeras. Agropecuaria Técnica.

Sosa, C., et al. (2020). Tolerancia diferencial de especies forrajeras en suelos alcalinos del sudeste de Buenos Aires. Revista Argentina de Producción Animal.

Vázquez, S., Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E. (2017). Influencia del pH y la conductividad eléctrica del suelo en la disponibilidad de nutrientes y la producción de pasturas. INTA EEA Balcarce.

Vecchio, M. C., Golluscio, R. A., Rodríguez, A. M., Taboada, M. A. (2018). Improvement of saline-sodic grassland soil properties by rotational grazing in Argentina. Rangeland Ecology & Management 71:613–620.

ADSORCIÓN DE GLIFOSATO EN DOS SUELOS DE SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA

Mas, L. I.[1*], Aparicio, V. C.[2]

[1] EEA INTA Quimilí; [2] EEA INTA Balcarce; [*] Ruta Provincial 6, km 14, (3740) Quimilí, Santiago del Estero, mas.laura@inta.gob.ar

RESUMEN: El glifosato es el herbicida más usado en Argentina, y su aparición en diversas matrices ambientales plantea la necesidad de estudiar su comportamiento en suelos de diferentes regiones agrícolas. El objetivo de este trabajo fue estudiar la adsorción de este herbicida en los horizontes A, Bt1, Bt2, BC y Ck de un Argiustol ácuico, y A, AC, C y Ck de un Haplustol éntico, ambos ubicados en el este de Santiago del Estero. Para ello, se utilizó la técnica de batch equilibrium y se ajustaron las isotermas mediante el modelo de Freundlich. Ambos suelos presentaron una adsorción muy alta en todos los horizontes, y un progresivo descenso con la profundidad. Esta reducción se relacionó con una disminución del contenido de arcilla, la capacidad de intercambio catiónico y el porcentaje de carbono orgánico, y con un aumento del pH y el porcentaje de arena. La disminución fue más marcada en el Haplustol éntico, por lo que el Argiustol ácuico tuvo mayor capacidad de adsorber el herbicida. La mayor retención del Argiustol ácuico resultaría en una menor probabilidad de lixiviación y un menor riesgo potencial de contaminación de aguas subterráneas.

PALABRAS CLAVE: glifosato, adsorción, modelo de Freundlich.

INTRODUCCIÓN

El glifosato es un herbicida postemergente no selectivo, utilizado principalmente en sistemas bajo siembra directa sobre cultivos genéticamente modificados de soja, maíz y algodón o en los períodos de barbecho. Posee tres grupos funcionales (amina, carboxilato y fosfonato) que le permiten unirse a cationes polivalentes metálicos a través de varios mecanismos de unión, confiriéndole a esta molécula una alta capacidad de adsorción al suelo. A pesar ello, se ha detectado en diferentes matrices ambientales en nuestro país (Aparicio et al, 2013; Aparicio y De Gerónimo, 2024; Mas et al., 2020). Si a esto se suma su elevado uso, se genera la necesidad de estudiar el comportamiento de este herbicida en los suelos de las diferentes regiones agrícolas del país en las que se aplica. Por ello, el objetivo de este trabajo fue estudiar el proceso de adsorción del glifosato en los horizontes de dos suelos del este de Santiago del Estero: un Argiustol ácuico y un Haplustol éntico. Nuestra hipótesis de trabajo es que la adsorción del herbicida glifosato es mayor en el suelo Argiustol ácuico, por sus características fisicoquímicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo sobre dos suelos con características morfológicas contrastantes: un Argiustol ácuico (AA) y un Haplustol éntico (HE). Ambos sitios corresponden a lotes agrícolas bajo siembra directa con una rotación soja - maíz. Se realizaron 3 calicatas de 1,5 m de profundidad en cada suelo, y en cada una de ellas se tomaron muestras disturbadas compuestas para la caracterización fisicoquímica y el ensayo de adsorción. Los horizontes muestreados fueron: A, Bt1, Bt2, BC y Ck en el suelo AA, y A, AC, C y Ck en el HE.

La adsorción del glifosato se evaluó siguiendo la técnica de batch equilibrium (De Gerónimo et al., 2018). Para ello, se tomó 1 g de suelo de cada muestra y se colocó en tubos falcon de 15 ml a los cuales se le agregó 10 mL de una solución de $CaCl_2$ 0,01 M. Las muestras se dejaron equilibrar por 24 h en agitación a temperatura constante de 25 °C. Luego se agregaron

las distintas concentraciones iniciales de glifosato (PESTANAL®, 99,7 %, Sigma-Aldrich), que correspondieron a 0, 2, 5, 10, 30 y 50 mg L^{-1}, y se agitaron otra vez por 24 h hasta alcanzar el equilibrio con la solución. Finalmente, se centrifugaron y se tomó una alícuota de 2 mL del sobrenadante para cuantificar el glifosato siguiendo la metodología descripta por Aparicio et al. (2013). El experimento se realizó por duplicado.

Una vez cuantificada la concentración de glifosato en la solución se calculó la cantidad adsorbida en el suelo como la diferencia entre la cantidad presente en la solución inicialmente y la remanente al final del experimento, y se ajustaron las isotermas de adsorción utilizando el modelo de Freundlich.

Los resultados se analizaron mediante modelos lineales mixtos o modelos lineales generalizados mixtos con el programa Infostat (Di Rienzo et al., 2020), se compararon las medias con la prueba DGC (Di Rienzo et al., 2002), y se realizaron matrices de correlación entre los parámetros y las propiedades edáficas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades de los suelos

En las tablas 1 y 2 se muestran las principales características químicas y la distribución granulométrica de los suelos AA y HE.

Tabla 1. Propiedades químicas de los suelos bajo estudio.

Suelo	Hz	Prof. (cm)	CE_e (dS m^{-1})	pH	CO (%)	Ca^{2+} (cmol kg^{-1})	Mg^{2+} (cmol kg^{-1})	Na^{+} (cmol kg^{-1})	K^{+} (cmol kg^{-1})	CIC (cmol kg^{-1})
AA	A	0-21	0,53 b	6,14 d	1,40 a	11,84 b	4,46 d	0,42 b	1,95 b	25,40 a
	Bt1	33-60	0,44 b	6,68 c	0,40 c	14,18 a	5,38 b	0,81 a	1,67 b	26,80 a
	Bt2	60-95	0,71 b	7,22 b	0,14 d	14,40 a	6,24 a	1,01 a	2,13 b	27,78 a
	BC	95-116	1,12 a	7,32 b	0,11 e	12,22 b	6,02 a	1,27 a	2,07 b	21,28 b
	Ck	116-145	1,24 a	8,39 a	0,09 e	-	5,91 a	2,09 a	2,01 b	12,74 c
HE	A	0-27	0,61 b	7,09 b	1,15 a	16,29 a	3,60 e	0,45 b	2,30 b	27,78 a
	AC	27-50	0,58 b	7,51 b	0,60 b	16,26 a	4,22 d	0,29 b	1,92 b	25,93 a
	C	50-90	0,62 b	7,82 b	0,34 c	15,30 a	4,14 d	0,40 b	1,97 b	24,41 b
	Ck	90-150	0,58 b	8,48 a	0,22 d	-	4,79 c	0,77 a	2,99 a	12,23 c

Letras diferentes indican diferencias significativas entre horizontes ($p < 0.05$). Hz: horizonte; CE_e: conductividad eléctrica del extracto de saturación; CO: carbono orgánico; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Tabla 2. Distribución granulométrica de los suelos bajo estudio.

Suelo	Hz	Prof. (cm)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)
AA	A	0-21	27,14 b	58,79 a	14,19 c
	Bt1	33-60	30,73 a	54,49 b	14,77 c
	Bt2	60-95	31,85 a	52,03 b	16,25 c
	Ck	116-145	14,03 d	53,44 b	29,83 a
HE	A	0-27	26,60 b	59,60 a	13,57 c
	AC	27-50	24,48 c	62,56 a	13,04 c
	C	50-90	16,71 d	61,96 a	21,39 b
	Ck	90-150	13,71 d	60,82 a	23,56 a

Letras diferentes indican diferencias significativas entre horizontes ($p<0,05$), según test DGC.

Como se desprende de las tablas, las diferencias más importantes entre suelos se observaron en el pH, el carbono orgánico (CO), Mg^{2+}, Na^{+}, y los contenidos de arcilla y limo.

Adsorción de glifosato

El glifosato se adsorbió fuertemente en todos los horizontes, aunque en ambos suelos la retención disminuyó con la profundidad y con el aumento de la concentración inicial. Las isotermas de adsorción de glifosato se presentan en las figuras 1 y 2, mientras que en la tabla 3 se muestran los parámetros ajustados mediante el modelo de Freundlich.

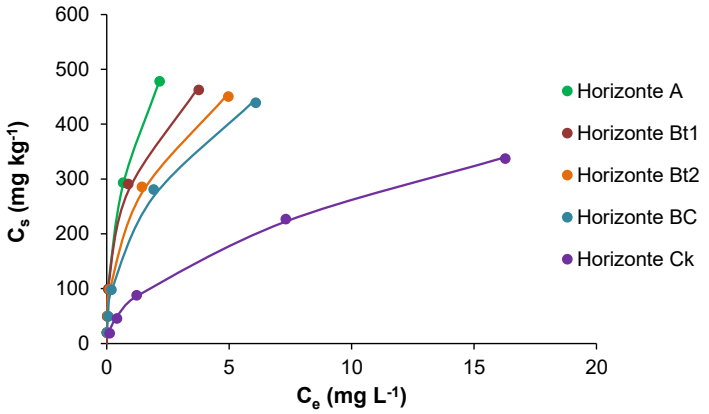


Figura 1. Isotermas de adsorción de glifosato de los horizontes del suelo AA. Las líneas continuas indican el ajuste del modelo de Freundlich.

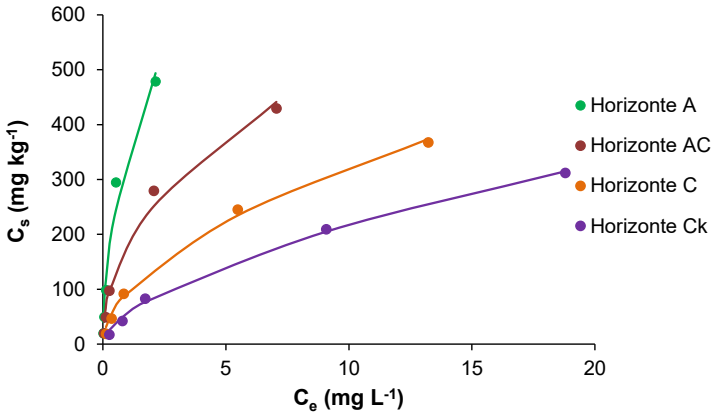


Figura 2. Isotermas de adsorción de glifosato de los horizontes del suelo HE. Las líneas continuas indican el ajuste del modelo de Freundlich.

Tabla 3. Coeficientes de Freundlich de los suelos bajo estudio.

Suelo	Hz	Prof. (cm)	K_f (L kg^{-1})	*1/n*	R^2
AA	A	0-21	359.02 a	0.40 d	0.994
	Bt1	33-60	262.10 a	0.39 d	0.998
	Bt2	60-95	178.32 b	0.46 c	0.997
	BC	95-116	151.29 b	0.46 c	0.997
	Ck	116-145	76.35 c	0.55 b	0.997
HE	A	0-27	335.24 a	0.50 b	0.972
	AC	27-50	180.41 b	0.47 c	0.992
	C	50-90	101.86 c	0.51 b	0.994
	Ck	90-150	54.31 d	0.60 a	0.997

Letras diferentes indican diferencias significativas entre horizontes ($p < 0.05$).

El K_f de los horizontes A se asemeja al obtenido por Gonzalo Mayoral et al. (2022) para el horizonte A de un Argiudol típico de la localidad de Balcarce, Argentina. Por el contrario, De Gerónimo et al. (2018) analizaron la adsorción en los primeros 5 cm de 12 sitios de Argentina, incluyendo un suelo del este de Santiago del Estero, para el que se determinó un K_f de 129,7 L kg^{-1}; a pesar de presentar varias características cercanas al suelo HE, su menor capacidad de retención se debería a su mayor contenido de arena (21 %) y su elevado CO (4,5 %). Okada et al. (2016) determinaron coeficientes de adsorción para los 15 cm superficiales de 101,7 L kg^{-1} en un Haplustol éntico, 173,4 L kg^{-1} en un Argiudol típico y 414,2 L kg^{-1} en un Argiudol ácuico, todos bajo SD. La principal diferencia con este trabajo radicó en el contenido de arcilla: mientras que los dos primeros suelos mostraron porcentajes de 16,3 y 22,7 %, respectivamente, el Argiudol ácuico poseía 36,8 % de arcilla.

Aunque la adsorción de glifosato fue elevada en todos los horizontes, ambos suelos presentaron un descenso del K_f en profundidad, más acentuado en el suelo HE (Tabla 3, Figuras 1 y 2). Contrariamente a lo esperado, los horizontes Bt del suelo AA presentaron coeficientes de adsorción similares o menores al horizonte A de ese mismo suelo. Esto se debió a que el aumento en el contenido de arcilla entre el horizonte A y los Bt no logró compensar el efecto de la abrupta caída del CO. En otros estudios, el horizonte B mostró un K_f mayor que el horizonte superficial: Gonzalo Mayoral et al. (2022), por ejemplo, reportaron valores de K_f de 291, 589 y 278 L kg^{-1} para los horizontes A, B y C de un Argiudol típico del sur de Buenos Aires, Argentina. El incremento del K_f entre los horizontes A y B se explicaría por el aumento del contenido de arcilla entre ambos (25 y 40 %, respectivamente) y porque el elevado CO del horizonte A (3,2 %) podría haber afectado negativamente la adsorción.

El parámetro de no linealidad (*1/n*) expresa la intensidad de la adsorción. En nuestro estudio, *1/n* fue menor a 1 en todos los horizontes, demostrando la no linealidad de las isotermas. Esto implica que el coeficiente de Freundlich disminuye con el aumento de la concentración de la solución por la saturación de los sitios de sorción, e implica que la adsorción del glifosato es dependiente de la concentración. Valores similares fueron hallados por otros autores (De Gerónimo et al., 2018; Gómez Ortiz et al., 2017; Gonzalo Mayoral et al., 2022; Okada et al., 2016; E. A. O. Pereira et al., 2019). Además, se observó un aumento de este parámetro con la profundidad en ambos suelos, similar al detectado por Tévez y dos Santos Afonso (2015), y mayores valores en el suelo HE.

Influencia de las propiedades edáficas

El coeficiente de adsorción K_f exhibió correlaciones significativas positivas con la CIC, el porcentaje de arcilla y el contenido de CO, y negativas con el pH, el porcentaje de arena, la CE_e y el Na^+.

La correlación negativa con el pH fue demostrada por diversos autores (De Gerónimo et al., 2018; Tévez y dos Santos Afonso, 2015; Okada et al., 2016). El aumento del pH provoca una disminución de la adsorción de glifosato debido a que aumentan las cargas negativas tanto del glifosato como de los coloides del suelo, provocando la repulsión entre ambos (Padilla y Selim, 2020).

La correlación positiva con el contenido de arcilla también ha sido bien documentada (Gómez Ortiz et al., 2017; Gonzalo Mayoral et al., 2022). De hecho, la cantidad y tipo de arcilla en el suelo podría ser el factor más importante gobernando la adsorción de glifosato (De Gerónimo et al., 2018).

La correlación positiva con la CIC probablemente se deba a la formación de complejos entre el glifosato y los cationes polivalentes intercambiables en la superficie de los coloides, más frecuentes en suelos con valores de CIC más altos (Padilla y Selim, 2020). Como la CIC depende del contenido y tipo de arcillas y del contenido y tipo de humus, es lógico que se haya encontrado una correlación positiva del K_f con los tres parámetros (CIC, arcilla y CO).

El contenido de CO correlacionó positivamente con el K_f, en coincidencia con algunos antecedentes (Graziano et al., 2023; E. A. O. Pereira et al., 2019). En general, se considera que la influencia del CO en la adsorción de glifosato es menor que la de otros componentes del suelo, como la arcilla o los óxidos de Fe^{3+} y Al^{3+} (Borggaard y Gimsing, 2008). Sin embargo,

se ha demostrado que el glifosato interactúa con los ácidos húmicos y fúlvicos (Albers et al., 2009). Yu y Zhou (2005) encontraron que la eliminación de la materia orgánica disminuyó drásticamente la CIC de los suelos y, en consecuencia, redujo hasta un 75 % la adsorción. Por el contrario, otros estudios determinaron que la adsorción estaba inversamente relacionada con el CO del suelo, y concluyeron que los grupos funcionales en las moléculas de la MO se coordinan con las superficies inorgánicas de una manera similar a la del glifosato, compitiendo por los sitios activos (Tevez y dos Santos Afonso, 2015).
La correlación negativa del K_f con el porcentaje de arena fue reportada en estudios anteriores (Mencaroni et al., 2023; Paradelo et al., 2015), mientras que unos pocos trabajos mencionan una correlación negativa con la CE (Mencaroni et al., 2023; Paradelo et al., 2015). La disminución del coeficiente de adsorción con el aumento de la CE podría deberse a la formación de complejos entre los cationes en la solución y las moléculas de glifosato, que reduce la sorción en las superficies del suelo.
El parámetro de no linealidad *1/n* presentó casi las mismas correlaciones que el K_f, pero de manera inversa. Se correlacionó negativamente con el contenido de arcilla y la CIC, mientras que la correlación fue positiva con el pH, el porcentaje de arena, el Ca^{2+} y el K^{+}. Esto significa que las condiciones que propiciaron una menor capacidad de adsorción también determinaron una mayor intensidad (linealidad) de la misma, aunque en ningún caso la adsorción llegó a ser lineal.

CONCLUSIONES

La retención de glifosato fue alta en todos los horizontes, con un descenso progresivo en profundidad en ambos suelos. Esta disminución fue más marcada en el suelo HE, por lo que podemos considerar que el perfil del suelo AA tiene mayor capacidad de adsorber el herbicida. La reducción de la capacidad de adsorción con la profundidad se relacionó principalmente con un aumento del pH y el porcentaje de arena, y una disminución en los valores de arcilla, CIC y CO. Aunque el contenido de arcilla fue uno de los principales factores que determinó la adsorción del herbicida, el CO también jugó un rol fundamental, como se desprende de la observación de los horizontes A y Bt. Los horizontes Bt presentaron en promedio 16 % más de arcilla que el A del mismo suelo, pero los K_f fueron similares o menores, debido a que el horizonte A presentó un porcentaje de CO mucho más elevado que determinó que tuviera una alta capacidad de retención (al igual que el horizonte A del suelo HE).
Estos resultados implican que la movilización de glifosato estaría menos limitada en los horizontes más profundos de ambos suelos debido a su menor capacidad de retención. Además, comparando ambos suelos se observa que sería más probable la movilización del glifosato en el suelo HE. La mayor retención del suelo AA resultaría en una menor probabilidad de lixiviación y, por lo tanto, un menor riesgo potencial de contaminación de aguas subterráneas.

BIBLIOGRAFÍA

Albers, C. N., Banta, G. T., Hansen, P. E. y Jacobsen, O. S. (2009). The influence of organic matter on sorption and fate of glyphosate in soil – Comparing different soils and humic substances. Environ. Pollut., 157(10), 2865–2870. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2009.04.004

Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P. y Costa, J. L. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. Chemosphere, 93(9), 1866–1873. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.041

Aparicio, V. y De Gerónimo, E. (2024). Pesticide pollution in argentine drinking water: A call to ensure safe access. Environ. Chall., 14, 100808. https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2023.100808

Borggaard, O. K. y Gimsing, A. L. (2008). Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. Pest Manag. Sci., 64, 441–456. https://doi.org/10.1002/ps.1512

De Gerónimo, E., Aparicio, V. C. y Costa, J. L. (2018). Glyphosate sorption to soils of Argentina. Estimation of affinity coefficient by pedotransfer function. Geoderma, 322, 140–148. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.037
Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. 2020. InfoStat versión 2020 (versión 20). Universidad Nacional de Córdoba.
Di Rienzo, J. A., Guzman, A. W. y Casanoves, F. (2002). A multiple-comparisons method based on the distribution of the root node distance of a binary tree. J. of Agric., Biol., and Environ. Stat., 7(2), 129–142. https://doi.org/10.1198/10857110260141193
Gómez Ortiz, A. M., Okada, E., Bedmar, F. y Costa, J. L. (2017). Sorption and desorption of glyphosate in Mollisols and Ultisols soils of Argentina. Environ. Toxicol. and Chem., 36(10), 2587–2592. https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.3851
Gonzalo Mayoral, E. S., Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Fernandes, G., Rheinheimer dos Santos, D. y Costa, J. L. (2022). Glyphosate, AMPA, and metsulfuron-methyl retention in the main horizons of a Typic Argiudoll. J. of Environ. Sci. and Health, Part B, 57(7), 526–540. https://doi.org/10.1080/03601234.2022.2069982
Graziano, M., Porfiri, C., Tufo, A. E., Montoya, J. C. y dos Santos Afonso, M. (2023). Reversibility of glyphosate sorption in pampean loess-derived soil profiles of central Argentina. Chemosphere, 312, 137143. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.137143
Mas, L. I., Aparicio, V. C., De Gerónimo, E. y Costa, J. L. (2020). Pesticides in water sources used for human consumption in the semiarid region of Argentina. SN Appl. Sci., 2(4), 691. https://doi.org/10.1007/s42452-020-2513-x
Mencaroni, M., Longo, M., Cardinali, A., Lazzaro, B., Zanin, G., Dal Ferro, N. y Morari, F. (2023). Glyphosate and AMPA dynamics during the transition towards conservation agriculture: Drivers under shallow groundwater conditions. Soil and Tillage Res., 229, 105659. https://doi.org/10.1016/J.STILL.2023.105659
Okada, E., Costa, J. L. y Bedmar, F. (2016). Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. Geoderma, 263, 78–85. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.009
Padilla, J. T. y Selim, H. M. (2018). Glyphosate transport in two louisiana agricultural soils: Miscible displacement studies and numerical modeling. Soil Syst., 2(3), 1–18. https://doi.org/10.3390/soilsystems2030053
Padilla, J. T. y Selim, H. M. (2020). Environmental behavior of glyphosate in soils. Adv. in Agron., 159, 1-34. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.005
Paradelo, M., Norgaard, T., Moldrup, P., Ferré, T. P. A., Kumari, K. G. I. D., Arthur, E. y De Jonge, L. W. (2015). Prediction of the glyphosate sorption coefficient across two loamy agricultural fields. Geoderma, 259–260, 224–232. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2015.06.011
Pereira, E. A. O., Melo, V. F., Abate, G. y Masini, J. C. (2019). Adsorption of glyphosate on Brazilian subtropical soils rich in iron and aluminum oxides. J. of Environ. Sci. and Health, Part B, 54(11), 906–914. https://doi.org/10.1080/03601234.2019.1644947
Tévez, H. R. y dos Santos Afonso, M. (2015). pH dependence of Glyphosate adsorption on soil horizons. Bol. de la Soc. Geol. Mex., 67, 509–516. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-33222015000300013&lng=es&tlng=en
Yu, Y. y Zhou, Q. X. (2005). Adsorption characteristics of pesticides methamidophos and glyphosate by two soils. Chemosphere, 58(6), 811–816. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2004.08.064

EVALUACIÓN DE LA RETRODISPERSIÓN SAR DE SENTINEL-1 FRENTE A PRECIPITACIÓNES ACUMULADAS EN ENTRE RÍOS

Melgares, E.[1*], Gabioud, E. A.[1], Guilini, D.[1, 2, 3, 4], Wingeyer, A. B.[1, 2]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, [2] Conicet, [3] Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER), [4] Administración de Parques Nacionales. * melgares.emanuel@inta.gob.ar

RESUMEN: La humedad del suelo constituye una variable clave para la dinámica hidrológica y productiva de los agroecosistemas. Los sensores de radar de apertura sintética (SAR), como Sentinel-1, permiten el monitoreo sistemático de la superficie terrestre independientemente de las nubes, siendo sensibles a variaciones en las propiedades dieléctricas asociadas al contenido hídrico del suelo. Además, la señal de retrodispersión radar también se encuentra influenciada por factores como la rugosidad del suelo y la cobertura vegetal, lo que requiere evaluar su comportamiento frente a forzantes hídricos específicos. El presente trabajo tuvo como objetivo analizar la respuesta de la retrodispersión SAR de Sentinel-1 frente a diferentes ventanas temporales de precipitación acumulada en la provincia de Entre Ríos. Se utilizaron 20 imágenes SAR (modo IW, polarizaciones VV y VH) adquiridas entre mayo y noviembre de 2025, procesadas en Google Earth Engine. Se calcularon valores medios por lote y se analizaron correlaciones con precipitaciones acumuladas a 3, 6 y 12 días, así como acumulado entre pasadas. Se evaluó además un índice normalizado de humedad (SMI) derivado de la polarización VV. Los resultados mostraron correlaciones positivas entre la retrodispersión y la precipitación acumulada, con mejores resulrados en ventanas de 3 a 6 días. El índice SMI-VV presentó los mayores coeficientes (r hasta 0,50 considerando eventos con precipitación >0,1 mm). Al restringir el análisis a períodos con menor interferencia estructural, se observaron ajustes superiores (R^2 > 0,70), evidenciando una mayor sensibilidad del SAR bajo condiciones superficiales homogéneas. Estos resultados confirman la potencialidad de Sentinel-1 para el monitoreo regional de la dinámica hídrica superficial, destacando la importancia de considerar condiciones de cobertura y tipo de suelo como covariables en futuros desarrollos.

PALABRAS CLAVE: Radar de Apertura Sintética, teledetección, precipitaciones.

INTRODUCCIÓN

La humedad del suelo (HS) es una variable clave en la dinámica hidrológica y productiva de los agroecosistemas, debido a su relación con los procesos de infiltración, escorrentía, evapotranspiración, así como la disponibilidad de agua para los cultivos (Rodríguez-Iturbe, 2000). A escala regional, la HS participa en la regulación de procesos meteorológicos y climáticos (Chanzy, 2003), mientras que a escala de lote condiciona el establecimiento y rendimiento de los cultivos (Georgakakos & Baumer, 1996). En este contexto, la caracterización de dinámica de la HS resulta fundamental para mejorar el estado hídrico y apoyar la toma de decisiones en sistemas agrícolas sujetos a la alta variabilidad climática.

El monitoreo de la HS mediante teledetección ha experimentado un notable avance con la incorporación de radares de apertura sintética (SAR), los cuales presentan la ventaja de operar independientemente de las condiciones de iluminación y nubosidad. En particular, el sensor Sentinel-1 proporciona información sistemática y de acceso libre que permite analizar la retrodispersión radar, sensible a cambios en las propiedades dieléctricas y geométricas del suelo asociados a variaciones en su contenido de agua (Karthikeyan et al., 2017; Morales, 2020). Sin embargo, la señal de retrodispersión también se ve influenciada por factores como la rugosidad superficial, la cobertura vegetal y las condiciones de humedad antecedente, por

lo que resulta necesario evaluar su comportamiento frente a forzantes de la dinámica hídrica como la precipitación.
En la provincia de Entre Ríos, caracterizada por una marcada variabilidad espacial y temporal de las precipitaciones y una marcada heterogeneidad edáfica, la precipitación acumulada constituye un determinante central de la humedad de la dinámica de la HS. La disponibilidad de redes de monitoreo agrometeorológico y de imágenes SAR del sensor Sentinel-1 abre una oportunidad para analizar la respuesta de la retrodispersión radar frente a distintos períodos de acumulación de precipitación. En este marco, el objetivo del presente trabajo es evaluar la retrodispersión SAR de Sentinel-1 frente a la precipitación acumulada en distintas ventanas y escalas temporales en la provincia de Entre Ríos, con el fin de aportar evidencia sobre su utilidad para el monitoreo regional de la dinámica hídrica del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:

El presente trabajo se realizó en el área de influencia de la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) INTA Paraná ubicada en la provincia de Entre Ríos. Se seleccionaron 2 lotes bajo barbecho invernal (a y b), 2 lotes con trigo (c y d) y 2 lotes con pasturas (e y f) (Figura 1).

Figura 1. Lotes de sitios de monitoreo.

En la tabla 1 se presentan las características de los lotes en los cuales se realizó el trabajo:

Tabla 1. Características de los sitios de monitoreo

Lote	Sup(ha)	Ubicación	Suelo	Antecesor	Cultivo invernal
1	5	Lat:31°50'26.80"S Long:60°32'30.64"O	Asociación Oro Verde, Serie Oro Verde	Pastura	Pastura de alfalfa
2	9.3	Lat:31°51'12.05"S Long:60°31'36.31"O	Tezanos Pintos	Soja	Barbecho con control químico Siembra soja 24/11/25
3	11	Lat:31°50'58.18"S Long:60°31'21.44"O	Tezanos Pintos	Trigo	Trigo Siembra 26/6/25
4	3.5	Lat:31°50'54.32"S Long:60°31'43.11"O	Tezanos Pintos	Maiz	Barbecho con control mecánico. Siembra maiz 2/10/25
5	3.5	Lat:31°50'57.17"S Long;60°31'35.25"O	Tezanos Pintos	Pastura	Pastura base gramíneas
6	105	Lat:31°50'49.57"S Long:60°33'34.89"O	Asociación Oro Verde, Serie Oro Verde	Soja	Trigo siembra 27/6/25

Datos satelitales:

Se utilizaron imágenes SAR del sensor Sentinel-1, perteneciente al programa Copernicus de la Agencia Espacial Europea (ESA), adquiridas en modo Interferometric Wide Swath (IW) y nivel de procesamiento Ground Range Detected (GRD). Se trabajó con datos en formato lineal (GRD_FLOAT), con una resolución espacial de 10 m, correspondientes a polarizaciones VV y VH. En total, 20 imágenes fueron seleccionadas para el período comprendido entre mayo y noviembre de 2025, considerando únicamente adquisiciones con órbita descendente, dado que estas presentaron una cobertura consistente sobre el área de estudio.

Prosesamiento de imagenes:

El procesamiento de las imágenes SAR se realizó mediante la plataforma Google Earth Engine (GEE). Para cada adquisición se calcularon los valores de retrodispersión en decibeles (dB) a partir de los coeficientes de retrodispersión lineales, utilizando la transformación logarítmica estándar recomendada por el catálogo en GEE.

A partir de las bandas VV y VH se derivaron indicadores adicionales: diferencia entre polarizaciones (ΔVV y ΔVH) y un índice normalizado de humedad del suelo (SMI por sus siglas en ingles), con el objetivo de analizar cambios relativos en la respuesta radar entre fechas consecutivas y reducir la influencia de efectos estructurales propios de cada lote.

Para cada imagen SAR, los valores de retrodispersión e índices derivados fueron agregados espacialmente a escala de lote mediante el cálculo del valor medio dentro de cada polígono. De este modo, se obtuvo una serie temporal de retrodispersión representativa de cada unidad de manejo.

Datos de precipitaciones:

Los datos de precipitación utilizados corresponden a registros del Observatorio Meteorológico de INTA Paraná. A partir de estos registros se calcularon los acumulados de precipitación previas a cada fecha de adquisición de cada imagen SAR para distintas ventanas temporales: AT, acumulado total entre pasadas consecutivas del satélite; A3, acumulado de 3 días, A6, acumulado de 6 días; y A12, acumulado de 12 días previos a cada fecha de adquisición.

Análisis estadístico

Inicialmente se caracterizó la relación entre la respuesta SAR y la precipitación, mediante un análisis exploratorio de correlación entre la retrodispersión obtenida a partir de imágenes Sentinel-1 y las precipitaciones acumuladas para cada ventana temporal. Se consideraron todas las fechas de adquisición disponibles del sensor Sentinel-1 durante el período de

estudio. La retrodispersión fue analizada en las polarizaciones VV, VH y el SMI (Soil Moisture Index).

$$SMI = \frac{\sigma_t^0 - \sigma_{seca}^0}{\sigma_{húmeda}^0 - \sigma_{seca}^0}$$

Donde:

- σ_t^0: Retrodispersión SAR (en dB) en la fecha t.
- σ_{seca}^0 : Retrodispersión correspondiente a la condición más seca del suelo (percentil 10)
- $\sigma_{húmeda}^0$: Retrodispersión correspondiente a la condición más húmeda del suelo (Percentil 90)

Para cada combinación de variable SAR (VV, VH, SMI_VV y SMI_VH) y ventana temporal de precipitación, se estimó el coeficiente de correlación de Pearson (r), utilizando el conjunto completo de observaciones disponibles. Además, se analizaron las correlaciones considerando sólo los periodos con precipitaciones acumuladas mayores a 0,1 mm. Posteriormente, con el objetivo de evaluar la respuesta del SAR bajo condiciones de superficie más homogéneas, se realizó un análisis adicional recortando la escala temporal a las primeras cinco fechas de adquisición (20/5, 1/6, 13/6, 25/6 y 7/7 de 2025), , con el propósito de poder aprovechar la cobertura vegetal mínima y pocos cambios en la rugosidad superficial, lo que permite reducir la influencia de factores no hídricos sobre la retrodispersión. Este mismo análisis se replicó a escala de lote individual.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de VV variaron entre -7.3 y -16.7 dB, VH entre -14 y -28.1, en tanto los valores calculados para el SMI se encontraron entre 1.32 y -0.19 para el SMI de VV y 0.8 y -0.1 para el SMI de VH.

En la tabla 2 se presentan los resultados que se observaron entre la retrodispersión SAR y la precipitación acumulada. La banda VV presentó coeficientes de correlación entre 0,24 y 0,34, con el mejor desempeño para la precipitación acumulada a 3 días. La banda VH mostró una respuesta más débil (r entre 0,11 y 0,27).

El índice SMI calculado a partir de VV evidenció las mayores correlaciones (r = 0,42 A3 días), lo que sugiere que la normalización temporal mejora la sensibilidad frente a cambios hidricos, reduciendo parte de la variabilidad no asociada directamente a la lluvia. En general, las ventanas temporales cortas (3 días) resultaron más consistentes con la dinámica de humedad superficial captada por Sentinel-1 en una primera instancia.

Tabla 2. Valores de correlación entre índices de retrodispersión SAR y la precipitación acumulada en diferentes periodos previo a la medición del satélite (datos completos).

	Acumulada total entre pasadas	Acumulada 3 días	Acumulada 6 días	Acumulada 12 días
VV	0,24	0,34	0,24	0,24
VH	0,11	0,27	0,23	0,27
SMI_VV	0,29	0,42	0,29	0,32
SMI_VH	0,12	0,33	0,27	0,32

En la tabla 3 se presentan las precipitaciones acumuladas en donde los valores fueron mayores a cero, en la misma se observa un incremento general en los coeficientes de correlación entre la retrodispersión SAR y la precipitación acumulada. En particular, la polarización VV mostró valores de r cercanos a 0,50 para acumulados de 6 días, mientras que VH también mostro una mejora, aunque con valores menores.

El índice SMI calculado a partir de VV presentó un comportamiento similar, con coeficientes equiparables a los obtenidos para VV. Estos resultados sugieren que el sensor Sentinel-1 responde a eventos de precipitación y que la respuesta es más clara cuando se acumulan los

eventos de 6 días previo a la medición. Esto indica que el sensor permite detectar cambios en el contenido hídrico debido a las lluvias pero que otros ajustes son requeridos para reducir la influencia y variabilidad de procesos no asociados directamente a la lluvia.

Tabla 3. Valores de correlación entre índices de retrodispersión SAR y la precipitación acumulada en diferentes periodos previo a la medición del satélite (solo datos con precipitaciones mayores a 0,1 mm).

	Acumulada total entre pasadas	Acumulada 3 días	Acumulada 6 días	Acumulada 12 días
VV	0,45	0,46	0,50	0,45
VH	0,25	0,34	0,43	0,38
SMI_VV	0,45	0,46	0,50	0,45
SMI_VH	0,25	0,42	0,43	0,38

En la figura 2 se muestra el índice SMI derivado de VV en relación a las PP acumuladas para una esca temporal más acotada con el fin de reducir el impacto que el crecimiento del cultivo y los cambios en la rugosidad pueden tener sobre la performance del SAR para detectar cambios en la humedad del suelo debido a las precipitaciones. Se observa una mejora considerable en el ajuste entre las variables, con R^2 superiores a 0,70 para distintas ventanas temporales de acumulación de precipitaciones. Este resultado indica que al reducir el efecto de los cambios en la cobertura, esto es condiciones de superficie homogéneas, la señal SAR responde de manera consistente a las precipitaciones, incluso cuando se incluyen eventos de precipitación de baja magnitud.

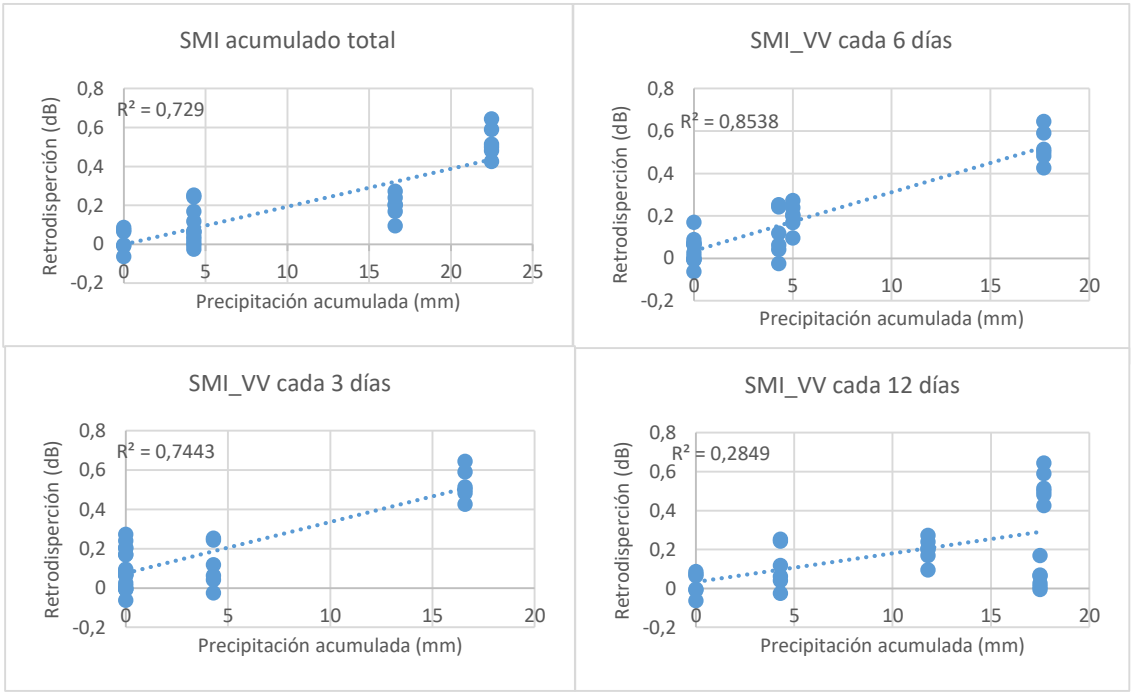


Figura 2. Relación entre el índice SMI derivado de la polarización VV de Sentinel-1 y la precipitación acumulada para diferentes ventanas temporales.

Respecto a la performance espacial a través de los diferentes lotes evaluados y considerando la misma ventana temporal de barbecho y establecimiento del cultivo, la retrodispersión SAR de Sentinel-1 mostró una mayor sensibilidad a la precipitación acumulada reciente, especialmente en ventanas temporales de 3 a 6 días en algunos lotes. En la Tabla 3 se

presentan las correlaciones de SMI-VV con las precipitaciones acumuladas para distintas ventanas temporales para cada lote. Se observó que, entre sí, los lotes con trigo presentaron diferentes ajustes en función de las ventanas temporales, posiblemente asociado al tipo de suelo. Los lotes bajo barbecho presentaron similar comportamiento entre sí, con ajustes altos independientemente de la ventana temporal. Los lotes con vegetación de pastura por su parte también presentaron similar comportamiento entre sí y mostraron mejores ajustes con ventanas temporales cortas.

Tabla 4. Coeficientes de correlación (r) entre el índice SMI-VV y la precipitación acumulada para diferentes ventanas temporales (acumulado total entre pasadas, 3, 6 y 12 días) en cada uno de los lotes analizados

	a	b	c	d	e	f
Acumulada total	0,75	0,85	0,75	0,37	0,55	0,53
Acumulada 3 días	0,89	0,74	0,75	0,91	0,87	0,80
Acumulada 6 días	0,81	0,70	0,81	0,83	0,87	0,84
Acumulada 12 días	0,65	0,79	0,87	0,22	0,44	0,42

CONCLUSIONES

La retrodispersión SAR de Sentinel-1 mostró una relación positiva con la precipitación acumulada. Las mayores correlaciones se obtuvieron para acumulados de precipitación de 3 a 6 días, sugiriendo que estas ventanas temporales representan mejor la dinámica hídrica captada por el sensor SAR en condiciones agrícolas. El índice SMI presentó, en general, un mejor desempeño que las bandas individuales VV y VH, indicando que la normalización temporal contribuye a reducir la variabilidad no asociada directamente a la precipitación. Al reducir la escala temporal, se observó una mejora de la relación entre las variables SAR y la precipitación. Las diferencias observadas entre lotes indican la influencia de condiciones edáficas y de manejo. Estos resultados sugieren que el tipo de cobertura y el tipo de suelo podrían ser consideradas covariables de interés para profundizar el estudio de la respuesta del SAR ante las precipitaciones

BIBLIOGRAFÍA

Chanzy, A. (2003). Evaporation from soils. En B. A. Stewart & T. A. Howell (Eds.), *Encyclopedia of water science* (pp. 259–262). Marcel Dekker.

Georgakakos, K. P. y Baumer, O. W. (1996). Measurement and utilization of onsite soil moisture data. *Journal of Hydrology, 184*, 131–152.

Karthikeyan, L., Pan, M., Wanders, N., Kumar, D. N. y Wood, E. F. (2017). Four decades of microwave satellite soil moisture observations: Part 1. A review of retrieval algorithms. *Advances in Water Resources, 109*, 106–120. https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.09.006

Rodríguez-Iturbe, I. (2000). Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate–soil–vegetation dynamics. *Water Resources Research, 36*(1), 3–9.

Wilson, M. G. y Equipo técnico. (2017). *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina* (1.ª ed.). Ediciones INTA.

REDUCCIÓN DE LA IMPEDANCIA MECÁNICA DEL SUELO POR MEDIOS MECÁNICOS Y BIOLÓGICOS

Palazzolo, M.[2], Soracco, C. G.[2], Villarreal, R.[2], Lozano, L. A.[2], Bellora, G. L.[1], Polich, N. G.[2], Guilino, F.[3], Bellingeri, M. J.[1], Salazar, M. P.[1], Palancar, T. C.[3*]

[1] Laboratorio de Física de Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) [3] Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. * Calle 60 y 119, La Plata, (1900) Prov. de Buenos Aires, telmopalancar@gmail.com

RESUMEN: En Argentina predomina el sistema de Siembra Directa sin labranza de los suelos. Con el objetivo de aumentar la capacidad de trabajo (ha/hora) las máquinas y tractores utilizados son cada vez más grandes y pesados. A causa del tráfico repetido de la maquinaria agrícola se genera compactación en el suelo siendo una de las principales causas de degradación de la calidad física del mismo. Una de las formas de reducir el efecto de la compactación es el uso de descompactadores rígidos como el paratill o el subsolador. Últimamente, además, se ha difundido el uso de cultivos de cobertura para mejorar la actividad biológica y la estructura de los suelos, mediante el crecimiento y exploración de las raíces de los mismos. Se realizó un ensayo donde se evaluó la acción de descompactadores mecánicos y cultivos de cobertura actuando de manera individual y combinada sobre suelos compactados en distinto grado. Para generar distintos grados de compactación se realizaron tratamientos con diferente número de pasadas de tractor (0, 1, 3 y 10 pasadas). Se determinó la resistencia a la penetración como variable respuesta encontrando que tanto la descompactación mecánica como biológica reducen la impedancia mecánica del suelo. Ambas técnicas en conjunto consiguen la mayor reducción. En etapas tempranas, cuando el cultivo de cobertura está implantado consume agua del perfil y esto aumenta la impedancia, pero una vez finalizado el ciclo biológico se evidencia la menor resistencia en el perfil superior del suelo, explorado por las raíces.

PALABRAS CLAVE: resistencia a la penetración, tránsito repetido, profundidad de huella.

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana la ausencia de remoción, la presencia de maquinaria agrícola de mayor peso y el tránsito en húmedo generaron un aumento en la compactación superficial y subsuperficial del suelo. Para caracterizar el efecto del tránsito sobre la matriz del suelo está extensamente difundida la utilización de la resistencia a la penetración y densidad aparente (DAP). Las propiedades indicadoras de retención de agua en el suelo, tamaño y distribución de los poros y resistencia a la penetración son variables más sensibles para evidenciar la compactación que la DAP (Alakukku, 1996). Respecto a valores limitantes, Threadgill (1982) indicó que valores de 1500 kPa de resistencia a la penetración disminuyen el crecimiento de raíces y valores de 2000 kPa lo detienen. Con la pérdida de humedad, se incrementa la resistencia del suelo (Håkansson y Lipiec, 2000). Respecto a la deformación vertical producida (huella) Draghi et al. (2015) plantean que es notorio que el tráfico sobre suelo labrado provoca 83 % del hundimiento final en la primera pasada. Bellora et al. (2023), encontraron que el hundimiento vertical producido por el tránsito fue proporcional al número de pasadas e inversamente proporcional a la firmeza del suelo en el momento del tráfico. Para Balbuena et al. (1998) el uso de descompactadores es una práctica común para intentar revertir la compactación de los suelos. Terminiello et al. (2007) encontraron que la descompactación perduró durante todo el ciclo del cultivo. Vepraskas et al. (1995),

encontraron que el efecto del subsolado se mantenía alrededor de los dos años posteriores a la labranza. A mediano y largo plazo, se pueden ver beneficios significativos en la estructura del suelo con labranza cero y el uso de cultivos de cobertura con sistemas radicales agresivos (Calonego y Rosolem, 2008). Es citado el consumo de la humedad del suelo por parte de los cultivos de cobertura durante el invierno (Alvarez et al., 2017, Wang et al., 2021). Los cultivos de cobertura consumen agua y reducen su disponibilidad en el suelo para los cultivos posteriores (Unger y Vigil, 1998, Blanco-Canqui et al., 2015), lo cual es considerado en algunos casos una limitación para su implementación, especialmente en años secos, aunque se ha encontrado en algunos casos que mejoran el agua disponible durante el ciclo de cultivo de verano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El ensayo se realizó en los Hornos, Localidad de La Plata, sobre un Argiudol típico arcillosa fina illítica térmica (Soil Survey Staff, 2014). Se efectuó un ensayo de tránsito repetido sobre la misma huella. Para el tráfico se utilizó un tractor John Deere 6300 (diseño FWA, potencia 67,1 kW, peso total 4050 kg) totalizando 4 tratamientos de tránsito (0, 1, 3 y 10 pasadas). En forma transversal a los tratamientos de tránsito se efectuaron tratamientos de descompactación que totalizaron 4 subtratamientos: sin descompactación, descompactación mecánica, descompactación biológica mediante cultivos de cobertura y descompactación mecánica y biológica combinados. Para la descompactación mecánica se utilizó un descompactador Paratill con rejas distanciadas a 35 cm pasándose a una profundidad de 30 cm. Para los tratamientos de descompactación biológica se realizó la siembra de una pastura consociada de vicia (Vicia sativa) y raigrás (Lolium perenne). La siembra de las especies forrajeras se realizó al voleo (a mano). Para favorecer la germinación luego de esparcir las semillas en las parcelas se hicieron pasadas con una rastra liviana de doble discos en toda el área del ensayo (para homogeneizar condición mecánica inicial en todos los tratamientos y subtratamientos).

En todos los tratamientos de tránsito se determinó la profundidad de huella en cm en la instancia inicial de medición cuando se instaló el ensayo (luego de realizar las pasadas de tránsito y realizar los tratamientos de descompactación). En dos instancias posteriores (luego de quemar el cultivo de cobertura con glifosato, en noviembre y antes de cosechar el cultivo de verano, en abril) se determinó la humedad gravimétrica y la resistencia a la penetración.

Se determinó la resistencia a la penetración (RP) mediante penetrómetro de cono electrónico (SC900 Soil Compaction Meter Fieldscout), construido bajo Norma ASAE EP542, con principio de medición de profundidad por ultrasonido. Los valores de índice de cono (IC) es decir la resistencia promedio de 15 cm, fueron agrupados en rangos de profundidad de 15 cm y se registraron hasta los 45 cm de profundidad. Se efectuaron 15 repeticiones por cada rango de profundidad y por cada tratamiento y subtratamiento.

Se determinó la humedad edáfica gravimétrica (H°) en tres estratos (0 a 10 cm, 10 a 20 cm y 20 a 30 cm). La humedad gravimétrica se determinó por diferencia de peso de muestras de suelo húmedo y seco. El secado se realizó en estufa a 105°C durante 24 h (hasta peso constante). Se realizaron 3 repeticiones para cada tratamiento, subtratamiento y profundidad.

Se realizó un análisis ANOVA para determinar el efecto de efecto de los tratamientos de descompactación sobre la humedad gravimétrica y la resistencia a la penetración. Las medias entre tratamientos y subtratamientos se compararon con el test LSD Fisher con un nivel de significancia de 5 %.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luego de realizar los tratamientos de tránsito se determinó la profundidad de huella. Se observa en la Tabla 1 que el mayor porcentaje de la deformación del suelo ocurre en la primera pasada (60 %) y en las primeras tres pasadas ya se da el 75 % de la deformación total (si el tratamiento de mayor tránsito representa el 100 % de la deformación producida).

La importante humedad del suelo en el momento del tránsito aumenta la deformabilidad del mismo.
Draghi et al. (2015) plantean que es notorio que el tráfico sobre suelo labrado provoca 83 % del hundimiento final en la primera pasada. El tráfico posterior y hasta las diez pasadas provoca sólo 17 % del hundimiento restante. En el presente ensayo se realizó el tránsito sobre suelo firme, mientras que Draghi et al. (2015) realizaron las determinaciones en suelos labrados y de allí provienen las diferencias encontradas en los porcentajes de deformación acumulada en las distintas pasadas.
Bellora et al. (2023) en un suelo similar al del presente ensayo, encontraron que el hundimiento vertical producido por el tránsito fue proporcional al número de pasadas e inversamente proporcional a la humedad del suelo en el momento del tráfico (suelo húmedo 34 % mientras que suelo seco 24 %).

Tabla 1. Profundidad de huella (cm) para los distintos tratamientos de tránsito.

Tratamiento	Profundidad de huella (cm)
1 pasada	3,83a
3 pasadas	4,90b
10 pasadas	6,40c

Medias con una letra común no son significativamente diferentes. LSD Fisher (p > 0,05).

En noviembre de 2024, luego de quemar con glifosato el cultivo de cobertura se realizó la primera medición obteniendo los siguientes resultados de humedad y resistencia a la penetración en los distintos tratamientos de descompactación (mecánica y/o biológica). (Tabla 2 y Tabla 3).

Tabla 2. Humedad (%) en los distintos tratamientos (SCCD: sin cobertura con descompactación; SCSD: sin cobertura sin descompactación; CCCD: con cobertura con descompactación; CCSD: con cobertura sin descompactación) de acuerdo al método de descompactación en los distintos rangos de profundidades.

	Profundidad		
	0-10cm	10-20cm	20-30cm
SCSD	27a	28b	31b
CCSD	26a	24a	21a
SCCD	22a	27b	31b
CCCD	31a	22a	21a

Medias con una letra común en la misma columna no son significativamente diferentes. LSD Fisher (p > 0,05).

En la Tabla 2 se observan diferencias significativas en los dos estratos inferiores teniendo menos humedad aquellos subtratamientos que tuvieron cultivo de cobertura. Esto podría deberse al consumo de agua por parte del cultivo. Es citado por otros autores el consumo de la humedad del suelo por parte de los cultivos de cobertura durante el invierno (Alvarez et al., 2017, Wang et al., 2021).
Los cultivos de cobertura consumen agua y reducen su disponibilidad en el suelo para los cultivos posteriores (Unger y Vigil, 1998, Blanco-Canqui et al., 2015). También se observa, en la misma tabla que no hubo diferencias en la humedad del suelo entre los tratamientos con y sin descompactación mecánica por lo que las diferencias de resistencia a la penetración que se encuentren entre ambos tratamientos no se deberán a una diferencia en la humedad del suelo.
Se observa en la Tabla 3 que los tratamientos con cultivo de cobertura tuvieron mayor resistencia a la penetración en todo el perfil que los que no tuvieron. Esta mayor resistencia puede ser debida al consumo de agua por parte del cultivo, generando menor humedad en el perfil y en consecuencia mayor resistencia. Las raíces del cultivo de cobertura solo explorarían los primeros 10 a 20 cm del perfil. No obstante, se observan mayores

resistencias hasta los 45 cm. Si bien la presencia de raíces por debajo de los 20 cm es poco probable la textura fina del suelo estaría facilitando los procesos de ascenso capilar que reducirían la humedad de los estratos inferiores en la medida que el cultivo de cobertura va absorbiendo agua en el estrato superior. Se cuantificó una menor humedad en los tratamientos con cultivo de cobertura en el rango 10 a 30 cm (ver Tabla 2).

Tabla 3. Resistencia a la penetración (kPa) en los distintos tratamientos (SCCD: sin cobertura con descompactación; SCSD: sin cobertura sin descompactación; CCCD: con cobertura con descompactación; CCSD: con cobertura sin descompactación) de acuerdo al método de descompactación en los distintos rangos de profundidades.

	Profundidad		
	0-15cm	15-30cm	30-45cm
SCSD	669b	751a	827a
CCSD	838c	1734b	2184b
SCCD	339a	499a	920a
CCCD	713bc	1719b	2377b

Medias con una letra común en la misma columna no son significativamente diferentes. LSD Fisher ($p > 0,05$).

En los primeros 15 cm el método de descompactación con menor IC fue Sin cobertura con descompactación mecánica (SCCD). Es decir que en el corto plazo la descompactación mecánica disminuye el IC, y el Cultivo de cobertura no tiene efecto positivo en cuanto a la reducción del IC. El método con peor resultado en este corto plazo fue CCSD, que no fue diferente significativamente a CCCD. Es decir que en el corto plazo el CC aumentó la RP de los primeros 15 cm, lo cual puede deberse a la menor humedad en estos tratamientos.

En los dos estratos inferiores (15-30 cm y 30-45 cm) se observa una tendencia similar en la cual los tratamientos con cultivo de cobertura presentan mayores valores de resistencia a la penetración que los tratamientos sin cultivo de cobertura independientemente del tratamiento de descompactación mecánica recibida. En estos estratos inferiores la presencia de raíces del cultivo de cobertura sería menor y las diferencias en resistencia mecánica del suelo se deberían a diferencias de humedad en el mismo. Estas diferencias de humedad se deberían al consumo de agua por parte del cultivo de cobertura en el estrato superior y al ascenso capilar experimentado en los estratos inferiores por la demanda de agua en el estrato superior. En climas áridos se cita el consumo de la limitada humedad del suelo por parte de los cultivos de cobertura durante el invierno (Alvarez et al., 2017, Wang et al., 2021). Si bien la localización del ensayo se da en un lugar húmedo las precipitaciones durante el ensayo fueron escasas asemejándolas a las de un clima árido.

Los cultivos de cobertura transpiran agua para su establecimiento y crecimiento, reduciendo así el contenido de agua del suelo para los cultivos posteriores (Unger y Vigil, 1998, Blanco-Canqui et al., 2015).

En coincidencia con Wang et al. (2021) que mencionan una reducción en la eficiencia en el almacenamiento de precipitaciones durante el periodo de barbecho del cultivo de cobertura (PSE) se evidencia en el ensayo menores valores de humedad en el suelo en los tratamientos con cultivo de cobertura. También encuentran que para todas las especies y mezclas de cultivos de cobertura el almacenamiento de agua en el suelo al momento de la siembra del cultivo siguiente fue más bajo, con una disminución general de 13,2 % para el cultivo de cobertura en comparación a la ausencia de dicho cultivo.

En la Tabla 3 se observan valores de resistencia a la penetración en los dos estratos inferiores que superan los 1500 kPa citados por Threadgill (1982) como limitantes del crecimiento radical en los tratamientos con cultivo de cobertura. El cultivo de cobertura influiría negativamente por el consumo de agua del suelo y por el consiguiente incremento en la resistencia mecánica del mismo.

Es aconsejable, por lo tanto, para terminar de evaluar el efecto individual y combinado de la descompactación mecánica y biológica, medir la resistencia a la penetración 24 horas después de un evento de lluvia de manera de homogeneizar la condición hídrica de los

distintos tratamientos o también realizando la medición un prolongado tiempo después de secado el cultivo de cobertura.
En las Tabla 4 y Tabla 5 se observan la resistencia a la penetración y humedad de los subtratamientos de descompactación en la misma medición (abril).

Tabla 4. Resistencia a la penetración (kPa) en los distintos tratamientos (SCCD: sin cobertura con descompactación; SCSD: sin cobertura sin descompactación; CCCD: con cobertura con descompactación; CCSD: con cobertura sin descompactación) de acuerdo al método de descompactación en los distintos rangos de profundidades.

	Profundidad		
	0-15cm	15-30cm	30-45cm
SCSD	815c	1010b	1083a
CCSD	683b	1085c	1341b
SCCD	650b	828a	1109a
CCCD	557a	836a	1119a

Medias con una letra común en la misma columna no son significativamente diferentes Test: LSD Fisher (p > 0,05).

Tabla 5. Humedad (%) en los distintos tratamientos (SCCD: sin cobertura con descompactación; SCSD: sin cobertura sin descompactación; CCCD: con cobertura con descompactación; CCSD: con cobertura sin descompactación) de acuerdo al método de descompactación en los distintos rangos de profundidades.

	Profundidad		
	0-10cm	10-20cm	20-30cm
SCSD	30a	31a	33a
CCSD	30a	30a	32a
SCCD	33a	31a	28a
CCCD	33a	30a	30a

Medias con una letra común en la misma columna no son significativamente diferentes Test: LSD Fisher (p > 0,05).

En la Tabla 4 se observa en el estrato superior que los menores valores de impedancia mecánica del suelo se registraron en el subtratamiento que incluía descompactación mecánica y cultivo de cobertura. En orden creciente de resistencia lo siguió el subtratamiento con descompactación y sin cultivo de cobertura (SCCD), que no tuvo diferencias estadísticas significativas con el subtratamiento con cultivo y sin descompactación (CCSD). El subtratamiento sin ningún tipo de descompactación (mecánica o biológica) fue el que tuvo la mayor impedancia en el estrato superior (SCSD). Puede verse en la Tabla 5 que las diferencias de resistencia no se debieron a diferencias de humedad del suelo.
Se observa que aún, luego de un año de realizada la descompactación mecánica se evidencia la persistencia de la misma en los dos estratos superiores, que serían las profundidades alcanzadas con la labor. Esto coincide con lo encontrado por Botta et al. (2010), Terminiello et al. (2007) y Vepraskas et al. (1995). En función de lo observado en la primera columna de la Tabla 4 se aprecia que la mayor reducción en la impedancia mecánica del suelo se da combinando ambas técnicas (labor mecánica y cultivo de cobertura). De utilizar una sola de ambas opciones se observa que el efecto de una u otra en el estrato superior es el mismo, es decir, el aflojamiento de los primeros 15 cm logrado con el descompactador (SCCD) es similar al obtenido con el cultivo de cobertura (CCSD). No obstante, en el siguiente estrato (15-30 cm) se observa como el tratamiento con descompactador tiene valores inferiores a los sin descompactador, dado que este implemento se trabajó a una profundidad de 30 cm y seguramente el sistema radicular del cultivo de cobertura mayoritariamente se desarrolló en los primeros 15-20cm. En el tercer estrato (30-45 cm) no se esperarían diferencias entre subtratamientos ya que ni el

descompactador ni las raíces del cultivo de cobertura llegarían a este estrato. Es posible que el consumo de agua del cultivo de cobertura por capilaridad de ese estrato haya influido en dichas diferencias.

CONCLUSIONES

La utilización de cultivos de cobertura reduce la humedad del suelo y en consecuencia incrementa la resistencia mecánica mientras el cultivo de cobertura está vivo.

El uso de cultivos de cobertura acompañando a la descompactación mecánica mejora el efecto de reducción en la resistencia mecánica del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Alakukku, L. (1996). Persistence of soil compaction due to high axle load traffic. I Short- term effects on the properties of clay and organic soil. Soil and Tillage Research, 37, 211-222. https://doi.org/10.1016/0167-1987(96)01017-3

Alvarez, R., Steinbach, H. S. y De Paepe, J. L. (2017). Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: a meta-analysis. Soil Tillage Res. 170, 53–65. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005.

Balbuena, H. R., Aragón, A., Mc Donagh, P., Claverie, J. y Terminiello, A. (1998). Effect of three different tillage systems on penetration resistance and bulk density. In: Proceedings of IV CADIR (Argentine Congress on Agricultural Engineering). 1: 197–202.

Bellora, G., Lozano, L., Soracco, G., Guilino, F., Polich, N., Salazar, M. P., Villarreal y R., Palancar, T. (2023) "Tránsito repetido sobre la misma huella: efecto en las propiedades físicas de un Argiudol típico" Revista Ciencia del Suelo. Recibido: 26-08-22 Recibido con revisiones: 02-06-23 Aceptado: 05-06-23. 41 (1): 1-10. ISSN 0326-3169 (versión impresa) ISSN 1850-2067 Versión electrónica.

Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A. y Hergert, G. W., (2015). Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils. Agron. J. 107, 2449–2474. https://doi.org/10.2134/agronj15.0086

Botta, G. F., Tolon-Becerra, A., Lastra-Bravo, X. y Tourn, M. (2010). Tillage and traffic effects (planters and tractors) on soil compaction and soybean (Glycine max L.) yields in Argentinean pampas. Soil and Tillage Research 110: 167–174.

Calonego, J. C. y Rosolem, C. A. (2008). Soil aggregate stability after management with crop rotation and chiseling. Rev. Bras. Cienc. Solo 32, 1399–1407, http://dx.doi. org/10.1590/S0100-06832008000400004 (in Portuguese, with English abstract).

Draghi, L., Jorajuría-Collazo, D., Sarena, D., Bailleres, M., Melani, E., Castillo, J. M., Cerisola, C. y Palancar, T. (2015). Impacto del tránsito de dos sistemas de siembra. Montevideo Uruguay. Agrociencia. 19(2).

Håkansson, I. y Lipiec, J. (2000). A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. Soil & Tillage Research, 53(2), 71-85. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00095-1

Terminiello, A., Hilbert, J., Claviere, J., Palancar, T., Draghi, L., Balbuena, R. y Jorajuria, D. (2007). Persistencia del efecto del escarificado en un suelo argiudol típico bajo siembra directa. CADIR, Córdoba, Argentina.

Threadgill, E. D. (1982). Residual tillage effects as determined by cone index. Transaction of the ASAE, 25(4), 859-863. https://doi.org/ 10.13031/2013.33627

Unger, P. W. y Vigil, M. F. (1998). Cover crop effects on soil water relationships. J. Soil Water Conserv. 53, 200–207 https://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1998) 124:1(59).

Vepraskas, M. J., Busscher, W. J. y Edwards, J. H. (1995). Residual effects of deep tillage vs, no-tillage corn root growth and grain yield. Journal of Production Agriculture 8(3): 401-405.

Wang, J., Zhang, S., Sainju, U. M., Ghimire, R. y Zhao, F. (2021). A meta-analysis on cover crop impact on soil water storage, succeeding crop yield, and water-use efficiency. Agric. Water Manag. 256. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107085.

MITIGACIÓN DE LA SODICIDAD INDUCIDA POR EFLUENTES PORCINOS MEDIANTE SULFATO DE CALCIO: INDICADORES EDÁFICOS

Pegoraro, V. R.[1]*, Aimetta, M. B.[1], Lorenzon, C.[1], Ortiz, J.[1], Baigorria, T.[1], Gudelj, O.[1], Vélez, G.[1], Santi. J.[3], Giordano, D.[3], Gentiletti, V.[2]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Marcos Juárez; [2] Asesor Privado; [3] Establecimiento porcino INNOPOR S.A. * Ruta Provincial N° 13, km 3, (2580), Prov. de Córdoba, pegoraro.vanesa@inta.gob.ar , vanesapegoraro@gmail.com

RESUMEN: En el sur y sudeste de Córdoba (Argentina), los efluentes porcinos utilizados con fines agronómicos presentan elevados contenidos de sales, asociados al uso de agua para el lavado de instalaciones. Esto puede incrementar la salinidad y sodicidad de los suelos y afectar su calidad. El objetivo de este estudio fue evaluar el uso de sulfato de calcio (yeso agrícola) para mitigar estos efectos sobre indicadores de calidad del suelo. Se compararon cuatro tratamientos en pre-siembra de maíz: testigo (T, urea), efluente porcino (EP), EP + 240 kg ha^{-1} de yeso (EP+Y1) y EP + 2000 kg ha^{-1} de yeso (EP+Y2). La dosis promedio de efluente fue de 12–15 mm ha^{-1} $año^{-1}$. Se realizaron muestreos de suelo a distintas profundidades para evaluar indicadores edáficos. La aplicación de efluente porcino incrementó las concentraciones de sodio (Na) y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en comparación con T. La incorporación de yeso redujo significativamente el PSI respecto de EP, con valores decrecientes de 7,92% (EP) a 6,33% (EP+Y1) y 5,77% (EP+Y2), mientras que el T presentó 1,61%. EP+Y2 aumentó el contenido de azufre del suelo por aporte del yeso. T mostró mayores contenidos de Mg, K y CIC en relación con los tratamientos con EP y yeso ($p<0,05$). La enzima β-glucosidasa y la estabilidad de agregados mejoró con la aplicación de efluente y yeso respecto a T. Los resultados confirman la eficacia de las enmiendas cálcicas para remediar la sodicidad mediante el reemplazo de Na por Ca en el complejo de intercambio. La disminución de K y Mg se atribuiría a desplazamientos iónicos y posible lixiviación, mientras que la aparente reducción de la CIC podría relacionarse con la ocupación de sitios de intercambio por Na, subestimando su valor real. Finalmente, se destaca la mejora en la calidad física y biológica del suelo.

PALABRAS CLAVE: yeso agrícola, sodio, estabilidad de agregados.

INTRODUCCIÓN

Existe una creciente preocupación por los impactos ambientales asociados a la producción ganadera intensiva y concentrada, como es el caso de la producción porcina (Antezana et al., 2016) donde los principales productores son China, la Unión Europea y Estados Unidos. En Argentina, el confinamiento de la producción porcina se ha comenzado a incrementar en los últimos años, donde solo el 10% de las unidades productivas (UPs) (establecimientos) según el número de cerdas tiene más de 50 cerdas, y un 0,15% más de 500 cerdas (Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2024).

Estos sistemas en confinamiento producen grandes volúmenes de efluentes que contienen cantidades significativas de nutrientes con valor fertilizante (Penha et al., 2015), y materia orgánica que puede ser utilizada para el mantenimiento de la fertilidad del suelo (Ferreira et al., 2021). Sin embargo, los efectos positivos o negativos de la aplicación de los efluentes al suelo pueden depender de varias condiciones, como las características composicionales del efluente (Villamar et al., 2013), la dosis y formas de aplicación (Iguácel et al., 2011; Fernández

Ladrada et al., 2023) o de las condiciones ambientales durante y post aplicación (Webb et al., 2014).

En el sur y sudeste de Córdoba (Argentina) los efluentes porcinos utilizados con fines agronómicos se caracterizan por presentar alto contenido de sales, debido al agua utilizada para el lavado de las instalaciones, más las sales suministradas a las dietas de los animales. En efecto los suelos agrícolas que reciben efluentes, en el mediano plazo pueden comenzar a elevar los contenidos de sales y sodio, con posibles consecuencias en la calidad edáfica. Por tal motivo, el objetivo principal de este estudio fue evaluar el uso de sulfato de calcio (yeso agrícola) como enmienda química para remediar el efecto sobre la salinidad y sodicidad, y como objetivo secundario evaluar el impacto sobre indicadores microbiológicos y físicos de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en un establecimiento porcino ubicado en la localidad de Monte Buey, Córdoba (Argentina) (32°55'56,46''S - 62°32'03,03''O). Ubicado sobre un suelo Argiudol típico, serie Monte Buey Clase II. Es un suelo oscuro y bien drenado de lomas casi planas y cauces o vías de desagüe poco manifiestos en el sector sudeste del área. Además, se encuentra vinculado a sectores ligeramente deprimidos, donde aparece con otros suelos ligera a fuertemente alcalinos. Desarrollado sobre un sedimento loéssico de textura franco-limosa, estructura en bloques, granular y de color pardo oscuro a pardo grisáceo muy oscuro. La temperatura media anual es de 16,6°C y las precipitaciones medias anuales son de 779 mm (INTA, 1978).

Se utilizó un diseño en bloques completos, aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos evaluados fueron: testigo (300 kg ha^{-1} UREA), efluente porcino (EP), EP + 240 kg ha^{-1} yeso (EP+Y1), y EP + 2000 kg ha^{-1} yeso (EP+Y2). Cada unidad experimental estuvo compuesta por una parcela de 1 ha de superficie. Las aplicaciones de EP presentaban una antigüedad de cuatro años y se realizaban superficialmente con pivote central previo a la siembra de los cultivos, a una dosis según requerimiento de nitrógeno. Las dosis de yeso se calcularon según el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) del suelo, para disminuir del 9 al 5%, en 5 años (240 kg ha^{-1}), y para disminuir del 9 al 1% en 1 año (2000 kg ha^{-1}). Los tratamientos se evaluaron sobre un cultivo de maíz durante la campaña 2024-2025. Los controles químicos de malezas e insectos se realizaron según las necesidades del productor. A la cosecha del cultivo de maíz, en mayo de 2025, se realizó el muestreo de suelo recolectando muestras en distintas profundidades (0-10, 0-20, 20-40 y 40-60 cm) con barreno de 2,5 cm de diámetro. Las muestras fueron tamizadas en húmedo a 2 mm y se conservaron según las determinaciones. Una fracción se secó a temperatura ambiente para las determinaciones químicas, y otra fracción se conservó a 4ºC para determinar actividad microbiana. A su vez, se extrajeron tres muestras al azar no disturbadas de 0-10 cm de profundidad por cada unidad experimental, en condiciones de humedad cercanas a capacidad de campo para determinar estabilidad de agregados (EA). Se realizaron las siguientes determinaciones: Químicas: carbono orgánico del suelo (COS) (Walkley-Black) (IRAM-SAGyP 29571-2 2011); nitrógeno orgánico del suelo (NOS) por micro destilación (IRAM-SAGPyA 29572 -1 2011); pH y conductividad eléctrica (CE) fueron medidas en una suspensión de 1:2,5 suelo:agua (Rhoades 1996; IRAM 29410 1999), nitratos (Bremmer, 1965), azufre (IRAM-SAGyP 29575 2023), y calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na) (IRAM-SAGyP 29577-1:2022), capacidad de intercambio catiónico (CIC) (IRAM-SAGyP 29577-2 2022), y se calculó el porcentaje de sodio intercambiable (PSI%). Biológicas: se analizaron actividades enzimáticas del ciclo de C la β-glucosidasa (BG) (Tabatabai, 1982); del ciclo de del ciclo de P la fosfatasa ácida (FA) (Tabatabai , Bremner, 1969) y actividad enzimática global por hidrolisis de fluoresceína diacetato (Adam , Ducan, 2001). Además, respiración microbiana (RM) se estimó mediante incubación durante 7 días (Alef, 1995), C de la biomasa microbiana (CBM) por fumigación-incubación durante 7 días (Jenkinson , Powlson, 1976), coeficiente metabólico (qCO_2) (RM/CBM) (Anderson , Domsch, 1993) y glomalinas fácilmente extraíbles (Wright et al., 1996). Físicas: la estabilidad de agregados fue estimada por el cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) de los agregados según De Leenheer , De Boodt (1958). El análisis

estadístico se realizó mediante modelos lineales mixtos, y la comparación de medias se efectuó mediante la prueba LSD con un nivel de significancia de p< 0,05, utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se observó que las aplicaciones de efluente porcino incrementaron las concentraciones de sodio (Na) y PSI, en comparación con el testigo (urea). La aplicación de sulfato de calcio en suelos que presentaban aplicaciones prolongadas de efluentes (EP+Y1, EP+Ý2) evidenció una disminución del PSI respecto al tratamiento sin enmienda química (EP), reduciendo los valores de 7,92% a 6,33% y 5,77%, respectivamente. El T presentó un PSI de 1,61%. Adicionalmente, EP+Y2 produjo un aumento en la concentración de azufre en el suelo, atribuible a la mayor dosis de sulfato de calcio. A su vez, T presentó mayor contenido de Mg, K y CIC, en relación con los demás tratamientos con efluentes y enmienda química (p<0,05) (Tabla 1).

Tabla 1. Indicadores químicos de suelo (0-20 cm). Valores seguidos por letras iguales dentro de cada variable no difieren significativamente (Fisher, p > 0,05).

Variables	Unidades	T		EP		EP+Y1		EP+Y2	
Conductividad eléctrica (CE)	dS/m	0,12	a	0,09	a	0,09	a	0,11	a
pH		6,63	a	6,73	a	6,83	a	6,7	a
Na	meq/100g	0,25	a	1,14	c	0,92	b	0,81	b
K	meq/100g	3,58	b	2,47	a	2,31	a	2,36	a
Ca	meq/100g	9,56	a	10,51	a	9,63	a	10,13	a
Mg	meq/100g	3	b	2,64	a	2,54	a	2,49	a
Capacidad de intercambio catiónico (CIC)		15,52	b	14,36	a	14,48	a	13,98	a
Porcentaje de sodio intercambiable (PSI)	%	1,61	a	7,92	c	6,33	b	5,77	b
Carbono orgánico	g/kg	15,37	a	15,55	a	15,84	a	14,91	a
Nitrógeno total	g/kg	10,2	a	10,8	a	10,6	a	10,6	a
Nitratos ($N0_3^-$)	mg/kg	13,33	a	18	a	16,67	a	19	a
$S\text{-}SO_4^{-2}$	mg/kg	9,13	a	8,53	a	11,63	a	20,6	b

En cuanto a las variables microbiológicas solo se evidenciaron cambios significativos en la enzima β-glucosidasa (p<0,05), presentando un comportamiento similar a la estabilidad de agregados la cual mejoró significativamente con la aplicación de efluente y sulfato de calcio, en relación con la situación T (Tabla 2, Figura 1). Los demás indicadores no evidenciaron cambios significativos (p>0,05).

Tabla 2. Indicadores microbiológicos de suelo (0-10 cm). Valores seguidos por letras iguales dentro de cada variable no difieren significativamente (Fisher, p > 0,05).

Variables	Unidades	T		EP		EP+Y1		EP+Y2	
FDA	ugFDA/g suelo/h	38,68	a	38,61	a	44,86	a	31,78	a
FAc	ugPNF/g suelo	599,85	a	530,93	a	542,6	a	516,4	a
BG	ugPNG/g suelo	134,32	a	184,18	ab	203,22	b	219,69	b
RM	mg/100g suelo	9,2	a	12,28	a	14,27	a	9,24	a
CBM	mgC/100g suelo	13,6	a	14,04	a	24,12	a	17,98	a
qCO_2		0,63	a	1,27	a	0,8	a	0,5	a
Glomalinas	ug prot/gr suelo	262,25	a	253,95	a	238,73	a	244,26	a

FDA: Enzima de la fluoresceina diacetato, FAc: Enzima fosfatasa ácida, BG: Enzima β-glucosidasa, RM: Respiración microbiana, CBM: Carbono de la biomasa microbiana, qCO2: Coeficiente metabólico.

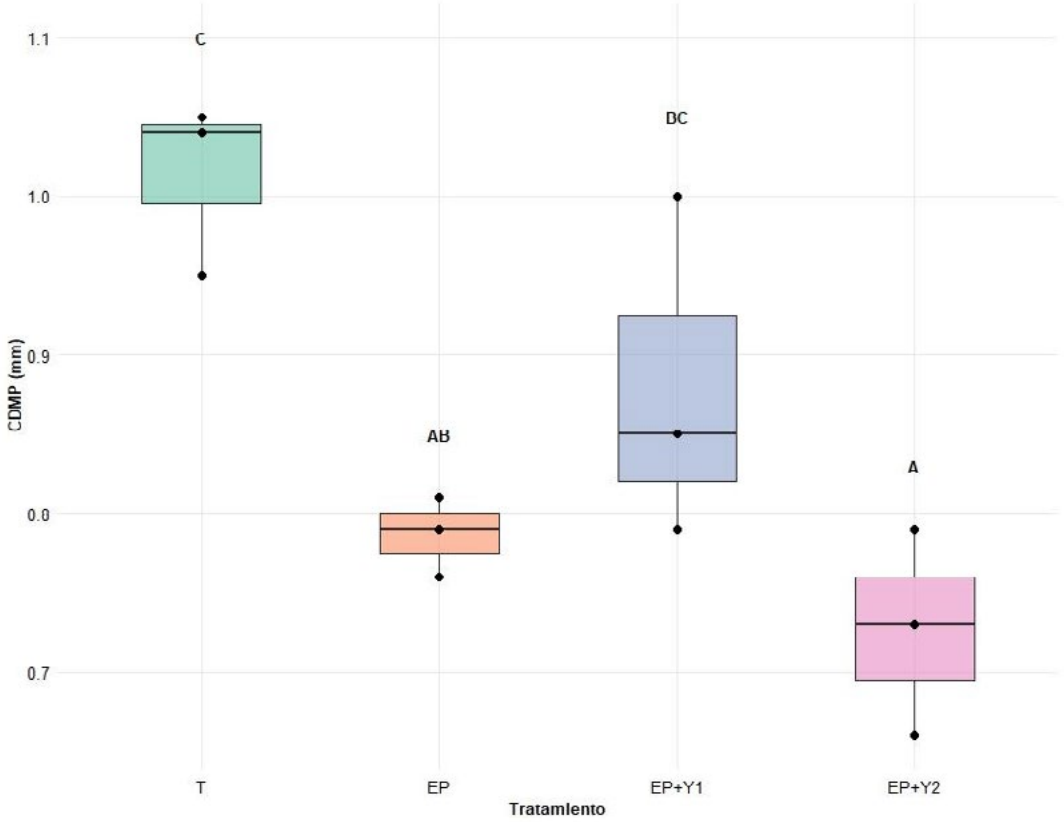


Figura 1. Estabilidad de agregados de suelo (CDMP- cambio en el diámetro medio ponderado). Valores seguidos por letras iguales no difieren significativamente (Fisher, p > 0,05).

Estos resultados confirman la eficacia de las enmiendas cálcicas en la remediación de la sodicidad, mediante el reemplazo de Na por Ca en los sitios de intercambio del complejo coloidal. La disminución de Ca y Mg podría atribuirse a su desplazamiento por Na y Ca, lo que reduciría su retención en el complejo de intercambio y aumentaría su susceptibilidad a pérdidas por lixiviación. Finalmente, la aparente disminución de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) podría estar relacionada con la presencia de Na ocupando sitios de intercambio, lo cual podría subestimar el valor real de la CIC al momento de la medición.

CONCLUSIONES

Las enmiendas cálcicas son efectivas para la remediación de la sodicidad. Mientras que, la disminución de Ca y Mg podría atribuirse a su desplazamiento, reduciendo su retención en el complejo de intercambio. La aparente disminución de la CIC podría estar relacionada con la presencia de Na ocupando sitios de intercambio, lo cual podría subestimar el valor real de la CIC al momento de la medición. Finalmente, destacar que, si bien las aplicaciones de efluente incrementan el Na y PSI en el suelo, en relación con fertilizantes minerales, también se lograron mejoras en la estabilidad de la estructura y actividad biológica, posiblemente por los aportes de materia orgánica directa por las aplicaciones e indirectamente por mayor producción vegetal aérea y radicular.

BIBLIOGRAFÍA

Adam, G. and Duncan, H. (2001). Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. Soil Biol Biochem 33(7-8): 943-951.

Anderson, T. H. y Domsch, K. H. (1993). The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 25(3), 393–395. https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7.

Alef, K. (1995). Soil respiration. In: Alef, K. and Nanninpieri P. (ed.). Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press. Harcourt Brace and Company publishers, London U.K. pp 214-219.

Antezana, W., De Blas, C., García-Rebollar, P., Rodríguez, C., Beccaccia, A., Ferrer, P., Estellés, F., Cambra-López, M. y Calvet, S. (2016). Composition, potential emissions and agricultural value of pig slurry from Spanish commercial farms. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 104(2), 159-173.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. (2020). InfoStat versión 2020. In Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba (No. 2017).

Fernández-Labrada, M., López-Mosquera, M. E., García, L., Barrio, J. C. y López-Fabal, A. (2023). Hazards of swine slurry: Heavy metals, bacteriology, and overdosing—Physicochemical models to predict the nutrient value. Animal Science Journal, 94(1), e13849.

Ferreira, G. W., Benedet, L., Trapp, T., Paula Lima, A., Muller Junior, V., Loss, A., Rogério Lourenzi, C. y José Comin, J. (2021). Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture, 10:1–17.

Iguácel, F., Yagüe, M. R., Betrán, J. y Orús, F. (2011) Ensayos de Fertilización con Purín Porcino en Cereales de Invierno de Secano, Dirección General de Desarrollo Rural, Centro de Transferencia Agroalimentaria, Gobierno de Aragón. Informe Técnico 226:15

INTA. (1978). Carta de suelo 3363-16. Justiniano Posse. Carta de Suelos de la República Argentina, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

IRAM 29410. (1999). Determinación del pH. In IRAM.

IRAM-SAGPyA 29572-1. (2011). Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado. Parte 1 - Escala semi-micro.

IRAM-SAGyP 29571-2. (2011). Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 2 - Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte, escala semi-micro. In IRAM.

IRAM-SAGyP 29577-1. (2022). Determinación de cationes básicos intercambiables y capacidad de intercambio catiónico. In IRAM.

IRAM-SAGyP 29577-2. (2022). Determinación de capacidad de intercambio catiónico. In IRAM.

IRAM SAGyP 29575. (2023). Determinación de azufre inorgánico (S-sulfato) extraíble de suelos de uso agropecuario. In IRAM.

Jenkinson, D. y Powlson, D. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V: A methods for measuring soil biomass. Soil Biology and Biochemistry, 8(3), 209–213. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90005-5

Leenheer, L. y de Boodt, M. (1958). Determination stability by the change in mean weight diameter. In *Proc. Int. Syn. Soil structure. Ghent*.

Penha, H. G. V., Menezes, J. F. S., Silva, C. A., Lopes, G., De Andrade Carvalho, C., Ramos, S. J. y Guilherme, L. R. G. (2015). Nutrient accumulation and availability and crop yields following long-term application of pig slurry in a Brazilian Cerrado soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 101(2): 259–269.

Rhoades, J. D. (1996). Electrical conductivity and total dissolved solids. In D. Sparks, A. Page, P. Helmke, R. Loeppert, P. Soltanpour, M. Tabatabai, C. Johnston and M. Summer (Eds.),

In Methods of Soil Analysis: Chemical Methods. Part 3. (pp. 417–435). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy
Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca. (2024). Anuario Porcino 2024. Ministerio de Economía. Republica Argentina. 44 p.
Tabatabai, M. A. (1982). B-glucosidase. En: K Alef , P Nannipieri (1995). Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Vol. 1. 1ra edn Pp. 364-365. Academic Press Inc. London. 860 pp.
Tabatabai, M. A. y Bremner, J. M. (1969). Phosphatase activity. In: K Alef and P Nannipieri. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Vol. 1. 1ra edn Pp. 335-344. Academic Press Inc. London. 860 pp.
Villamar, C. A., Rodríguez, D. C., López, D., Peñuela, G. y Vidal, G. (2013). Effect of the generation and physical–chemical characterization of swine and dairy cattle slurries on treatment technologies. Waste Manage Res 31(8):820–828.
Webb, J., Broomfield, M., Jones, S. y Donovan, B. (2014). Ammonia and odour emissions from UK pig farms and nitrogen leaching from outdoor pig production. Sci Total Environ 470:865–875.
Wright, S. F. y Upadhyaya, A. (1999). Quantification of arbuscular mycorrhizal fungi activity by the glomalin concentration on hyphal traps. Mycorrhiza 8(5): 283–285.

COMPARACIÓN DE METODOLOGÍA DE TEXTURA DEL SUELO

Pellegrini, A. E.[1*], Machetti, N. E.[1], Frías Calvo, A.[1], Ursino, M.[1], Gelati, P. R.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales – UNLP. * Av. 60 y 119, (1190) La Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina; aepellegrini@hotmail.com

RESUMEN: La textura del suelo, definida por la proporción relativa de arena, limo y arcilla, constituye un parámetro esencial para comprender sus propiedades físicas y es usada para la clasificación taxonómica. Entre las metodologías disponibles, el método de pipeta de Robinson es reconocido por su precisión, mientras que el hidrómetro de Bouyoucos se emplea ampliamente por su rapidez y aplicabilidad en análisis rutinarios. En Argentina, la norma IRAM/SAGyP 28581:2022 introduce una variante que incorpora tamizado gravimétrico para la fracción arena. El objetivo de este estudio fue comparar los contenidos de arena, arcilla y limo con el método de Bouyoucos original y la norma IRAM/SAGyP:2022 así como la clase textural derivada de la textura. Se analizaron 18 muestras de suelo, obtenidas de submuestras de 0-20 cm de profundidad, sometidas a pretratamientos estandarizados con hidróxido de sodio 1 N y dispersión mecánica. Las lecturas con el hidrómetro se realizaron a los 40 segundos en el método Bouyoucos, y a las 2 horas en ambas técnicas. En la norma IRAM la determinación de arenas se efectuó por tamizado a 0,053 mm, la fracción limo se determinó por cálculo. El análisis estadístico (ANOVA y test de Tukey, α = 0,05) confirmó la ausencia de diferencias significativas en las fracciones. Los resultados evidenciaron una elevada correlación (R^2 = 0,99) en la fracción arena entre ambas metodologías, con valores levemente superiores en la norma IRAM cuando el contenido superó el 50 %. La fracción arcilla presentó valores idénticos en ambos métodos. La fracción limo presentó un R^2 =0,98. Con las texturas obtenidas mayoritariamente se arribó a la misma clase textural entre técnicas analizadas.

PALABRAS CLAVE: Bouyoucos, IRAM/SAGyP, Clase textural.

INTRODUCCIÓN

La textura se refiere específicamente a los porcentajes de arcilla, limo y arenas. Son varias las técnicas para determinar la textura del suelo, el método de pipeta de Robinson es considerado de referencia por su precisión, mide directamente la concentración de partículas en suspensión a diferentes tiempos de sedimentación. El método del hidrómetro o Bouyoucos mide la densidad de la suspensión de suelo en agua a distintos tiempos a través del hidrómetro, esta técnica ha sufrido numerosas modificaciones (Soto et al., 1978; método del hidrómetro modificado por Day, 1965 y ASTM, 1985 en SAMLA, 1996; Beretta et al., 2014; Martinez et al., 2015; norma IRAM/SAGyP 28581:2022). En las metodologías mencionadas la sedimentación de las partículas se basa en la ley de Stokes que determina que la velocidad de caída de las partículas depende de su diámetro. Existen otras metodologías como la microscopía óptica, microscopía electrónica de transmisión, microscopía electrónica de barrido, métodos de dispersión de luz, turbidimetría y centrífuga de rayos X (SSSA, 1986).

El método del hidrómetro o Bouyoucos es una metodología rápida que se diferencia de la metodología de la pipeta de Robinson por ser considerada menos exacta, precisa, menos laboriosa y adecuada para realizar como análisis de rutina (Gee y Or, 2002).

Las clases texturales de los diferentes horizontes del suelo es el resultado de la combinación del valor porcentual de arena, limo y arcilla. Las múltiples combinaciones de porcentaje de arena, limo y arcilla se agrupan en 12 clases texturales según criterio USDA

las que presentan un comportamiento específico y que se las utiliza para la clasificación de suelo.
El objetivo de este estudio fue comparar los contenidos de arena, limo y arcilla utilizando el método Bouyoucos original y norma IRAM/SAGyP 28581:2022 y sus clases texturales.
La comparación entre ambas metodologías permite identificar coincidencias y divergencias en la clasificación textural, aportando información valiosa sobre la confiabilidad de los métodos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron 18 muestras de suelo de diferentes distribuciones de tamaño de partículas minerales, para determinar su clase textural. Las muestras estaban compuestas de 5 submuestras de 0-20 cm de profundidad.
Se utilizaron dos métodos de determinación del contenido de arena, limo y arcilla: método de Bouyoucos original (Bouyoucos, 1936) y según norma IRAM/SAGyP 28581:2022.
Se partió de suelo seco y tamizado a 2 mm los pre tratamientos antes de las lectura fue pesar 50 g de suelo en un vaso de precipitados e incorporación agua e hidróxido de sodio 1 N, se dejó en reposo para luego someterlo a una dispersar mecánica con batidora. La mezcla se trasvasó a una probeta de 1000 ml y se enrazó con agua.
En la técnica de Bouyoucos original se agitó manualmente 30 veces y a los 30 segundos se incorporó el hidrómetro. La lectura fue a los 40 segundos, inmediatamente se extrajo el hidrómetro y se dejó la suspensión en reposo, a las 2 horas se realizó la segunda lectura. En la primera lectura se midió limo y arcilla, sacando por diferencia las arenas, en la segunda lectura se midió la concentración de arcilla en suspensión.
En la técnica IRAM si bien los pre tratamientos fueron los mismos, solo se realizó la lectura luego del agitado manual a las 2 horas. Posteriormente el contenido de la probeta se vertió en un tamiz de 0,053 mm de abertura, se lavó con agua para eliminar las arcillas y los limos con el fin de obtener el valor de las arenas por gravimetría.
Por lo tanto, a las arcillas se las determinó a igual hora de reposo, los limos se los calcularon por diferencia, mientras que las arenas fueron determinadas por cálculo o gravimétricamente.
Con los porcentajes de arena limo y arcilla se obtuvieron las clases texturales con el triángulo de textura de USDA.
Los resultados de las variables fueron evaluados estadísticamente conforme al diseño utilizado (ANOVA) y cuando se encontraron diferencias significativas las medias se compararon a través de comparaciones múltiples (Tukey, $p<0,05$) y el R^2 se calculó mediante análisis de regresión lineal, InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores obtenidos para la fracción arena se representan en la Figura 1. En la regresión lineal donde se representan las dos metodologías se observó R^2 elevado (R^2= 0,99), es decir que los valores de arena no se diferenciaron entre las metodologías utilizadas. Igual resultado encontraron Beretta et al. (2014) quienes compararon, entre otros parámetros, las arena por cálculo (masa inicial- de lectura a los 40 segundos) y por tamizado. Con la norma IRAM cuando se superó el 50 % se obtuvieron valores levemente más elevados.
Con las metodología analizadas, lectura a las 2 horas en reposo, los valores de arcilla fueron idénticas (Figura 2)

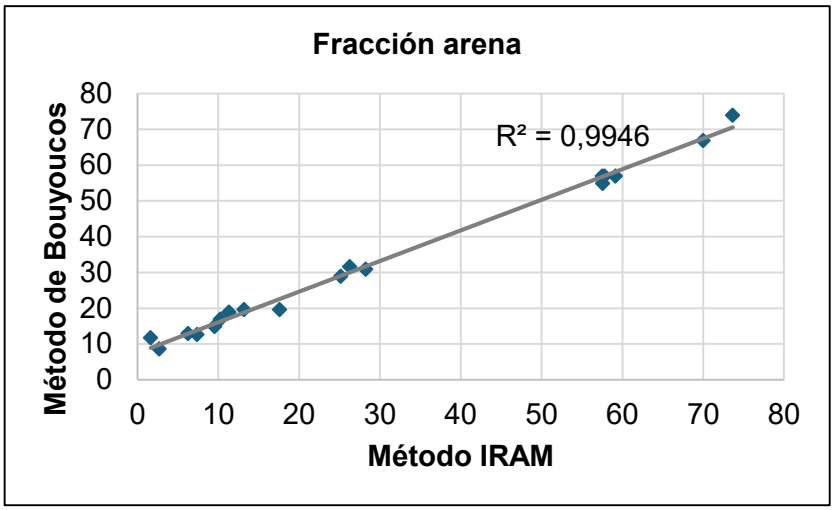


Figura 1. Porcentaje de la fracción arena por el método de Bouyoucos y según IRAM/SAGyP28581.

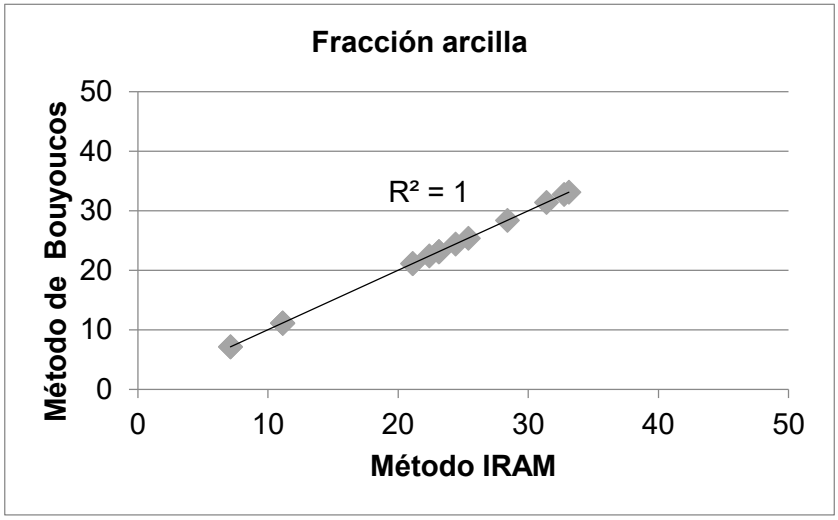


Figura 2. Porcentaje de la fracción arcilla por el método del Bouyoucos y según IRAM/SAGyP 28581.

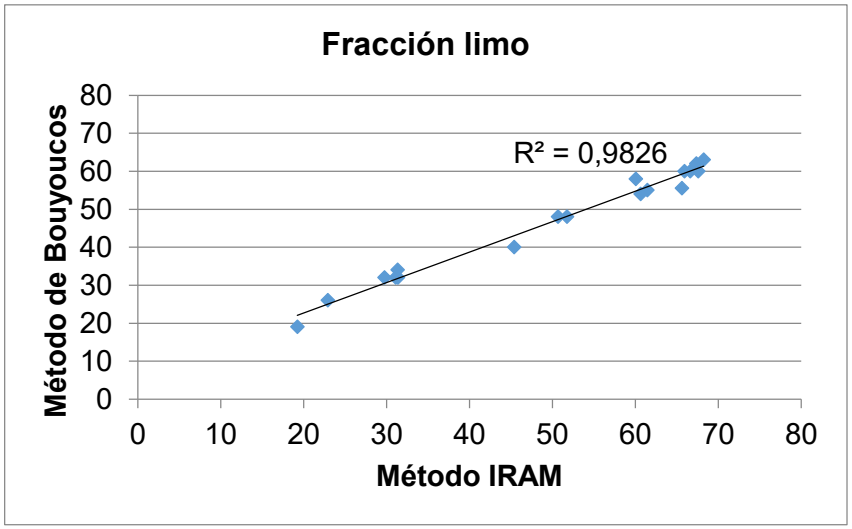


Figura 3. Porcentaje de la fracción limo por el método del Bouyoucos y según IRAM/SAGyP 28581.

Los valores de limo por cálculos en las dos metodologías no se diferenciaron, presentando una regresión elevada (Figura 3; R^2=0,98). Se apreció que si las muestras presentaron más de 40 % de limo, los resultados obtenidos mediante la norma IRAM fueron sutilmente superiores respecto a la metodología de Bouyoucos, aunque sin diferencia estadística, lo que originó el cambio textural de franca a franca limosa en dos muestras analizadas (Tabla 1). Esto se dio debido a que estaban al límite entre clases texturales, pasando de 48 % a 51,7 % y 50,8 %, considerando que el límite que separa las dos clases texturales es 50 % de limo.
En la tabla 1 se indican las clases texturales de las muestras analizadas, se observó que de 18 muestras solo 2 difirieron entre metodología de determinación de textura.

Tabla 1. Clase textural del suelo según los porcentajes de las fracciones de arena, limo y arcilla, según USDA, 2025.

Muestra	BOUYOUCOS	IRAM
1	Franco arcillo limosa	Franco arcillo limosa
2	Franco arcillo limosa	Franco arcillo limosa
3	Arcillosa	Arcillosa
4	Arcillosa	Arcillosa
5	Arcillosa	Arcillosa
6	Franco arcillosa	Franco arcillosa
7	Franco arenosa	Franco arenosa
8	Franco arenosa	Franco arenosa
9	Franco limosa	Franco limosa
10	Franco arcillo limosa	Franco arcillo limosa
11	Franco limosa	Franco limosa
12	Franco limosa	Franco limosa
13	Franca	Franco limosa
14	Franco arenosa	Franco arenosa
15	Franco arenosa	Franco arenosa
16	Franco arenosa	Franco arenosa
17	Franco arenosa	Franco arenosa
18	Franca	Franco limosa

CONCLUSIONES

Las fracciones de arena obtenidas por diferentes procedimientos presentaron valores similares. Cuando supera el 50 % arroja valores más elevados con la norma IRAM.
El limo determinado por cálculo presenta porcentajes similares.
El porcentaje de arcilla determinado con la metodología de Bouyoucos y norma IRAM/SAGyP 28581 son idénticos.
Las clases texturales según metodología analizada, no siempre son las mismas, aunque mayoritariamente coinciden.

BIBLIOGRAFÍA

Beretta, A. N., Silbermann, A. V., Paladino, L., Torres, D., Bassahun, D., Musselli, R., & García-Lamohte, A. (2014). Análisis de textura del suelo con hidrómetro: Modificaciones al método de Bouyoucus. *Ciencia e investigación agraria*, *41*(2), 263-271.

Bouyoucos, G. J. (1936). Directions for making mechanical analyses of soils by the hydrometer method. Soil Science 42(3): 225-230.

Di Rienzo, J., Balzarini, M., Gonzalez, L., Casanoves, F., Tablada, M., & Walter Robledo C. (2020). Infostat: software para análisis estadístico.

Gee, W.G., y D. Or. (2002). Análisis del tamaño de partículas. p. 255-293. En: Dane, J., y G.C. Topp (eds.). Métodos de análisis del suelo. Serie de libros: 5. Parte 4. Sociedad de Ciencias del Suelo de América. Estados Unidos.

IRAM/SAGyP 28581. (2022). Método del hidrómetro de Bouyoucos modificado.

Martínez, K. B., Lázaro, J. M., & Caballero, E. M. C. (2015). Chemical dispersants and quantification textural fractions by Bouyoucos and pipette methods. *Acta Agronómica*, *64*(4), 293-300.

SAMLA Sistema de Apoyo Metodológico de Laboratorios de Suelos y Aguas (1996). Física de suelo, 1er parte. 14-15.

Soto, M. V., Herrera, N. A., & Delgadillo, L. F. (1978). Método simplificado de análisis para la clasificación granulométrica de los minerales del suelo. Revista mexicana de ciencias geológicas, 2(2), 188-193.

SSSA Book Series No 5 (1986). Soil Science Society Of America. Methods of Soil Analysis: Physical & Mineralogical Methods 2. Edición de Ed A. Klute (Editor).

USDA. United States Department of Agriculture. Soil textural triangle. Disponible en https://www.nrcs.usda.gov/resources/education-and-teaching-materials/soil-texture-calculator. Ultima consulta 12-2025.

EFECTO DEL AGREGADO DE COMPOST Y YESO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO SÓDICO

Pietrantonio, J.[1*], Aimetta, M. B.[2], Conde, M. B.[2], Alladio, M. R.[1], Gudelj, O. E.[2]

[1]INTA AER Bell Ville, * ruta 9 km 503, Bell Ville, Córdoba. [2]INTA EEA Marcos Juárez, ruta 12 km 36, Marcos Juárez, Córdoba. *pietrantonio.julio@inta.gob.ar

RESUMEN: La presencia de suelos sódicos en el centro-este de Córdoba limita la productividad agrícola, afecta las propiedades químicas y físicas del suelo y afecta el desarrollo radicular y rendimiento de los cultivos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de yeso y compost de cama de cerdo sobre las propiedades químicas de un suelo sódico del departamento Unión. Se estableció un diseño de parcelas divididas con seis tratamientos resultantes de la combinación de yeso (sin y con 6 Mg ha^{-1}) y tres dosis de compost (0, 40 y 80 Mg ha^{-1}), con cuatro repeticiones. Los resultados mostraron que el compost redujo el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), el contenido de Na^+ y el pH del suelo y aumentó el porcentaje de materia orgánica. La aplicación de yeso disminuyó el contenido de Na^+ y el pH respecto al testigo y aumentó el contenido de Ca^{++}. El uso conjunto de yeso y compost aumentó el contenido de P, mejoró la calidad química del suelo y la disponibilidad de nutrientes. Estos resultados confirman la eficiencia del manejo combinado de enmiendas orgánicas e inorgánicas como estrategia sustentable para la rehabilitación de suelos sódicos en sistemas agrícolas del centro-este de Córdoba.

PALABRAS CLAVE: enmienda orgánica, sulfato de calcio, sodio.

INTRODUCCIÓN

En el departamento Unión (centro-este de Córdoba) la superficie ocupada por suelos sódicos corresponde al 25% (241.000 ha) (Jarsún et al., 2003). En los últimos años gran parte de los suelos con esta problemática han pasado de ganadería a agricultura con las consecuentes pérdidas en los rendimientos en los cultivos de cosecha.

Los suelos sódicos, cuyo contenido de Na^+ supera el 15% de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), afectan a los cultivos por las restricciones sobre el movimiento y almacenamiento de agua y la exploración radicular (Adcock et al., 2007; Gill, 2010). Esto se debe a reducciones en la permeabilidad (Adcock et al., 2007; Painuli y Abrol, 1986), la conductividad hidráulica saturada (Barreto Filho et al., 2003), la aireación y la infiltración (Painuli y Abrol, 1986), y el aumento de la densidad aparente y la resistencia mecánica a la penetración (Adcock et al., 2007). También afectan químicamente los cultivos debido a la toxicidad del Na^+ que se acumula en los tejidos vegetales (Adcock et al., 2007; Munns y Tester, 2008) y al pH alcalino que limita la disponibilidad de micronutrientes como el Fe, Mn, Zn y Cu, y de macronutrientes como el P, N, K y Mg (Marschner, 1995).

Una práctica frecuentemente utilizada en estos suelos es la aplicación de yeso, como fuente de Ca^{++} que reemplaza al Na^+ del complejo de intercambio catiónico (Rengasamy et al., 2016). En varios estudios la aplicación superficial mostró cambios significativos en las propiedades físicas del suelo y en el porcentaje de saturación de Ca^{++} y Na^+ (Valzano et al., 2001). Otra práctica empleada es la adición de residuos orgánicos de origen animal incorporados de manera superficial (Adcock et al., 2007; Pegoraro et al., 2014) o en profundidad (Ahmad et al., 2016; Mcneill et al., 2008) con efectos positivos sobre las propiedades químicas del suelo y el rendimiento de los cultivos.

El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de sulfato de calcio y compost de cama de cerdo sobre las propiedades químicas de un suelo sódico del centro-este de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende la región centro - este de Córdoba, en el departamento Unión en cercanías de San Marcos Sud (32°36'35.60"S, 62°27'4.50"O). En el suelo del sitio de ensayo se siembra con cultivos anuales (pe. trigo, soja y maíz) manifestando intensamente sectores con "manchoneo" por presencia de limitaciones químicas. Esta región tiene una lluvia promedio anual 845 mm con una temperatura media anual 17.05 °C. El suelo es un Co10 con capacidad de uso VIws perteneciente al complejo de Series Marcos Juárez fase moderadamente bien drenada 5%, El Chajá 45%, Villa Francisca 10% y Achalay 40% (INTA, 1979).

Se identificó a campo y de manera visual 4 manchones de escaso desarrollo vegetal para establecer el experimento y se tomó muestras de suelo a una profundidad de 0-20 cm para caracterizar químicamente cada uno (Tabla 1). Las muestras fueron secadas al aire y tamizadas por 2 mm para determinar pH a través del método potenciométrico en una relación suelo: agua 1:2,5 (Thomas, 1996), capacidad de intercambio catiónico (CIC) por el método del acetato de sodio normal, (pH 8.2) (Sumner y Miller, 1996), materia orgánica (MO) a través de Walkey y Black modificado (Nelson y Sommers, 1996), fósforo disponible (P) (Olsen et al., 1954) y porcentaje de sodio de intercambio (PSI).

Tabla 1: Variables químicas analizadas en cada manchón.

Manchón	P (ppm)	Ca (ppm)	Na (ppm)	pH	MO (%)	PSI (%)
1	65	5.02	6.3	8.66	1.75	28.9
2	60	5.07	6.03	8.3	1.69	27.6
3	60	5.07	4.83	7.9	1.74	20.42
4	50	5.6	5.6	7.6	1.82	25.62

En cada manchón de suelo evaluaron seis tratamientos: a) sin y con aplicación de yeso (6 Mg ha^{-1}) y b) sin aplicación de compost, compost dosis 1 (40 Mg ha^{-1}) y compost dosis 2 (80 Mg ha^{-1}). El diseño experimental utilizado fue en parcelas divididas, donde el yeso fue el factor principal y los tratamientos de enmienda orgánica el factor secundario con cuatro repeticiones.

La dosis de yeso aplicada se calculó en función del PSI en el horizonte E y la cantidad de miliequivalentes necesarios para sustituir el sodio de intercambio y llevarlo a un valor de 6% según el método de Yágodin (1986). Los requerimientos de yeso calculados fueron 5273.52 kg. ha^{-1} y considerando que el yeso tiene una pureza del 90% se agregaron 6 Mg ha^{-1} de yeso comercial. El yeso y compost se aplicaron previo a la siembra de trigo (abril) de manera superficial e incorporó con motocultivador a una profundidad de 10 cm. Posteriormente se sembró trigo a una distancia entre hileras de 17,5 cm con una densidad aproximada de 250 plantas m^2. A la cosecha del trigo (diciembre) se realizó el muestreo de suelos de 0-20 cm de profundidad para evaluar el efecto de los tratamientos en las variables de PSI, Ca^{++}, P, Na^{+}, pH y MO.

Análisis estadístico

El ensayo se realizó en un diseño de parcelas divididas, el factor principal fue Yeso (Con, Sin) y el factor secundario Dosis (D0, D1, D2). Los datos fueron analizados usando modelos lineales mixtos, teniendo en cuanta los efectos de yeso, dosis y su interacción. En los casos donde se detectaron diferencias estadísticas se realizaron las comparaciones de medias con el test LSD de Fisher (α=0.05). Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el software SAS OnDemand for Academics.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El PSI disminuyó un 35% debido a la aplicación de yeso, sin diferencias estadísticas significativas (p=0.1007), mientras que con el agregado de compost se redujo significativamente ($p \leq 0.05$) un 43% (D1) y 39% (D2), aunque sin diferencias entre D1 y D2 (Figura 1). Estos resultados indican que la aplicación de la enmienda orgánica fue efectiva para disminuir la sodicidad del suelo, mejorando la calidad química del suelo.

Estudios locales han documentado reducciones marcadas del PSI y mejoras en la infiltración tras la incorporación superficial de yeso en suelos sódicos de la Pampa Arenosa, a diferencia de lo encontrado en el presente trabajo (Milán y Bonadeo, 2017). A su vez, otros antecedentes también detectaron reducciones en el PSI con el agregado de yeso tanto en condiciones de campo (Morsy et al., 2022) como en condiciones controladas con efecto sinérgico cuando se aplicó de manera combinada con compost de origen animal (Andrade Foronda y Colinet, 2022).

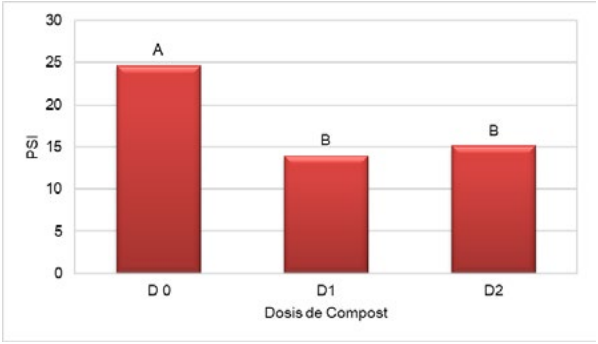


Figura 1. Porcentaje de sodio de intercambio en función de la dosis de compost aplicada. Letras diferentes presentadas indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la prueba de LSD Fisher (p≤0.05).

Se observó una disminución significativa (p≤0.05) del Na^+ en los tratamientos con yeso del 38,6% respecto al tratamiento testigo sin yeso (Figura 2A). De igual manera, la aplicación de compost disminuyó el Na^+ en un 46% y 39% en D1 y D2 respectivamente, aunque esta última sin diferencias estadísticas con D0 (Figura 2B).

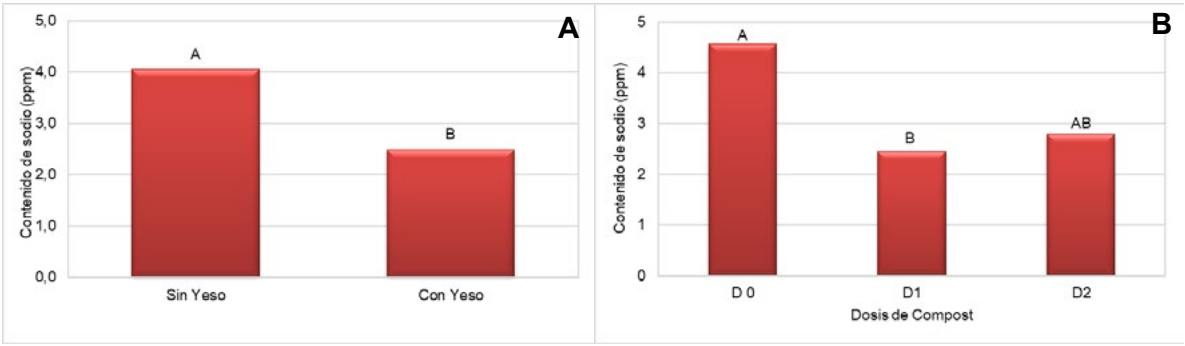


Figura 2. Contenido de sodio en función del yeso (A) y la dosis de compost aplicada (B). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la prueba de LSD Fisher (p≤0.05).

La aplicación de yeso produjo un aumento del 16% en el contenido de Ca^{++} respecto al testigo sin aplicación (Figura 3). Este aporte de Ca^{++} permitió el reemplazo de Na^+ del complejo y su lixiviación hacia horizontes más profundos.

El incremento del Ca^{++} observado en el presente trabajo se debió al aporte directo del yeso, mientras que la ligera disminución del sodio intercambiable en los tratamientos con compost a un efecto indirecto debido a la floculación y mejora en el drenaje (Zaka et al., 2018) y una mayor actividad biológica y estabilidad de agregados (Alvarez y Steinbach, 2006; Pegoraro et al., 2014).

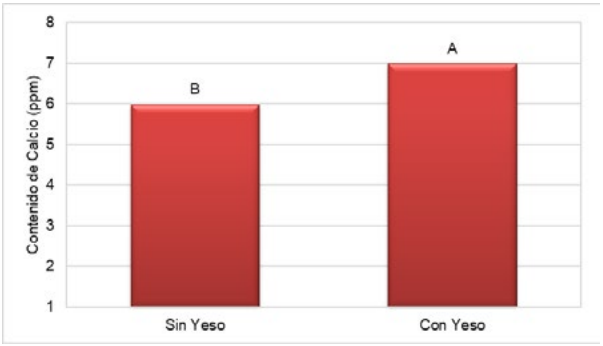


Figura 3. Contenido de calcio en el suelo con y sin yeso. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la prueba de LSD Fisher (p≤0.05).

La aplicación de yeso redujo significativamente (p≤0.05) un 8,5% el pH del suelo respecto al testigo sin aplicar, esto se debe a la neutralización parcial por aporte de sulfatos y Ca^{++} de la solubilización del yeso (Figura 4A). Este comportamiento coincide con lo descripto por Andrade Foronda y Colinet (2022) y Morsy et al. (2022), quienes observaron disminuciones similares de pH tras aplicaciones de yeso en suelos salino-sódicos. Además, la aplicación de compost también redujo significativamente (p≤0.05) el pH 10% (D1) y 8% (D2) respecto a D0 (Figura 4B). Sin embargo, no se detectó interacción significativa entre yeso y compost a diferencia de lo documentado por Tian et al. (2024) y Andrade Foronda y Colinet (2022) sobre el efecto sinérgico entre Ca^{++} y MO.

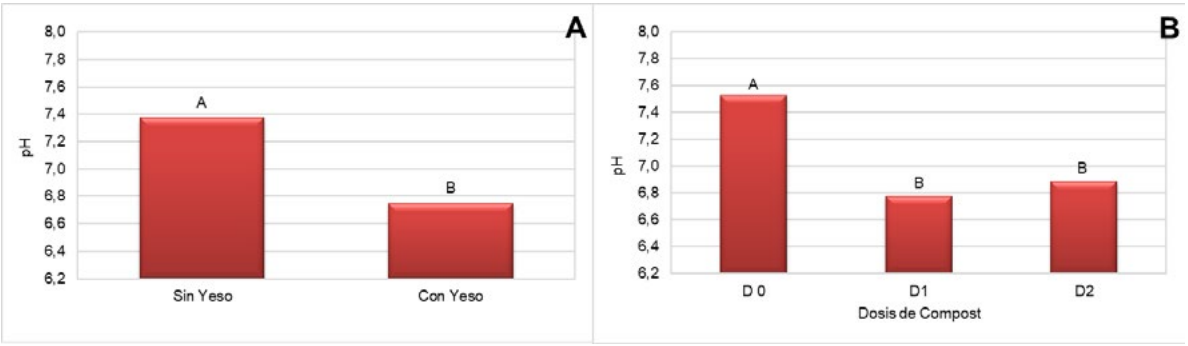


Figura 4. Valores medios de pH en función de las dosis de yeso (A) y la dosis de compost aplicada (B). Letras diferentes presentadas indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la prueba de LSD Fisher (p≤0.05).

En cuanto a los valores de MO se observó que con la aplicación de compost se incrementa significativamente un 23% en D2 respecto al testigo sin aplicación (Figura 5). Los aumentos registrados, especialmente en la dosis de 60 t ha^{-1}, coinciden con lo indicado por Tian et al. (2024), quienes hallaron incrementos significativos de carbono orgánico y biomasa microbiana tras la incorporación de enmiendas orgánicas. Otros estudios como los de Pegoraro et al. (2023), que evalúan el efecto a largo plazo también registraron incrementos en el carbono orgánico particulado en establecimientos que aplicaron efluentes porcinos durante un periodo mayor a 10 años.

Los valores de P disponible mostraron una interacción significativa (p≤0.05) yeso x dosis de compost (Figura 6). El mayor contenido de P en D2 de compost con y sin yeso son producto del incremento del aporte de P por el compost, la reducción del pH, que mejora la disponibilidad del nutriente, y a la formación de compuestos menos solubles de P debido al aporte de Ca^{++} por el yeso (Chhabra et al., 1981). Los resultados demuestran que la aplicación combinada de yeso+compost mejora la disponibilidad de nutrientes y la calidad química general, constituyendo una estrategia eficaz y sustentable para la rehabilitación de suelos sódicos.

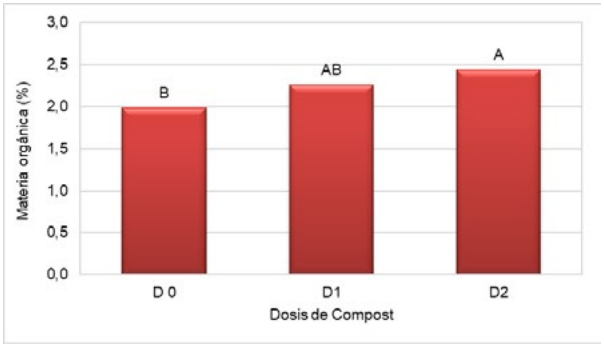
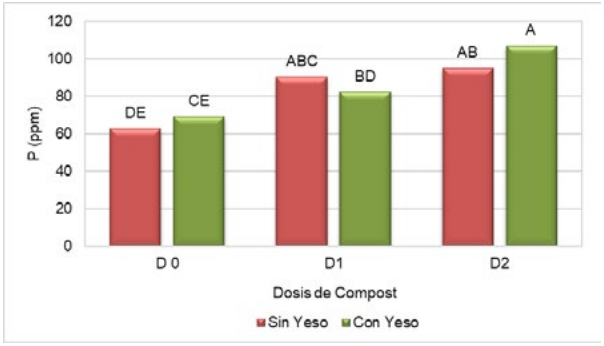


Figura 5. Contenido de materia orgánica en función de la dosis de compost aplicada. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la prueba de LSD Fisher (p≤0.05).



344

Figura 6. Contenido de Fósforo de la interacción yeso x dosis de compost. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la prueba de LSD Fisher (p≤0.05).

CONCLUSIONES

La aplicación de yeso y compost de cama de cerdo modificó la composición química del suelo, evidenciando una clara mejora en los indicadores de sodicidad y fertilidad. Además, la combinación de yeso y compost potenció los efectos correctivos, evidenciando una acción sinérgica que favoreció la sustitución de Na^{+} por Ca^{++}. La aplicación conjunta de yeso+compost constituye una estrategia eficiente y sustentable para la rehabilitación de suelos con problemas de sodicidad en la región centro-este de Córdoba.

BIBLIOGRAFÍA

Adcock, D., McNeil, A. M., McDonald, G. K., y Armstrong, R. D. (2007). Subsoil constraints to crop production on neutral and alkaline soils in south-eastern Australia: A review of current knowledge and management strategies. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, *47*(11), 1245–1261. https://doi.org/10.1071/EA06250

Ahmad, S., Ghafoor, A., Akhtar, M. E., y Khan, M. Z. (2016). Implication of gypsum rates to optimize hydraulic conductivity for variable-texture saline-sodic soils reclamation. *Land Degradation and Development*, *27*(3), 550–560. https://doi.org/10.1002/ldr.2413

Alvarez, R., y Steinbach, H. S. (2006). Balance de carbono en suelos cultivados. In *En Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos* (pp. 55–68).

Andrade Foronda, D., y Colinet, G. (2022). Combined Application of Organic Amendments and Gypsum to Reclaim Saline–Alkali Soil. *Agriculture (Switzerland)*, *12*(7).

Barreto Filho, F. L., Guerra, H. O. C., y Gheyi, H. R. (2003). Conductividad hidráulica en un suelo aluvial en respuesta al porcentaje de sodio intercambiable. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, *7*(2), 403–407.

Chhabra, R., Abrol, I. P., y Singh, M. V. (1981). Dynamics of phosphorus during reclamation of sodic soils. *Soil Science*, *132*(5), 319–324.

Gill, H. (2010). Effects of soil sodicity on the germination, growth and productivity of Soybean (Glycine max). *19th World Congress of Soil Science*. http://iuss.org/19th WCSS/Symposium/pdf/0579.pdf

INTA. (1979). *Carta de suelos de la República Argentina Hoja 3363-11 Leones*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Centro de Investigacion de Recursos Naturales.

Jarsún, B., Gorgas, J. A., Zamora, E., Bosnero, H., Lovera, E., Ravelo, A., y Tassile, J. L. (2003). *Recursos naturales de la provincia de cordoba. Los suelos* (J. A. Gorgas y J. L. Tassile, Eds.). Agencia Córdoba Ambiente S. E., Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA Manfredi.

Marschner, H. (1995). Mineral nutrition of higher plants. In *Journal of Chemical Information and Modeling* (2nd ed.). Academic Press.

Mcneill, A., Adcock, D., Wilhelm, N., Unkovich, M., y Armstrong, R. (2008). Crop production responses to soil amelioration treatments on an infertile sand over clay in South Australia. In M. Unkovich (Ed.), *Proceedings of the 14th Australian Agronomy Conference* (Issue September, pp. 2–5).

Milán, C., y Bonadeo, E. (2017). Efecto de la aplicación de yeso sobre la capacidad productiva de un suelo sódico de alta variabilidad espacial. *Ciencia Del Suelo*, *35*(2), 315–323.

Morsy, S., Elbasyoni, I. S., Baenziger, S., y Abdallah, A. M. (2022). Gypsum amendment influences performance and mineral absorption in wheat cultivars grown in normal and saline-sodic soils. *Journal of Agronomy and Crop Science*, *208*(5), 675–692.

Munns, R., y Tester, M. (2008). Mechanisms of salinity tolerance. *Annual Review of Plant Biology*, *59*(1), 651–681. https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092911

Nelson, D. W., y Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In D. L. Sparks y J. M. Bartels (Eds.), *Methods of soil analysis part 3 Chemical methods* (pp. 961–1010). ASA - SSSA.

Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S., y Dean, L. A. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate* (USDA).

Painuli, D. K., y Abrol, I. P. (1986). Effect of Exchangeable Sodium Percent on Surface Sealing. *Agricultural Water Management Elsevier Science Publishers B.V*, *11*, 247–256.

Pegoraro, V., Bachmeier, O., Lorenzon, C., Conde, B., Ortiz, J., Barbosa, A., y Zubillaga, M. (2023). Cambios en los atributos del suelo por aplicación continua de efluente porcino. *Ciencia Del Suelo*, *41 (2)*, 261–272.

Pegoraro, V. R., Boccolini, M., Aimetta, M. B., Baigorria, T., y Cazorla, C. R. (2014). Pig slurry application effects on chemical and biological properties of a typical argiudol (Córdoba, Argentina). *Ciencia Del Suelo*, *32*(2), 283–289.

Rengasamy, P., Tavakkoli, E., y McDonald, G. K. (2016). Exchangeable cations and clay dispersion: net dispersive charge, a new concept for dispersive soil. *European Journal of Soil Science*, *67*(5), 659–665. https://doi.org/10.1111/ejss.12369

Sumner, M. E., y Miller, W. P. (1996). Cation exchange capacity and exchange coefficients. In D. L. Sparks y J. M. Bartels (Eds.), *Methods of soil analysis part 3 Chemical methods* (1201–1230). ASA - SSSA.

Thomas, G. W. (1996). Soil pH and soil acidity. In D. L. Sparks y J. M. Bartels (Eds.), *Methods of soil analysis part 3 Chemical methods* (pp. 475–490). ASA - SSSA.

Tian, Y., Jiang, W., Chen, G., Wang, X., y Li, T. (2024). Gypsum and organic materials improved soil quality and crop production in saline-alkali on the loess plateau of China. *Frontiers in Environmental Science*, *12*. https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1434147

Valzano, F. P., Greene, R. S. B., Murphy, B. W., Rengasamy, P., y Jarwal, S. D. (2001). Effects of gypsum and stubble retention on the chemical and physical properties of a sodic grey Vertosol in western Victoria. *Australian Journal of Soil Research*, *39*(6), 1333–1347. https://doi.org/10.1071/SR00045

Yágodin, B. A. (1986). *Agroquímica* (MIR, V.1).

Zaka, M. A., Ahmed, K., Rafa, H., Sarfraz, M., y Schmeisk, H. (2018). Effectiveness of compost and gypsum for amelioration of saline sodic soil in rice wheat cropping system. In *Asian J Agri y Biol* (V. 6(4).

EVALUACIÓN DE ESTABILIDAD DE AGREGADOS CON APLICACIÓN DE SMARTPHONE SLAKES EN SUELOS DE MISIONES, ARGENTINA

Poszkus Borrero, P. A.[1*], Gonsalvez, M. E.[1], Schamne, D. R.[1], Vier, F. J.[1], Mendez, R. M.[1], Zhaner, M.[1], Barth, R. C.[1], Weber, A.[1], Anderle, E.[1], Ockier, L.[1]

[1] Facultad de Ciencias Forestales- UNaM. Eldorado, Misiones, Argentina.
[*]pablo.poszkus@fcf.unam.edu.ar

RESUMEN: La estabilidad de agregados es un indicador clave del estado físico del suelo, que refleja su resistencia frente a perturbaciones como lluvias intensas y diversas prácticas de manejo. Las actividades agrícolas y forestales buscan maximizar los rendimientos, aunque ciertos manejos pueden deteriorar la estructura del suelo, acelerar la descomposición de la materia orgánica o afectar la biota edáfica mediante la quema o remoción de residuos y el uso de pesticidas. El objetivo de este estudio fue evaluar la estabilidad de agregados en suelos bajo cuatro usos en Misiones: Monte Nativo, Forestación, Pastura y Yerba Mate, mediante la aplicación de Smartphone SLAKES, complementado con la determinación de propiedades físicas y químicas del suelo. Se analizaron pH, textura, contenido de materia orgánica, estabilidad de agregados, densidad aparente y porosidad total. La estabilidad de agregados varió entre 0,67 y 0,87, lo que indica una estabilidad moderada a alta. Yerba Mate presentó el valor más bajo (0,67), mientras que el Pastura, Forestación y Monte nativo se ubicaron en el rango superior de estabilidad. El Monte Nativo mostró además la menor densidad aparente (0,95 g·cm^{-3}) y la mayor porosidad (64,05 %), evidenciando una estructura bien conservada. En contraste, la Pastura registró la mayor densidad aparente (1,39 g·cm^{-3}) y la menor porosidad (47,66 %), sugiriendo mayores niveles de compactación. La Forestación y la Yerba Mate exhibieron valores intermedios. La materia orgánica fue más alta en el Monte Nativo y menor en los usos productivos, mientras que todos los suelos presentaron pH ácido y textura arcillosa. En conclusión, los sistemas productivos mostraron cierto deterioro estructural en comparación con el Monte Nativo, reflejando el efecto acumulado de las prácticas de manejo sobre la estructura del suelo y se destaca la utilidad de SLAKES para evaluar la estabilidad de agregados en suelos de Misiones.

PALABRAS CLAVE: Estructura del suelo, Calidad del suelo, Yerba Mate.

346

INTRODUCCIÓN

El suelo es un componente esencial del paisaje y cumple un papel clave en el funcionamiento de los ecosistemas. Constituye un sistema abierto y dinámico en el que interactúan procesos físicos, químicos y biológicos que sostienen funciones y servicios ecosistémicos como la regulación hídrica, el almacenamiento de carbono, la provisión de nutrientes y la productividad agrícola y forestal. Entre las propiedades que determinan su calidad, la estructura edáfica ocupa un rol central, condiciona la dinámica del aire y del agua en el perfil, así como el desarrollo radicular y la actividad biológica (Aksakal et al., 2020).

Esta estructura se organiza en agregados, cuya formación depende de la interacción entre factores naturales (clima, tipo de suelo y vegetación) y antrópicos (uso y manejo), además de la acción de raíces, microorganismos y materia orgánica. La estabilidad de los agregados es un indicador físico fundamental, pues expresa la capacidad del suelo para resistir su degradación estructural frente a perturbaciones como lluvias intensas, compactación o labranzas repetidas (Rieke et al., 2022). Diversas prácticas agrícolas y forestales, aunque

orientadas a mejorar la productividad, pueden afectar negativamente esta estabilidad. El uso intensivo de maquinaria, la labranza, la remoción de residuos y la aplicación de agroquímicos alteran la biota edáfica y el ciclo de la materia orgánica, comprometiendo la agregación estable (Jones et al., 2021). Por ello, evaluar la estabilidad de los agregados es esencial para diagnosticar la calidad estructural del suelo y fundamentar decisiones de manejo sostenible.

Si bien existen métodos tradicionales ampliamente utilizados, como los de De Boodt & DeLeehneer (1961) y Kemper & Rosenau (2018), su implementación suele requerir equipamiento específico, mayor tiempo de medición y mayores costos. Alternativas más accesibles, como el test visual de Emerson (1967), ofrecen una aproximación cualitativa, aunque con limitaciones en precisión y reproducibilidad (Herrick et al., 2001). En este contexto surgieron herramientas innovadoras como SLAKES, una aplicación para smartphones basada en algoritmos de procesamiento de imágenes que cuantifica la desagregación de agregados al ser sumergidos en agua destilada (Fajardo y McBratney, 2019). A partir de secuencias digitales, la aplicación estima el incremento del área de los agregados durante la desintegración y genera un índice cuantitativo rápido y accesible. Estudios recientes como los de Flynn et al. (2020), Peluchon et al. (2021) y Adetsu et al. (2024) demostraron su sensibilidad para detectar variaciones asociadas al uso y manejo del suelo, incluso comparables a métodos convencionales.

Sin embargo, su aplicación en regiones subtropicales húmedas como Misiones (Argentina) es aún incipiente. Esta provincia, caracterizada por suelos arcillosos, elevada acidez y uso intensivo bajo sistemas agrícolas y forestales, constituye un escenario propicio para evaluar la utilidad de herramientas accesibles como SLAKES. Su validación puede contribuir al monitoreo de la calidad estructural y al diseño de prácticas de manejo más sostenibles.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la estabilidad de agregados de suelos arcillosos de Misiones bajo diferentes usos agrícolas y forestales utilizando SLAKES. Los objetivos específicos fueron: (1) cuantificar parámetros físicos, químicos y biológicos, (2) analizar el efecto del manejo sobre la estabilidad estructural del suelo en los distintos usos productivos, y (3) evaluar la sensibilidad de SLAKES para medir la estabilidad en estos suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el departamento Eldorado (Misiones, Argentina), en sitios con más de 50 años de uso agrícola o forestal. Se evaluaron cuatro usos del suelo: Forestal (*Pinus taeda*), Monte Nativo, Pastura (*Cenchrus purpureus*) y Yerba Mate (*Ilex paraguariensis*). La región presenta relieve suave (≈3 %), suelos arcillosos, ácidos de los órdenes Ultisoles y Alfisoles y clima subtropical húmedo, con 1.800–2.000 mm de precipitación anual y temperaturas medias de 20 °C.

La estabilidad de agregados se evaluó mediante la aplicación de smartphone SLAKES, basada en reconocimiento digital de imágenes (Figura 1). La técnica cuantifica el incremento del área de los agregados sumergidos en agua destilada. Se seleccionaron agregados con tamaños comprendidos entre 5 y 15 mm, priorizando tamaños cercanos a 10 mm y formas simétricas. La aplicación registra una secuencia de imágenes durante la desintegración y genera un índice de estabilidad (IS) entre 0 y 1, valores cercanos a 1 indican mayor estabilidad (Fajardo & McBratney, 2019; Rieke et al., 2022).

Adicionalmente, se determinó la textura mediante el método de pipeta para las fracciones limo y arcilla y por tamizado en húmedo para arena (Gee & Bauder, 1986). El pH se midió en extracto suelo a solución 1:2,5 en 0,01 M $CaCl_2$. La materia orgánica se determinó por oxidación húmeda del carbono orgánico con dicromato de potasio en medio ácido, bajo aplicación de calor y cuantificación espectrofotométrica del cromo reducido (Lorenz, 2005). La densidad aparente se obtuvo por el método del cilindro, secado a 105 °C (Blake & Hartge, 1986), y la porosidad total se estimó a partir de la densidad real (2,65 g cm^{-3}) y la densidad aparente.

La comparación estadística de parámetros edáficos se realizó mediante ANOVA (α=0,05), y la comparación de medias mediante Tukey (α=0,05) utilizando Infostat (Di Rienzo et al., 2021).

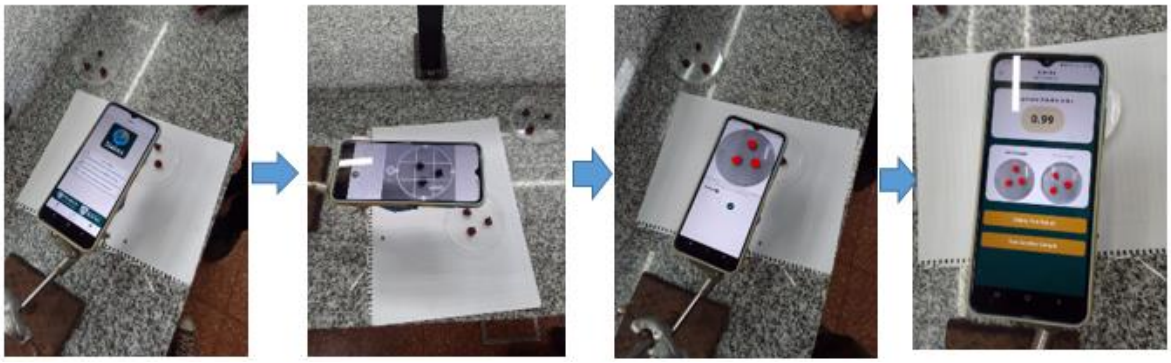


Figura 1. Secuencia de medición de estabilidad de agregados con la aplicación de Smartphone SLAKES.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Índice de Estabilidad de Agregados (IS), estimado mediante la aplicación SLAKES, se expresa en una escala de 0 a 1. Valores más altos reflejan una mayor resistencia de los agregados, lo que implica una estructura edáfica más estable frente a procesos de degradación física. Los valores promedio del IS oscilaron entre 0,67 y 0,87 (Tabla 1), con variabilidad posiblemente asociada al grado de cobertura vegetal, a las perturbaciones físico-químicas y al régimen de manejo implementado en cada sistema.

348

Tabla 1. Valores medios de las distintas variables edáficas obtenidos a una profundidad de 0-10 cm para cada tipo de uso del suelo.

Uso suelo	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	IS	Da ($g.cm^{-3}$)	PT (%)	pH $CaCl_2$	MOT (%)
Monte Nativo	54,6	38,2	7,1	0,87***a***	0,95	64,05	5,20	3,80
Yerba Mate	57,6	33,7	8,7	0,67***b***	1,20	54,64	4,85	2,77
Forestal	65,5	22,5	12	0,84***a***	1,31	50,71	4,87	2,16
Pastura	65,3	23,8	10,9	0,82***a***	1,39	47,66	5,04	2,43

* Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas entre usos de suelo ($p < 0,05$). *Índice de estabilidad de agregados (IS), Densidad aparente (Da), Porosidad total (PT), Materia orgánica total (MOT).*

El sistema de Monte Nativo presentó el valor más elevado de IS (0,87), sin diferencias estadísticas significativas ($p>0,05$) con Forestal (0,84) y Pastura (0,82). No obstante, se registró una diferencia significativa ($p<0,05$) respecto al sistema de Yerba Mate (0,67), el cual presentó la menor estabilidad. Esta reducción de la estabilidad de los agregados en Yerba Mate podría atribuirse a los efectos residuales de prácticas históricas de labranza con disco, realizadas hace aproximadamente una década, que tienden a disminuir la cohesión de los agregados del suelo, lo que se asocia con las prácticas de laboreo, escasa cobertura superficial y uso intensivo de agroquímicos, todos ellos factores que promueven la disgregación de los agregados (Fajardo & McBratney, 2019; Rieke et al., 2022).

Venialgo et al. (2003), Barbaro (2017) y Von Wallis et al. (2016), al evaluar la inestabilidad estructural mediante el cambio en el diámetro medio ponderado entre tamizado en seco y en agua (CDMP), reportaron que los suelos arcillosos, del mismo tipo que los analizados en este estudio, presentan una alta estabilidad estructural, con valores entre el 0,70 y 0,95, independientemente del manejo y preparación del suelo. Los resultados de Silva y Mielniczuk (1998) en el sur de Brasil aportan una perspectiva complementaria, los cultivos de gramíneas perennes como *Setaria anceps* L. y *Digitaria decumbens* L. exhibieron valores altos a

moderados de estabilidad de agregados (0,71 y 0,69), mientras que los suelos bajo cultivos anuales o descubiertos, mostraron valores notablemente menores (0,21 a 0,31) reflejando una estructura más frágil. Estos antecedentes coinciden con los valores de estabilidad de agregados obtenidos en el estudio mediante la aplicación de la herramienta SLAKES.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de los parámetros físicos y químicos analizados evidencian que los sistemas productivos presentan un deterioro estructural en comparación con el Monte Nativo, lo que refleja el efecto acumulado de las prácticas de manejo sobre la organización física del suelo. Asimismo, se destaca que la aplicación para smartphones SLAKES constituye una herramienta ágil, sensible y eficaz para evaluar la estabilidad de agregados en los suelos de Misiones, aportando información valiosa para el monitoreo y toma de decisiones en el manejo del recurso suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Adetsu, D. V., Arthur, E., Fu, Y., Cornelis, W. and Lamandé, M. (2024). Exploratory assessment of the SLAKES method to characterize aggregate stability across diverse soil types. *Soil Science Society of America Journal*, *88*(4), 1086–1099. https://doi.org/10.1002/saj2.20674.

Aksakal, E. L., Angin, I. and Sari, S. (2020). A new approach for calculating aggregate stability: Mean weight aggregate stability (MWAS). *CATENA*, *194*, 104708. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104708.

Barbaro, S. E. (2017). Estado de degradación de ultisoles bajo diferentes sistemas de control de malezas en cultivos de yerba mate en Misiones [Tesis de maestría, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía]. Repositorio FAUBA.

Blake, G. R., and Hartge, K. H. (1986). Bulk Density. In A. Klute (Ed.), Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods (Second, Vol. N° 9 in Agronomy, pp. 363– 375). Madison, Wisconsin, USA: ASA, ASSA, Inc., Publisher. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c13.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., Robledo, C. W. (2021). InfoStat, versión 2021. Grupo InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.

De Boodt, M. and De Leenheer, L. (1961). Soil structure index and plant growth. Proceeding of the International Symposium on Soil structure, Ghent Bélgica, 234-244.

Emerson, W. (1967). A classification of soil aggregates based on their coherence in water. *Soil Research*, *5*(1), 47. https://doi.org/10.1071/sr9670047.

Fajardo, M. and McBratney, A. (2019). Slakes: A soil aggregate stability smart-phone app [mobile application software]. *The university of sydney, australia*.

Flynn, K. D., Bagnall, D. K. and Morgan, C. L. S. (2020). Evaluation of SLAKES, a smartphone application for quantifying aggregate stability, in high-clay soils. *Soil Science Society of America Journal*, *84*(2), 345–353. https://doi.org/10.1002/saj2.20012.

Gee, G. W., and Bauder, J. W. (1986). Particle-size Analysis. In A. Klute (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods* (Vol. N° 9 in Agronomy, pp. 383–411). Madison, Wisconsin, USA: ASA, ASSA, Inc., Publisher. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c15.

Herrick, J. E., Whitford, W. G., Soyza, A. G. de, Van Zee, J. W., Havstad, K. M., Seybold, C. A. and Walton, M. (2001). Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *CATENA*, *44*(1), 27–35. https://doi.org/10.1016/s0341-8162(00)00173-9.

Jones, E. J., Filippi, P., Wittig, R., Fajardo, M., Pino, V. and McBratney, A. B. (2021). Mapping soil slaking index and assessing the impact of management in a mixed agricultural landscape. *SOIL*, *7*(1), 33–46. https://doi.org/10.5194/soil-7-33-2021.

Kemper, W. D., and Rosenau, R. C. (2018). Aggregate stability and size distribution (pp. 425–442). Soil Science Society of America, American Society of Agronomy. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c17.

Lorenz, G. (2005). Métodos de análisis de suelos. 1a ed. Serie didáctica 12. Santiago del Estero, Argentina: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. 126p.

Peluchon, M., Michot, D., Lemercier, B., Busnot, S., Morvan, T., Fajardo, M., Salvador-Blanes, S., Lacoste, M., Darboux, F. and Saby, N. (2021). Evaluation of SLAKES, a smartphone application for quantifying aggregate stability, in soils with contrasting managements. http://dx.doi.org/10.5194/egusphere-egu21-14858.

Rieke, E. L., Bagnall, D. K., Morgan, C. L. S., Flynn, K. D., Howe, J. A., Greub, K. L. H., Mac Bean, G., Cappellazzi, S. B., Cope, M., Liptzin, D., Norris, C. E., Tracy, P. W., Aberle, E., Ashworth, A., Bañuelos Tavarez, O., Bary, A. I., Baumhardt, R. L., Borbón Gracia, A., Brainard, D. C., … Honeycutt, C. W. (2022). Evaluation of aggregate stability methods for soil health. *Geoderma*, *428*, 116156. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116156.

Silva, I. F. y Mielniczuk, J. (1998). Sistemas de cultivo e características do solo afetando a estabilidade de agregados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22, 311–317.

Venialgo, C, Gutierrez, N, Sosa, D. A. y Ingaramo, O. 2003. Influencia de diferentes manejos en suelos de Yerbales sobre la estabilidad de agregados. XIV Reunión de Comunicaciones Científicas y Técnicas. FCA. UNNE. Corrientes. Argentina.

Von Wallis, A., Martiarena, R., Pahr, N. y Taboada, M. A. (2016). Stock de carbono y condición física de un Kandiudult bajo distintos manejos forestales en la provincia de Misiones. *Ciencia del Suelo (Argentina)*, 34(2), 253–261.

350

DOCE AÑOS DE CULTIVOS DE COBERTURA: IMPACTOS SOBRE RENDIMIENTOS, CARBONO Y NITRÓGENO DEL SUELO

Rodriguez, S.[1*], Barraco, M. R.[1]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA General Villegas. Producción Agrícola y Gestión Ambiental. San Martín, N° 26, General Villegas, Buenos Aires. * rodriguez.sebastian2@inta.gob.ar

RESUMEN: En un ensayo de larga duración, durante doce años de evaluación sobre un suelo Hapludol típico del noroeste bonaerense, se analizó el efecto de la inclusión de cultivos de cobertura (CC) otoño-invernales en una rotación soja-maíz, sobre el rendimiento de los cultivos e indicadores de calidad del suelo como el stock de carbono (C) y nitrógeno (N). El experimento incluyó cuatro rotaciones: soja-maíz temprano (Maíz1), soja-maíz tardío (Maíz2), soja-centeno-maíz tardío (Centeno), y soja-(vicia+triticale)-maíz tardío (V+T), con dos niveles de fertilización nitrogenada en maíz (100 y 300 kg ha^{-1} de urea aplicados al voleo en el estadio V4). Los resultados mostraron que la inclusión de CC generaron penalidades cercanas a 1 tn ha^{-1} sobre el rendimiento de maíz tardío posterior y 2 tn ha^{-1} en comparación al maíz temprano sin CC, principalmente bajo condiciones de limitada disponibilidad hídrica, mientras que el rendimiento de soja no fue afectado. Los CC incrementaron los stocks de C y N en el suelo, especialmente en los primeros 5 cm, potenciados por el aumento de la fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz. La mezcla de vicia y triticale presentó la mayor tasa de acumulación de C en los primeros 20 cm de profundidad (0,2 Mg C ha^{-1}) únicamente bajo la dosis alta de N. En conjunto, los resultados evidencian que la inclusión sostenida de CC, combinada con un manejo adecuado de la fertilización y la rotación, mejora la sostenibilidad, fertilidad y resiliencia de los sistemas agrícolas pampeanos en el largo plazo, sin embargo, estos cambios son lentos y se concentran en la parte superior del perfil de suelo.

PALABRAS CLAVE: Ensayo de larga duración, Fertilización, Química del suelo.

INTRODUCCIÓN

La producción de granos se ha duplicado durante la última mitad del siglo XX sostenida por un proceso de la “agriculturización”, que fue motorizado por la adopción de nuevas tecnologías. En muchos casos, este proceso modificó los agroecosistemas, generando efectos adversos como la reducción de la materia orgánica (MO) y la degradación física, química y biológica del suelo (Giustiniani et al., 2024; Saint Rozas et al., 2024). En este sentido, la incorporación de cultivos otoño-invernales como cultivos de cobertura (CC) surgió como una opción para mitigar los efectos adversos emergentes de este manejo. Los CC pueden incrementar la tasa de infiltración, reducir el escurrimiento y aportar cobertura al suelo, disminuyendo las pérdidas de agua por evaporación, con un significativo aporte de carbono (C) y nitrógeno (N) a los suelos (Jian et al., 2020; Crespo et al., 2021). Sin embargo, los efectos de los CC sobre las propiedades del suelo muchas veces son difíciles de determinar y suelen detectarse después de varios años, lo que ha dificultado su estudio. Por ello, para comprender el funcionamiento del sistema se requieren investigaciones que consideren los efectos acumulativos de las prácticas de manejo a lo largo del tiempo para poder evaluar su influencia sobre las propiedades del suelo. Los ensayos de larga duración (ELD) constituyen una herramienta fundamental para la comprensión de los procesos edáficos y la dinámica de los sistemas agrícolas, permitiendo evaluar los efectos acumulativos de las prácticas de manejo sobre la calidad del suelo. A diferencia de los estudios de corto plazo, estos experimentos ofrecen una perspectiva temporal integradora, que posibilita interpretar la evolución del

sistema como una secuencia continua de eventos, análoga a una “película”, en contraste con la visión estática que proporciona una observación puntual o “fotografía” del estado del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar, en el largo plazo, el efecto de la inclusión de cultivos de cobertura sobre los rendimientos de los cultivos de cosecha y niveles de C y N del suelo, en una rotación soja-maíz establecida sobre un suelo Hapludol tipico del noroeste bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo forma parte de un ELD ubicado en la EEA General Villegas (-34.87102, -62.76029), en un suelo un suelo Hapludol tipico con una textura franco-arenosa (60-30-10 % de arena, limo y arcilla, respectivamente) y pH 5,6. El ensayo se inició en el año 2013 con tres rotaciones diferenciadas por su grado de intensificación: i) Soja-maíz temprano, ii) Soja-maíz tardío, y iii) Soja-CC(Centeno)-maíz tardío. En el año 2018 se incorporó una cuarta rotación (Soja-CC(Vicia + triticale)-maíz tardío) quedando establecidas las 4 rotaciones hasta el año 2025:

1) Soja-Maíz temprano (Maíz1)
2) Soja-Maíz tardío (Maíz2)
3) Soja-Centeno-Maíz tardío (Centeno)
4) Soja-Vicia y triticale-Maíz tardío (V+T)

El experimento presenta un diseño en parcelas divididas con 3 bloques. Sobre las parcelas principales de 10 m x 50 m se aleatorizaron las 4 rotaciones y a partir del año 2018 estas fueron divididas en 2 subparcelas con diferentes tratamientos de fertilización en maíz (N-: 100 kg ha^{-1} de urea; y N+: 300 kg ha^{-1} de urea (46-0-0), aplicado al voleo en estadio V4 del maíz. Previo a este año, los cultivos de maíz fueron fertilizados con 200 kg ha^{-1} al voleo en V4 en todas las parcelas.

Los CC se sembraron durante la primera semana de mayo con una sembradora a chorrillo, a una distancia entre surcos de 0,17 m. Se fertilizaron con 60 kg ha^{-1} de fosfato monoamónico (MAP, 11-52-0), y al centeno se le adicionaron 100 kg ha^{-1} de urea aplicados al voleo durante el macollaje. Los materiales utilizados fueron centeno cv. Don Ewald y una mezcla de Vicia villosa cv. INTA Ascasubi y triticale cv. Ona INTA, respectivamente. Las densidades de siembra fueron de 280 semillas m^{-2} para centeno y 50 semillas m^{-2} de vicia villosa más 30 semillas m^{-2} de triticale para la mezcla, las mismas fueron calculadas teniendo en cuenta el 90 y 10 % de plantas de vicia y triticale, respectivamente, en relación a la densidad utilizada en un cultivo puro. La finalización del ciclo de los CC se realizó mediante el pasaje de un rolo seguido de la aplicación de herbicidas (glifosato en centeno, y glifosato más fluroxipir en la mezcla vicia + triticale). El momento de supresión se definió cuando las gramíneas alcanzaron el 50% de panojas visibles. Previo a su terminación, en las últimas cuatro campañas agrícolas, se determinó la biomasa aérea tomando dos muestras de 0,25 m^2 por sub-parcela, que fueron secadas en estufa a 60 °C hasta peso constante y posteriormente molidas y tamizadas para la determinación de N total en biomasa.

Tanto para el cultivo de maíz como para la soja se utilizaron materiales comerciales adaptados a la zona. El maíz fue sembrado con un distanciamiento entre hileras de 0,52 m, con una densidad de 7,5 semillas m^{-2} (Maíz1) y 6,5 semillas m^{-2} (Maíz2). El cultivo de soja fue sembrado a principios de noviembre, a 0,4 m de distanciamiento entre hileras y una densidad de 38 semillas m^{-2}. En el caso de maíz todos los tratamientos recibieron fertilización fosfatada (entre 80-100 kg/ha de MAP).

Ambos cultivos fueron cosechados con una cosechadora experimental (2 surcos x 5 m en maíz y 5 surcos x 5 m en soja). En cada sub-parcela se cosecharon 3 sub-muestras. Las unidades experimentales de maíz temprano y soja fueron cosechadas durante el mes de abril y principios de mayo y las de maíz tardío entre fines de junio y principios de julio. Se determinó el rendimiento mediante el pesado de muestras y su posterior corrección por humedad comercial (14 % en maíz y 10 % en soja).

En los años 2013, 2018 y 2025 se determinó el contenido de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total del suelo (Nt). Para ello, durante el otoño se obtuvieron muestras compuestas estratificadas en tres profundidades: 0-5, 5-10 y 10-20 cm. El COT se determinó mediante el

método de combustión húmeda (Nelson & Sommers, 1982), mientras que el contenido de Nt se cuantificó por el método Kjeldahl de digestión ácida (Bremner, 1960). El stock de C orgánico del suelo se estimó por estrato a partir del contenido de C orgánico total (g kg^{-1}), la densidad aparente y el espesor de cada capa, expresándose los resultados en Mg C ha^{-1} (Giustiniani et al., 2024). Las densidades aparentes (DA) utilizadas fueron de 1,33; 1,46 y 1,44 Mg m^{-3} para las profundidades 0-5, 5-10 y 10-20 cm respectivamente, en los tratamientos Maíz1 y Maíz2; y de 1,30; 1,44 y 1,42 Mg m^{-3} para los tratamientos Centeno y Vicia + Triticale (V+T). Los valores de DA fueron obtenidos del estudio de Barraco et al. (2022), realizado en el mismo ambiente edáfico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los 12 años de experimento, los CC afectaron negativamente los rendimientos del maíz posterior, mientras que el rendimiento de la soja posterior al maíz solo se vio afectado en el tratamiento Maiz1. Esto sugiere que los CC podrían limitar la disponibilidad de recursos para el cultivo siguiente en la rotación, sobre todo en campañas de baja oferta hídrica (datos no presentados) (Figura 1).

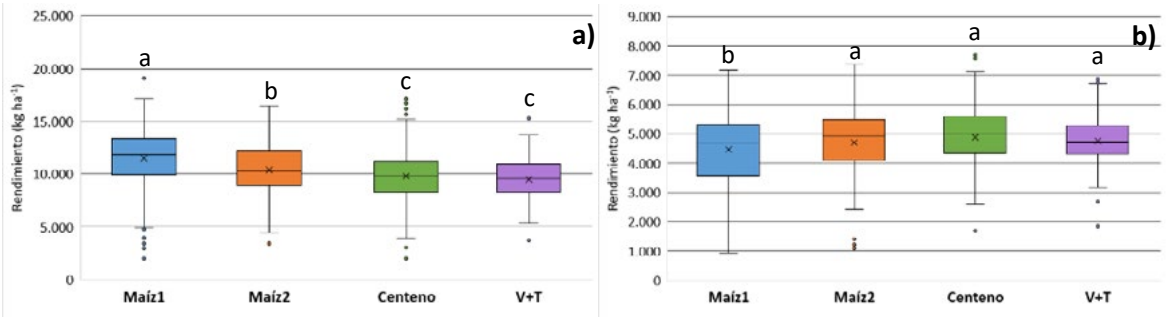


Figura 1. Rendimientos promedios de maíz (a) y soja (b) en 12 años de estudio. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,0001$). CV: (a = 24%; b = 24,5%).

En 2013, todas las parcelas presentaron niveles similares de stock de carbono (C), con valores superiores en la capa superficial (Figura 2a). Tras cinco años desde el inicio del experimento, el tratamiento Maíz1 registró las mayores pérdidas de C en todo el perfil, cercanos a 0,6 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que Maíz2 mostró incrementos netos en todo el perfil y Centeno aumentó sólo en la capa superficial (Tabla 1). Estas diferencias podrían estar relacionadas con el tiempo de ocupación del lote por parte de los cultivos de la rotación. El porcentaje del año en el que el suelo se encontró descubierto fue de 54, 44, 26 y 23 % para los tratamientos Maíz1, Maíz2, Centeno y V+T, respectivamente. El tratamiento Maíz1, a pesar de generar mayor cantidad de biomasa (relacionado a rendimientos mayores de maíz), mantuvo el suelo descubierto durante un período más prolongado y su cosecha se concentró en una época con precipitaciones (Pp) elevadas (Pp históricas de marzo: 120 mm). Este manejo, podría estar favoreciendo la oxidación del C orgánico por mayor exposición a temperaturas elevadas y ciclos de humectación-secado (Jian et al., 2020). Por el contrario, en el tratamiento Maíz2, además de mantener el suelo cubierto por más tiempo, el maíz fue cosechado en una época más fría y seca (Pp históricas de julio: 16 mm), aportando mayores cantidades de residuos con descomposición más lenta, y manteniendo la cobertura del suelo durante más tiempo, y así reduciendo las pérdidas de C por mineralización.

Al igual que lo observado para el C, los niveles iniciales de N fueron similares entre tratamientos (Figura 2b). Entre 2013 y 2018, si bien las tasas de N para todos los tratamientos fueron negativas en todo el perfil estudiado (0-20 cm), el tratamiento Maíz1 fue el que provocó una mayor disminución de los niveles de N, principalmente entre los 10 y 20 cm de profundidad, mientras que el tratamiento Centeno mostró los valores más altos en la capa superficial del suelo (Tabla 1). Teniendo en cuenta que en el período 2013-2018 sólo hubo Centeno como CC, este patrón sugiere que este cultivo contribuyó a una mayor retención superficial de N, asociada a la inmovilización microbiana y al ciclado del nutriente dentro del

sistema (Plaza-Bonilla et al., 2016). En contraste, la ausencia de cobertura invernal en los tratamientos sin CC habrían favorecido pérdidas por lixiviación y una menor acumulación de N, coincidiendo con estudios previos en sistemas agrícolas similares (Crespo et al., 2021).

Tabla 1. Variación del stock de C y N (Mg ha^{-1} $año^{-1}$) en el período 2013-2018 por tratamiento en tres profundidades (0-5, 5-10, 10-20).

Trat.	Prof.	Δ stock C		Δ stock N	
		2013-2018		2013-2018	
Maíz1	0-5	-0,240	-0,610	-0,011	-0,051
	5-10	-0,080		-0,010	
	10-20	-0,290		-0,030	
Maíz2	0-5	0,090	0,360	0,001	-0,024
	5-10	0,080		-0,009	
	10-20	0,190		-0,016	
Centeno	0-5	0,200	-0,170	0,022	-0,014
	5-10	-0,130		-0,013	
	10-20	-0,240		-0,023	

Durante el segundo período analizado (2018–2025), todos los tratamientos mostraron incrementos de C en los primeros 5 cm, potenciándose con la fertilización nitrogenada en maíz (N+) (Figura 2a, Tabla 2). El aumento podría atribuirse al mayor crecimiento de biomasa aérea y raíces, que eleva el aporte de residuos y C al suelo en respuesta a la disponibilidad de N. Sin embargo, el aumento de C superficial sólo alcanza a recuperar parte del carbono perdido en todo el perfil estudiado (0-20 cm) en los tratamientos con CC (N+), evidenciándose tasas positivas de variación de stock de C (Tabla 2). En concordancia con estos resultados, otros trabajos muestran que los incrementos de C tienden a concentrarse en la superficie salvo que aumenten sustancialmente las raíces o procesos que trasladan C a capas inferiores (Peng et al., 2024).

Además, en este período, el incremento en la fertilización del maíz permitió que los tratamientos con CC promuevan la acumulación de N en todo el perfil del suelo, con preponderancia en la capa superficial (Figura 2b, Tabla 2). Esto coincide con estudios que señalan que la inclusión sostenida de CC promueven la recuperación del N total del suelo, especialmente en las fracciones orgánicas superficiales (Plaza-Bonilla et al., 2016; Crespo et al., 2021). La mayor entrada de residuos y raíces favorecería la inmovilización temporal de N y la formación de compuestos microbianos estables, contribuyendo a la retención del nutriente en el sistema.

Finalmente, luego de 12 años de análisis, las mayores tasas de incremento del stock de C y N en el suelo se observaron en los primeros 5 cm del suelo en los tratamientos con mayor fertilización nitrogenada en maíz (N+), independientemente de la rotación. En este sentido, incrementos tanto de biomasa aérea como de raíces en profundidad, podrían favorecen la formación de agregados estables que acumulan C a mayores profundidades. La interacción favorable entre alto aporte de biomasa, fertilización con N y manejo que conserve el rastrojo podría traducirse en ganancias de C en los primeros 20 cm, tal como documentan varios estudios (Jian et al., 2020; Peng et al., 2024).

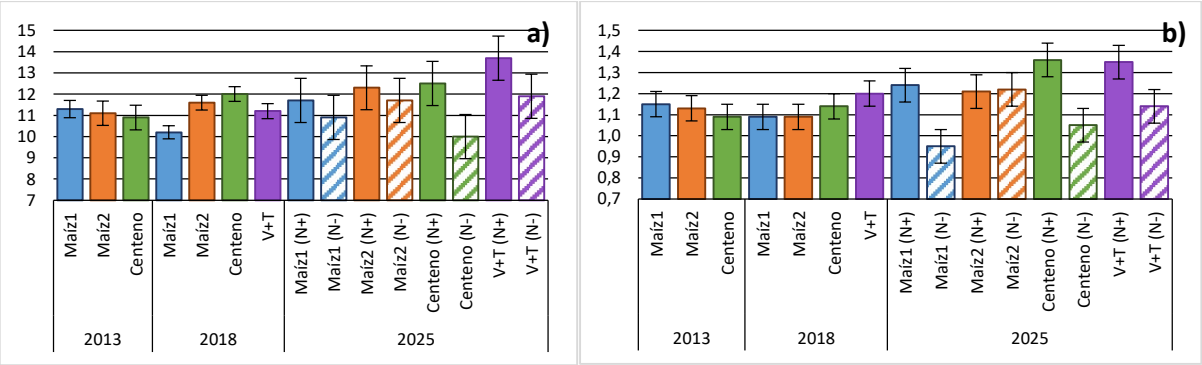


Figura 2. Stock de carbono (a) y nitrógeno (b) en el suelo (Mg ha^{-1}) en los primeros 5 cm de profundidad, en 3 momentos del experimento (2013, 2018 y 2025) para las 4 rotaciones: Maíz1 (azul), Maíz2 (naranja), Centeno (verde) y V+T (violeta). Barras rayadas indican fertilización del maíz con 100 Kg ha^{-1} de urea (N-) y barras llenas con 300 Kg ha^{-1} de urea (N+).

Tabla 2. Variación del stock de C y N (Mg ha^{-1} año^{-1}) en el período 2018-2025, con las dosis (N-: 100 kg urea ha^{-1} y N+: 300 kg urea ha^{-1}) en maíz, en 3 profundidades (0-5, 5-10 y 10-20 cm).

Trat.	Dosis N	Prof.	Δ stock C 2018-2025		Δ stock N 2018-2025	
Maíz1	N-	0-5	0,043	-0,200	-0,010	-0,030
		5-10	-0,143		-0,007	
		10-20	-0,100		-0,013	
	N+	0-5	0,286	-0,157	0,024	-0,016
		5-10	-0,200		-0,024	
		10-20	-0,243		-0,016	
Maíz2	N-	0-5	0,014	-0,543	0,014	-0,013
		5-10	-0,186		-0,001	
		10-20	-0,371		-0,026	
	N+	0-5	0,114	-0,357	0,007	-0,053
		5-10	-0,129		-0,011	
		10-20	-0,343		-0,049	
Centeno	N-	0-5	0,114	-0,214	-0,020	-0,051
		5-10	-0,057		-0,014	
		10-20	-0,271		-0,017	
	N+	0-5	0,043	0,071	0,021	0,077
		5-10	-0,014		0,020	
		10-20	0,043		0,036	
V+T	N-	0-5	0,057	-0,229	0,003	-0,030
		5-10	-0,014		-0,004	
		10-20	-0,271		-0,029	
	N+	0-5	0,386	0,200	0,034	0,011
		5-10	-0,029		0,003	
		10-20	-0,157		-0,026	

Durante las últimas cuatro campañas la biomasa promedio de los CC fue de 5335 y 5125 kg ha^{-1} para los tratamientos Centeno (N+) y (N-), y de 4716 y 4205 kg ha^{-1} para V+T (N+) y (N-), respectivamente. Estos resultados sugieren que un mayor aporte de N al maíz podría haber contribuido a elevar la producción de biomasa de los cultivos subsiguientes, incluso casi dos

años después de la aplicación del fertilizante. Este efecto se reflejaría en balances de C más favorables y en una mejora progresiva de las propiedades del suelo. En conjunto, estos procesos podrían estar generando un círculo virtuoso centrado en la mejora del suelo y en la sustentabilidad del sistema agrícola.

El centeno promovió una mayor producción de biomasa aérea que la mezcla V+T ($p = 0,037$). Sin embargo, la relación C:N de la biomasa fue marcadamente superior en los tratamientos con centeno (46,1 y 37,8 para N+ y N-) en comparación con la mezcla V+T (24,4 y 24,1, para N+ y N-). Las diferencias observadas en esta relación reflejan contrastes en la calidad química de los residuos y en su potencial para contribuir a la acumulación de C en el suelo. Diversos estudios han mostrado que los CC de mezclas de gramíneas y leguminosas suelen promover mayores incrementos de C en el suelo que los monocultivos de gramíneas (Jian et al., 2020). Residuos con baja relación C:N se transforman eficientemente en compuestos orgánicos estables, mientras que los de alta relación C:N, como el centeno, limitan la incorporación de C al suelo y aumentan su pérdida como CO_2. (Six et al., 2002).

CONCLUSIONES

La inclusión de CC y la fertilización nitrogenada atenuaron las pérdidas de carbono y nitrógeno del suelo, principalmente en superficie, aunque no revirtieron el balance negativo en profundidad, lo que refleja la dificultad de incrementar los stocks de MO en sistemas intensificados con cultivos anuales. Los CC otoño-invernales mejoraron la calidad del suelo y los stocks de C y N, mientras que las rotaciones sin CC evidenciaron una pérdida progresiva de fertilidad tras 12 años de agricultura continua. La fertilización nitrogenada en maíz potenció el efecto de los CC al aumentar la producción de biomasa y la acumulación de C. El efecto de los CC sobre el rendimiento de los cultivos de cosecha demuestra la necesidad de ajustar su manejo, especialmente en relación con el uso del agua. En conjunto, la integración de CC, fertilización y rotaciones adecuadas surge como una estrategia eficaz para mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas pampeanos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los Ing. Agr. Marta Pérez y Walter Miranda por la conducción del ensayo y generación de información entre los años 2013 y 2023.

BIBLIOGRAFÍA

Barraco, M. R. and Girón P. (2022). Stock de carbono en diferentes secuencias agrícolas en hapludoles de la pampa arenosa. XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 15 al 18 de noviembre de 2022. Buenos Aires, Argentina.

Bremner, J. M. (1960). Determination of Nitrogen in Soil by the Kjeldahl Method. Journal of Agricultural Science 55:11-33.

Crespo, C., Wyngaard, N., Sianz Rozas, H., Barbagelata, P., Barraco, M., Gudelj, V. and Barbieri, P. (2021). Improving soil organic nitrogen and sulfur pools by cover cropping and crop fertilization in soybean-based cropping systems. Soil and Tillage Research, 213: 105138.

Giustiniani, E., Behrends Kraemer, F. and Garibaldi, L. A. (2024). Crop sequence intensification: meta-analysis of soil organic carbon and aggregate stability in Argentina. Eur. J. Soil Sci. 75: 13485.

Jian, J., Du, X., Reiter, M. S. and Stewart, R. D. (2020). A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. Soil Biology and Biochemistry, 143: 107735.

Nelson, D. W. and Sommers, L .E. (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. pp. 539-577. In: A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney (eds.). Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties. Ame. Soci. Agron., Madison, WI, USA.

Peng, Y. and Van Eerd, L. L. (2024). Surface soil sampling underestimates soil carbon and nitrogen storage of long-term cover cropping. Geoderma Regional, 39: e00885.

Plaza-Bonilla, D., Nolot, J. M., Raffaillac, D. and Justes, E. (2016). Cover crops improve soil N dynamics in Mediterranean rainfed agroecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment, 231: 62–71.

Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E., Wyngaard, N., Divito, G. A., García, F .O. y col. (2024). Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos del NOA y NEA argentino. INTA & Fertilizar A.C.

Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A. and Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant and Soil, 241: 155-176.

EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE EFLUENTES PORCINOS EN UN SISTEMA SUELO – CULTIVO DE MAÍZ

Schifani, A.[1*], Amín, M. S.[1, 2], Chilano, Y.[1, 2]

[1] Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto; [2] Instituto de Investigaciones Sociales, Territoriales y Educativas – ISTE (CONICET-UNRC). * Ruta Nacional N° 36, km 601, Prov. Córdoba, agusschi09@gmail.com

RESUMEN: A partir del confinamiento de la producción porcina, se produjo una mayor acumulación de efluentes en superficies reducidas, incrementando el riesgo de contaminación del suelo y de los recursos hídricos. Los purines de cerdo se caracterizan por un alto contenido de agua, sales, nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) y una elevada carga microbiana. El fósforo se presenta en formas inorgánicas y orgánicas, encontrándose principalmente en la fracción sólida del purín. La utilización agrícola de estos efluentes puede generar beneficios productivos, pero requiere un manejo controlado y un monitoreo permanente del sistema suelo–planta. El objetivo de este estudio fue analizar el impacto de la aplicación de purín de cerdo sobre el rendimiento del cultivo de maíz y sobre las propiedades químicas y físico-químicas del suelo. El experimento se desarrolló en un establecimiento agropecuario de la provincia de Córdoba, Argentina, sobre un suelo Haplustol típico. Se evaluaron tres tratamientos: testigo sin fertilización ni enmienda orgánica, fertilización mineral y aplicación de purín de cerdo. Se analizaron variables de rendimiento del maíz y propiedades del suelo antes y después del ciclo del cultivo. Los resultados mostraron que el tratamiento con efluente porcino presentó un aumento del 20,46% en el rendimiento del cultivo de maíz y del 13,48% en el peso de mil granos respecto al testigo, mientras que el tratamiento con fertilización mineral no se diferenció significativamente del resto de los tratamientos en ninguna de las variables analizadas. En el suelo no se observaron cambios significativos en pH ni en el contenido de materia orgánica; sin embargo, se registró un aumento de la conductividad eléctrica y un marcado incremento del fósforo disponible, lo que evidencia la necesidad de un manejo profesional con monitoreo del suelo y ajustes de dosis para prevenir contaminación del ambiente con deterioro de la calidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: Purín de cerdo, Fósforo, Maíz.

INTRODUCCIÓN

Hasta la década del 90 los efluentes porcinos presentaban poca relevancia, ya que la naturaleza de las explotaciones a campo y las bajas concentraciones permitían su absorción por parte del suelo y utilizarlo como abono orgánico sin que constituyeran problemas. En la actualidad, la producción porcina sufrió evoluciones tecnológicas a nivel de insumos y procesos, llevando a que la cría a campo pasara a ser una actividad marginal y fuera sustituida por la cría en confinamiento, donde los procesos son de mayor eficiencia en el desarrollo de los animales (Brunori et al., 2013). Este crecimiento en la producción intensiva ha llevado a incrementos en la acumulación de efluentes en bajas superficies. Los efluentes porcinos están compuestos principalmente por el agua utilizada para el saneamiento de las instalaciones, orina, deyecciones y restos de alimento, pudiendo formar focos potenciales para la contaminación ambiental, con riesgo de afectar tanto la calidad del suelo como los recursos hídricos (Ceretta et al., 2003).

El purín de cerdo, comúnmente conocido como efluente, es un material que generalmente presenta un alto contenido de nutriente y sales. El Fosforo (P) es uno de los nutrientes que se encuentran en gran proporción en los purines de cerdo y se haya principalmente en forma

inorgánica, como fosfato monoácido de calcio ($CaHPO_4$), mientras que el resto corresponde a compuestos orgánicos. La fracción orgánica proviene principalmente de alimentos no digeridos, los cuales posteriormente son mineralizados lentamente en el suelo. Este nutriente, se encuentra en su mayor proporción en la fase solida del efluente porcino, el que presenta una relación P:N relativamente constante de 0,25 (Sánchez y Gonzáles, 2005).
El éxito de la utilización de purines de cerdo como enmiendas orgánicas en aplicaciones agrícolas al suelo depende de la interacción de diversos procesos químicos, físicos y biológicos, cuya magnitud está condicionada por factores ambientales, edáficos y de manejo. Esta interacción puede generar efectos positivos, como incrementos en el rendimiento de los cultivos y en el nivel nutricional del suelo; sin embargo, también puede provocar impactos negativos en el sistema suelo–cultivo y externalidades fuera de sus límites, mediante la transferencia de nutrientes potencialmente contaminantes, como nitrógeno y fósforo, hacia otros compartimentos del ecosistema o la alteración de propiedades físico-químicas del suelo. En este contexto, resulta necesario que la aplicación de efluentes porcinos se realice bajo condiciones controladas, con dosis ajustadas a cada sistema suelo–cultivo y mediante un monitoreo sistemático de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto de la aplicación de purín de cerdo sobre el rendimiento del cultivo de maíz y sobre las propiedades químicas y físico-químicas del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio tuvo lugar en un establecimiento agropecuario de carácter mixto (agrícola - porcino), ubicado a 5 km al Norte de La Aguada y 30 km al Noroeste de Río Cuarto, en la provincia de Córdoba (Argentina) entre las coordenadas 32º 54´ 43.5´´ S y 64º 35´ 02.8´´ O, en un suelo clasificado como Haplustol típico de textura franco arenosa. El clima de la región es subhúmedo con tendencia a ser semiseco, presentando una estación seca en invierno. La temperatura media del mes más frio (Julio) es de 4 °C y la temperatura media del mes más cálido (enero) es de 29 °C, siendo la temperatura media anual de 16,9 °C.

El experimento se realizó en parcelas de 12 m x 100 m, con tres tratamientos y tres repeticiones correspondientes. Los tratamientos fueron: testigo sin aplicación de fertilizante y sin enmienda orgánica (T), fertilizado el cual se le aplico 85 kg ha^{-1} de MicroEssentials SZ (F), y por último, efluente al cual se le aplico 13,2 mm ha^{-1} de purín (E). La dosis aplicada se estimó en base a datos bibliográficos de contenido de Nitrógeno y Fósforo del efluente aportado. El purín utilizado fue tomado de una laguna que colecta los residuos (excretas, restos de alimento) provenientes de tres galpones de engorde de cerdos.
Se determinaron las condiciones químicas y físico-químicas iniciales del suelo, seleccionándose un sector homogéneo del lote para la instalación de las parcelas experimentales. El muestreo inicial se realizó en diferentes profundidades y puntos del lote, determinándose materia orgánica total, pH, conductividad eléctrica (CE), fósforo extractable y nitrógeno de nitratos ($N\text{-}NO_3^-$).
El día 30 de septiembre del 2024 se aplicó el efluente porcino. Al momento de la aplicación, se tomaron muestras del mismo para su caracterización, determinándose materia orgánica, fósforo extractable, nitrógeno total, pH y CE. Las propiedades del efluente se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades químicas y físico – químicas del purín.

P (ppm)	Nt (%)	CE (dS/m)	pH	MO (%)
1150	2,5	15,10	7,75	44,5

P: fósforo extractable; Nt: nitrógeno total; CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica total.

El día 11 de octubre del 2024, se realizó la siembra de maíz (*Zea mays*), variedad BRV 8380 PWUE, con una densidad promedio de 61.200 plantas ha^{-1}. La cosecha del cultivo se realizó el día 23 de abril del 2025 de forma manual, las espigas fueron trilladas y los granos pesados y estandarizados a una humedad del 14%, y además se determinó el peso de mil granos de

cada tratamiento. Posteriormente se realizó un muestreo de suelo de 0 a 20 cm para la determinación de materia orgánica total, pH (1:2,5) y conductividad eléctrica (CE 1:1), y a 0-20, 20-40 y 40-60 cm para fósforo extractable.
Para cada repetición se tomaron nueve muestras de suelo las cuales se homogeneizaron en una sola muestra compuesta. Mientras que para la determinación del rendimiento se tomaron tres muestras por cada repetición, siendo cada una tomada en 1,92 m lineales, representativos de 1 m^2.
La metodología utilizada para los análisis químicos y físico - químicos fueron:

- Materia orgánica total por Walkley y Black (Nelson y Sommer, 1982).
- Fósforo extractable Bray I (Page et al., 1982).
- pH (1:2,5) y Conductividad Eléctrica (CE 1:1) mediante el método potenciométrico de Blake y Hartge (1986). Solamente para la determinación en efluente porcino se realizó en una relación 1:5.
- Determinación de N-NO_3- por colorimétrico del fenoldisulfónico de Keeney y Nelson (1982).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimiento del cultivo de maíz

El rendimiento en grano de maíz presento diferencias estadísticas entre el tratamiento T con respecto al tratamiento E, obteniendo un valor medio de 9834 kg ha^{-1} y 11847 kg ha^{-1} respectivamente, mientras que el tratamiento F no se diferenció significativamente de los tratamientos anteriores, con un rendimiento de 11243 kg ha^{-1} (Figura 1). El incremento del rendimiento del maíz del 20,46% en el tratamiento con aplicación de purín de cerdo respecto al testigo sugiere mayor disponibilidad de nutrientes durante el ciclo del cultivo según lo reportado por otros autores (Ceretta et al., 2003 y Sánchez y González, 2005), quienes destacan el aporte simultáneo de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes esenciales presentes en los efluentes porcinos.

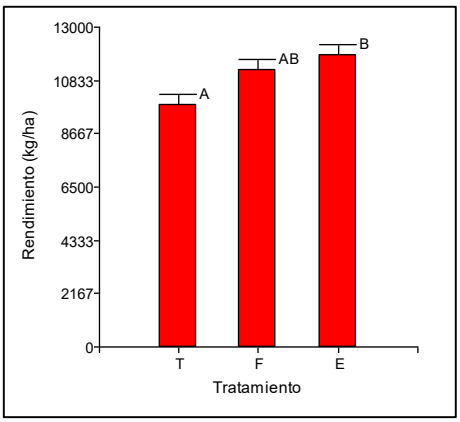


Figura 1. Rendimientos medios en granos del cultivo de maíz en diferentes tratamientos. Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, valor $p < 0,05$). Barras indican el valor de error estándar de las medias.

En cuanto al peso de 1000 semillas, el tratamiento T y F no presentaron diferencias estadísticas, con un peso medio de 41,5 g y 42,59 g respectivamente, mientras que el tratamiento E presento diferencias significativas con respecto a los dos tratamientos mencionados anteriormente, con un valor medio de peso de 1000 semillas de 47,14 g (Figura 2). El mayor peso de mil granos registrado en el tratamiento con E también ha sido documentado en sistemas donde se aplican enmiendas orgánicas líquidas, asociándose a una mejor nutrición durante el período reproductivo del cultivo (Girotto et al., 2013, Lourenzi et al., 2016, Brunori et al., 2013).

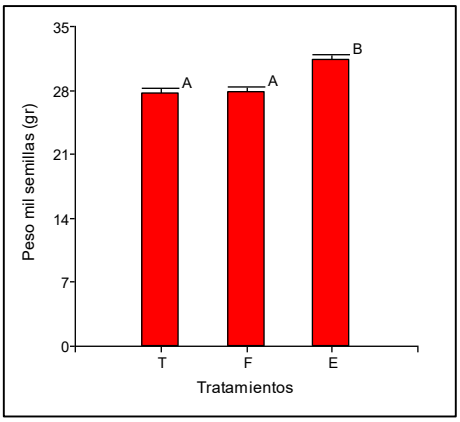


Figura 2. Peso de mil semillas de maíz en diferentes tratamientos. Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, valor *p < 0,05*). Barras indican el valor de error estándar de las medias.

Propiedades del suelo al finalizar el ciclo del cultivo de maíz

Luego de que el ciclo del cultivo finalizara, los resultados de pH determinados en el suelo no presentaron diferencias entre los tratamientos en la profundidad de 0 a 20 cm, siendo los valores medio de 5,95 en el tratamiento T, 5,63 en el F y 6,23 en el E. La ausencia de cambios significativos en el pH del suelo luego de la aplicación del purín coincide con lo observado por Moral *et al.* (2008), quienes indican que, en aplicaciones únicas o de corto plazo, los efluentes porcinos no generan modificaciones sustanciales en la reacción del suelo, especialmente en suelos con cierta capacidad tampón como los Haplustoles. En aplicaciones continuas de efluente porcino, Pegoraro et al. (2023) encontraron disminuciones en el pH superficial. Sin embargo, en el caso de la CE los tratamientos T y F no mostraron diferencias significativas, con valores medios de 0,12 dS m^{-1} en ambos casos, mientras que el tratamiento E presentó un valor significativamente superior (0,15 dS m^{-1}).

A la profundidad 20-40 cm, el pH continuó sin presentar diferencias estadísticas entre tratamientos. De manera similar, la CE presentó la misma dinámica que la profundidad de 0-20 cm, sin diferencias entre T y F, y con valores significativamente mayores en el tratamiento E. El incremento observado en la CE del suelo en el tratamiento con efluente se asocia al elevado contenido de sales solubles del purín, reflejado en un valor de CE de 15,10 dS m^{-1}, situación también documentada por Moral et al. (2008), Basso et al. (2016) y Pegoraro et al. (2023). Si bien los valores de CE registrados en el suelo no resultaron limitantes para el cultivo en el corto plazo, estos resultados refuerzan la necesidad de monitorear este parámetro ante aplicaciones reiteradas.

Tabla 2. Valores de pH, CE y contenido de MO post cosecha del maíz

	Profundidad	Testigo	Fertilizado	Efluente
pH	0 - 20	5,95 A	5,63 A	6,23 A
	20 - 40	6,38 A	6,23 A	6,19 A
CE (dS/m)	0 - 20	0,12 A	0,12 A	0,15 B
	20 - 40	0,09 A	0,10 A	0,12 B
MO	0 - 20	1,67 A	1,69 A	1,48 A

Distintas letras en la misma fila representan diferencias estadísticas de las medias (Tukey, valor *p < 0,05*).

Con respecto al contenido de Materia Orgánica en la profundidad de 0-20 cm no se detectaron diferencias estadísticas entre los tratamientos, determinando contenidos medios de 1,67% de MO en el T, 1,69 en F y 1,48% en E. Esta escasa diferencia se puede deber a la toma de la muestra suelo siendo diluida en los primeros 20 cm, además, cabe la probabilidad de que esta igualdad en los resultados sea por la baja relación C/N y por ende la rápida mineralización de

la misma en el corto periodo de tiempo en el que se realizó el estudio (Lourenzi et al., 2016). La tabla 2 presenta los resultados de pH, CE y contenido de MO post cosecha del maíz.
La aplicación de purín de cerdo generó un incremento significativo del fósforo extractable en todas las profundidades evaluadas respecto al testigo y al tratamiento con fertilización mineral. En la capa superficial (0-20 cm), el tratamiento con efluente presentó los valores más elevados de fósforo disponible, diferenciándose estadísticamente de los demás tratamientos. Esta tendencia se mantuvo en las profundidades de 20-40 y 40-60cm, donde el fósforo mostró un aumento significativo únicamente en el tratamiento con purín, evidenciando una mayor acumulación y movilidad vertical del nutriente en el perfil del suelo. En contraste, el testigo y el tratamiento fertilizado no mostraron diferencias significativas entre sí en ninguna de las profundidades analizadas. (Figura 3)

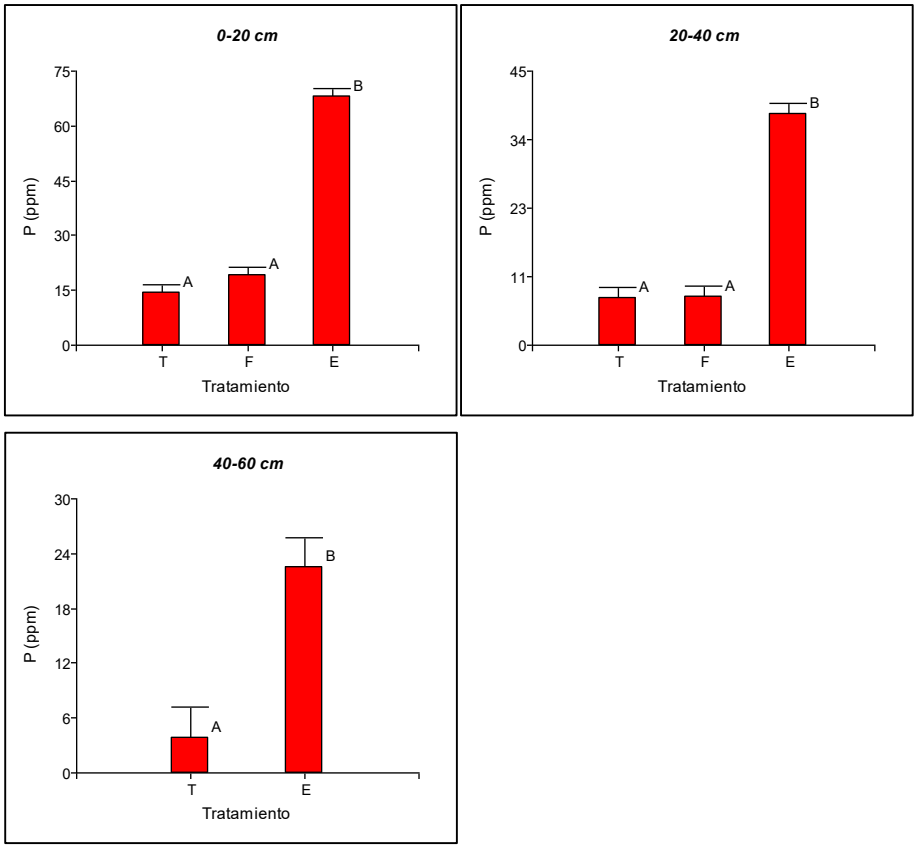


Figura 3. Contenido de Fósforo de los tres tratamientos en diferentes profundidades. Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, valor $p < 0,05$). Barras indican el valor de error estándar de las medias.

El marcado incremento del fósforo disponible observado en el tratamiento con efluente, tanto en superficie como en profundidad, concuerda con lo reportado por Sánchez y González (2005), quienes destacan que el fósforo del purín se encuentra mayoritariamente en la fracción sólida y con elevada persistencia en el suelo. La presencia de diferencias significativas hasta los 60 cm de profundidad indica una posible movilidad vertical del fósforo, ya sea por transporte en solución o asociado a partículas finas, lo que representa uno de los principales riesgos ambientales asociados al uso agrícola de purines, al incrementar la probabilidad de pérdidas hacia cuerpos de agua y procesos de eutrofización (Sharpley et al., 2013; Withers et al., 2014).

CONCLUSIONES

En este estudio, la aplicación de purín de cerdo en un sistema agropecuario extensivo incrementó significativamente el rendimiento del cultivo de maíz y el peso de mil granos, evidenciando su potencial como alternativa a la fertilización mineral. El aumento observado

en la conductividad eléctrica del suelo no afectó el crecimiento ni el desarrollo del cultivo en el corto plazo. Asimismo, no se detectaron diferencias significativas en los valores de pH ni en el contenido de MO del suelo en las profundidades evaluadas. Sin embargo, la acumulación significativa de fósforo en el perfil del suelo, especialmente en profundidad, resalta la importancia de ajustar las dosis de aplicación según los requerimientos del cultivo y la composición del efluente, así como de su adecuada homogeneización previa. En este contexto, el uso agrícola de efluentes porcinos requiere un manejo profesional basado en la caracterización del efluente, el ajuste de dosis y el monitoreo continuo de las propiedades químicas y físico-químicas del suelo, a fin de maximizar los beneficios productivos y minimizar los riesgos ambientales.

BIBLIOGRAFÍA

Basso, C. J., Ceretta, C. A., Pavinato, P. S., et al. (2016). Electrical conductivity and nutrient dynamics in soils under animal waste application. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20, 107–113.

Brunori, J. C., y Juárez, E. I. M. (2013). Producción de cerdos en Argentina: situación, oportunidades, desafíos. EEA INTA Marcos Juárez.

Ceretta, C. A., Durigon, R., Basso, C. J., Barcellos, L. A. R., y Vieira, F. C. B. (2003). Characteristics of soils treated with pig slurry. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27, 111–119.

Girotto, E., Ceretta, C. A., Brunetto, G., et al. (2013). Accumulation and availability of nutrients in soils with pig slurry application. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37, 1257–1266.

Havlin, J. L., Tisdale, S. L., Nelson, W. L., y Beaton, J. D. (2014). *Soil Fertility and Fertilizers*. 8th ed. Pearson.

Keeney, D.R. y Nelson, D. W. 1982. Nitrogen, en Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological properties. Agronomy monographis Nº 9, Second edition, pp 643- 693 ASA. ASSA.

Lourenzi, C. R., Ceretta, C. A., Brunetto, G., et al. (2016). Pig slurry application and nutrient availability in soil and crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104, 193–205.

Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M. D., et al. (2008). Salinity, organic content and nutrient accumulation following pig slurry application. *Soil y Tillage Research*, 97, 192–201.

Nelson, D. W. y Sommers, L. E. 1982. Total carbon, Organic carbon and Organic Matter in A. Klute (ed.). Methods of soil analysis Chemical and Microbiological Properties Part 2. ed Agron. Monogr. 9. ASA, pp. 539-577.

Page, A. L. (1982). Methods of soil analisis Part 2 Number 9. American Society of Agronomy, Inc. Sail Science Society of American, Inc. Segunda edición. Madison, Wisconsis. USA. 1159 p

Pegoraro, V., Bachmeier, O., Lorenzon, C., Conde, B., Ortiz, J., Barbosa, A. y Zubillaga, M. (2023). Cambios en los atributos del suelo por aplicación continua de efluente porcino. Ciencia del suelo, 41(2), 261-272.

Sánchez, M., y González, J. L. (2005). The fertilizer value of pig slurry. *Bioresource Technology*.

Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., Flaten, D. N., y Buda, A. R. (2013). Critical source area management of agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 42, 1308–1320.

Withers, P. J. A., Neal, C., Jarvie, H. P., y Doody, D. G. (2014). Agriculture and eutrophication: where do we go from here? *Sustainability*, 6, 5853–5875.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO BAJO FERTILIZACIÓN NITROGENADA CONTÍNUA EN AMBIENTE SEMIÁRIDO

Schulz, G. I.[1, 2*], Kiessling, R. J.[1], Fernández, N. D.[1], Martínez, J. M.[1, 3]

[1] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur.; [2] Comisión de Investigaciones Científicas (CIC); [3] Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS)- CONICET, Bahía Blanca, Argentina. San Andrés 800. CERZOS (CONICET); * guillermina.schulz@uns.edu.ar

RESUMEN: La evaluación de la calidad del suelo (CS) es importante para su sostenibilidad. La fertilización nitrogenada (FN) y prácticas de manejo como la siembra directa (SD), afectan a las variables edáficas asociadas con la CS. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de la FN continua en monocultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.) bajo SD sobre indicadores e índices de CS y evaluar su sensibilidad para detectar cambios de mediano plazo en un suelo de la región semiárida bonaerense. En 2024 se muestreó un ensayo de larga duración (ELD) (iniciado en 2009) en las profundidades 0-6, 0-12 y 0-20 cm en presiembra del trigo. Se muestrearon las parcelas con diferentes dosis de nitrógeno (N) aplicado a la emergencia (0, 40 (40E) y 80 (80E) kg N ha^{-1}). Se determinaron indicadores edáficos de la CS asociados a las fracciones orgánicas: carbono orgánico total (COT), CO particulado (COP), N total (Nt), N orgánico particulado (NOP) y N potencialmente mineralizable (Npm). Luego, se establecieron índices funcionales a partir del cociente entre indicadores. El Npm mostró respuesta altamente significativa ($p<0,01$) a FN solo para la profundidad de 0-6 cm, presentando los mayores valores en 0 y 40E. De los índices evaluados, se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$) por tratamiento para Npm/NOP en 0-20 cm, con mayores valores en 0 y 40E. Otros indicadores e índices evaluados no demostraron efectos de la FN en ninguna profundidad. Los resultados demuestran que la FN continua produjo cambios en el Npm para la profundidad de 0-6 cm en el mediano plazo, disminuyendo sus valores con mayores dosis de N. Este resultó ser el único indicador sensible al efecto de la FN continua. El Npm/NOP se propone como índice de CS a utilizar bajo las condiciones particulares de este estudio cuando la profundidad de muestreo sea 20 cm.

PALABRAS CLAVE: indicadores edáficos, índices funcionales, ensayo de larga duración.

INTRODUCCIÓN

La preocupación por la sostenibilidad de los sistemas agropecuarios ha incentivado el desarrollo de indicadores a fin de evaluar y monitorear la CS (Doran y Parkin, 1994). La CS es la capacidad de un tipo específico de suelo para funcionar, dentro de los límites de los ecosistemas naturales o antrópicos, para sustentar la productividad de las plantas y los animales, mantener o mejorar la calidad del agua y del aire y soportar la salud y vivienda humanas (Karlen et al., 1997; Doran y Parkin, 1994). Los indicadores de CS más apropiados no son universales y varían en función del tipo de ambiente, suelo y sistema de producción (Cantú et al., 2007). Toledo et al. (2013) y Martínez et al. (2020) informaron que existen diferentes índices relacionados a las fracciones orgánicas para evaluar la CS, que proporcionan información sobre el funcionamiento del agroecosistema y pueden ser sensibles a las variaciones edáficas, estacionales y climáticas. Es necesario monitorear los cambios temporales de los indicadores de CS (Shukla et al., 2006). Para ello es esencial realizar ELD para comparar la variación de las propiedades del suelo que sirven como indicadores a corto, mediano y largo plazo (Poulton et al., 1995). La fertilización y las prácticas de manejo como la SD, afectan a las variables edáficas asociadas con la CS (Martínez et al., 2017a). En el sudoeste bonaerense los estudios que evalúan los efectos de mediano plazo de la fertilización

nitrogenada sobre las propiedades edáficas bajo SD son escasos (Minoldo, 2010; Martínez et al., 2017a).
El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de la FN continua en monocultivo de trigo sobre indicadores e índices funcionales de CS; y evaluar su sensibilidad para detectar cambios de mediano plazo en un suelo de la región semiárida bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

El estudio se llevó a cabo en un establecimiento ubicado en Colonia Napostá, a 35 km de la ciudad de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires), cabecera del partido homónimo. El paisaje del área es plano y constituye mayormente el resultado de episodios eólicos, procesos de erosión/deposición y eventos de origen marino. Se clasificó el suelo como un Paleustol Petrocálcico, franco grueso térmico (Soil Survey Staff, 2014). El edafoclima es ústico-térmico (Amiotti et al., 2010). La precipitación promedio anual en la zona es de 563 mm (media 1860-2023), concentrándose dos terceras partes en otoño y primavera. Se registran una estación seca a fines del invierno y una semiseca a mediados de verano (enero y febrero). En esos meses la evapotranspiración potencial más que duplica las precipitaciones (Scian, 2010), lo que constituye una limitación difícil de franquear para la producción de cultivos de verano.

Diseño experimental

En 2024 se muestreó un ensayo de fertilización nitrogenada en trigo bajo SD, con un diseño de bloques completos al azar (unidad experimental de 60 m^2) y seis tratamientos, iniciado en 2009. Los tratamientos consistieron en dosis y épocas de aplicación de N: testigo, 40 y 80 kg N ha^{-1}, en siembra-emergencia o macollaje, y la dosis mayor repartida entre las dos épocas, en dos fracciones iguales. El N se aplicó como urea granulada (46-0-0) al voleo en forma manual. El análisis en muestras de la capa arable (0-12 cm) al comienzo del ensayo (año 2009) arrojó valores de 17 g de carbono orgánico total (COT) kg^{-1} (Walkley y Black, 1934), 9 mg fósforo extraíble kg^{-1} (Bray y Kurtz, 1945) y 7,6 de pH (relación suelo: agua 1:2,5). Una caracterización minuciosa del estado inicial del sitio de ensayo en cuanto a parámetros de fertilidad química y su variabilidad espacial en un diseño de bloques se informa en un trabajo anterior (Orden et al., 2011). A los quince años del inicio del estudio se colectaron en presiembra del trigo muestras compuestas (10-15 muestras simples) en las profundidades de 0-6, 0-12 y 0-20 cm en las unidades experimentales que durante quince campañas consecutivas habían recibido anualmente 0, 40 y 80 kg N ha^{-1} aplicados al momento de emergencia (0, 40E, 80E).

Análisis de suelo

Se procedió a secar las muestras de suelo al aire y tamizar por una malla de 2 mm. Sobre ellas, se analizaron indicadores químicos: COT, estimando a partir de la determinación de MO porcalcinación Martínez et al., (2017b), asumiendo un contenido de C en la muestra de 45%. El Nt se determinó por el método Semimicro-Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) El COP y el NOP, se obtuvieron a partir del fraccionamiento físico por tamaño de partícula (Duval et al., 2013); y luego se de la misma manera que COT y Nt. Dentro de los indicadores de CS biológicos, se analizó el N anaeróbico (Npm) determinado a partir de una incubación anaeróbica a 40°C durante 7 días, siguiendo la metodología propuesta por Waring y Bremner (1964).

Índices funcionales de CS

Los índices evaluados se basaron en los propuestos por Toledo et al. (2013) y Martínez et al. (2020): i) fracción del Nt fácilmente mineralizable (Npm/Nt); ii) la proporción de N lábil respecto del total (NOP/Nt); iii) potencial del suelo de suministrar N del material lábil (Npm/NOP); iv) la proporción de material lábil de la MO del suelo (COP/COT); v) la calidad de la MO (C/N) y vi) la calidad de la MOP (C/N-MOP).

Análisis estadístico

Se realizó el análisis de la varianza (ANAVA) y comparación de medias mediante el test de diferencias mínimas significativas (DMS) de Fisher ($p<0,05$) para estudiar la influencia de la fertilización sobre los indicadores y los índices en cada profundidad. Se utilizó el paquete estadístico R (R Core Team, 2023)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los indicadores evaluados según tratamiento se detallan en el Tabla 1. El Npm mostró respuesta altamente significativa ($p<0,01$) a la fertilización solo para la profundidad de 0-6 cm. Los mayores valores se hallaron para los tratamientos 0 y 40E presentaron mayores valores de Npm con respecto a 80E. Esto coincide con lo encontrado por otros autores que también registraron un menor contenido de Npm con mayores dosis de fertilización nitrogenada de larga duración (Ortiz et al., 2020). Este efecto de la fertilización es denominado "*priming*" y se menciona con frecuencia asociado a la disminución del Npm, debido a que la aplicación de N aumenta el volumen de aportes de N orgánico y, como consecuencia se reduce el pool de N mineralizable del suelo (Kuzyakov et al., 2000). Por otro lado, al ser un proceso mediado por microorganismos puede ser afectado por cambios en el pH del suelo (Ortiz et al., 2020). En este mismo sitio de estudio, Martínez et al., (2017a) demostraron una disminución significativa del pH con la fertilización nitrogenada continua cuando se aplicaron anualmente 80 kg N ha^{-1}. Los valores de Npm son mayores en la capa más superficial con respecto a 0-12 y 0-20 cm, en todos los tratamientos muestreados debido a la estratificación de la MO que se genera bajo SD, y coincide con lo reportado por Martínez et al. (2018a).

La escasez de pprecipitaciones durante 2023 repercutió en un limitado aporte de residuos durante el ciclo de cultivo anterior (Leoz Espil, 2025) lo que podría haber influido en los indicadores sensibles como COP y NOP, ya que estas fracciones dependen de la cantidad y calidad del material recientemente devuelto al suelo (Duval et al., 2013; Martínez et al., 2018b). Con respecto a otros indicadores evaluados como COT y Nt, no se encontraron diferencias para las tres profundidades estudiadas.

Tabla 1. Valores de los indicadores medido (media± desvío estándar) y análisis de la varianza según tratamiento y profundidad.

Indicador	Tratamiento	Profundidad (cm)		
		0-6	0-12	0-20
COT (g kg^{-1})	0	23,3±2,4 **a**	19,1±1,6 **a**	17,9±1,7 **a**
	40E	23,0±1,7 **a**	19,8±2,1**a**	17,5±1,1 **a**
	80E	23,9±3,7 **a**	19,7±1,6 **a**	17,7±1,4 **a**
COP (g kg^{-1})	0	8,7±1,1 **a**	6,9±0,4 **a**	6,0±0,6 **a**
	40E	10,1±2,0 **a**	6,9±1,0 **a**	5,9±0,5 **a**
	80E	8,5±1,1 **a**	6,6±0,6 **a**	5,6±0,4 **a**
Nt (g kg^{-1})	0	1,75±0,17 **a**	1,66±0,11 **a**	1,50±0,16 **a**
	40E	1,86±0,10 **a**	1,58±0,44 **a**	1,49±0,15 **a**
	80E	1,81±0,07 **a**	1,73±0,43 **a**	1,51±0,22 **a**
NOP (g kg^{-1})	0	0,58±0,08 **a**	0,46±0,05 **a**	0,40±0,03 **a**
	40E	0,70±0,06 **a**	0,53±0,07 **a**	0,43±0,12 **a**
	80E	0,64±0,12 **a**	0,57±0,16 **a**	0,39±0,07 **a**
Npm (mg kg^{-1})	0	35,5±7,0 **a**	15,9±3,2 **a**	16,8±3,9 **a**
	40E	58,8±4,6 **b**	17,5±6,6 **a**	12,6±2,0 **a**
	80E	28,9±11,3 **a**	16,8±7,4 **a**	7,00±2,0 **a**

Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre tratamientos para una misma profundidad.

Los índices de CS evaluados se muestran en la Tabla 2. Se encontraron diferencias significativas (p<0,05) para el Npm/NOP entre tratamientos para la profundidad de 0-20 cm, siendo los tratamientos 0 y 40E los que presentaron mayores valores, lo que refleja el suministro potencial de N proveniente de fracciones lábiles en estos tratamientos, pudiendo estar asociado al menor Npm y NOP hallado en 80E. En las capas 0-6 y 0-12 cm no se encontraron diferencias (p>0,05) entre tratamientos para los índices evaluados. Por lo tanto, se podría ser utilizar Npm/NOP como índice funcional para evaluar la CS con prácticas de fertilización nitrogenada cuando se considera la profundidad de muestreo de 0-20 cm.

Tabla 2. Índices de calidad de suelo (media± desvío estándar) y análisis de la varianza según tratamiento y profundidad.

Trat.	Prof. (cm)	Npm/Nt	COP/COT	NOP/Nt	Npm/NOP	C/N	C/N MOP
0	0-6	2,08±0,51 **a**	0,08±0,01 **a**	0,33±0,08 **a**	6,27±1,88 **a**	13,2±0,58 **a**	14,9±0,99 **a**
40E		3,11±0,21 **a**	0,07±0,01 **a**	0,38±0,55 **a**	8,43±1,42 **a**	12,3±0,49 **a**	12,8±1,87 **a**
80E		1,63±0,81 **a**	0,07±0,01 **a**	0,35±0,07 **a**	4,92±2,62 **a**	13,2±1,95 **a**	13,5±1,05 **a**
0	0-12	0,98± 0,18 **a**	0,07±0,01 **a**	0,27±0,05 **a**	3,5±0,85 **a**	11,4±0,65 **a**	15,4±1,32 **a**
40E		1,26±0,79 **a**	0,07±0,01 **a**	0,36±0,13 **a**	3,42±1,59 **a**	13,4±4,36 **a**	12,9±1,20 **a**
80E		1,01±0,63 **a**	0,07±0,01 **a**	0,35±0,14 **a**	3,29±0,96 **a**	12,9±0,68 **a**	13,1±0,98 **a**
0	0-20	1,19±0,49 **a**	0,07±0,01 **a**	0,27±0,05 **a**	3,95±0,89 **a**	12,0±1,41 **a**	15,1±0,41 **a**
40E		0,80±0,21 **a**	0,06±0,01 **a**	0,30±0,10 **a**	3,74±0,23 **a**	11,7±0,64 **a**	12,8±1,92 **a**
80E		0,44±0,28 **a**	0,06±0,01 **a**	0,26±0,05 **a**	1,60±0,27 **b**	11,9±1,87 **a**	13,5±0,71 **a**

Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) en los índices entre tratamientos para cada profundidad.

366

CONCLUSIONES

La fertilización nitrogenada continua produjo cambios en el Npm para la profundidad de 0-6 cm en el mediano plazo, disminuyendo sus valores con mayores dosis de N. Este resultó ser el único indicador sensible al efecto de la fertilización nitrogenada continua, luego de 15 años de experimentación. El Npm/NOP se propone como el índice más sensible para evaluar la CS bajo las condiciones particulares de este estudio y la profundidad de 0-20 cm.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por el Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina PGI 24/ZA18.

BIBLIOGRAFÍA

Amiotti, N. M., Blanco, M. C., Schmidt, E. y Díaz, S. (2010). Variabilidad espacial de los suelos y su relación con el paisaje. En: JD Paoloni (ed.). *Ambiente y recursos naturales del partido de Bahía Blanca. Bahía Blanca (Argentina): EdiUNS*, 129-173.

Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil science*, *59*(1), 39-46.

Bremner, J. M. y Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen—total. *Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties*, *9*, 595-624.

Cantú, M. P., Becker, A., Bedano, J. C. y Schiavo, H. F. (2007). Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del suelo*, *25*(2), 173-178.

Davies, B. E. (1974). Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, *38*(1), 150-151.

Doran, J. W. y Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. *Defining soil quality for a sustainable environment*, *35*, 1-21.
Duval, M. E., Galantini, J. A., Iglesias, J. O., Canelo, S., Martínez, J. M. y Wall, L. (2013). Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil and Tillage Research*, *131*, 11-19.
Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F. y Schuman, G. E. (1997). Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Science Society of America Journal*, *61*(1), 4-10.
Kuzyakov, Y., Friedel, J. K. y Stahr, K. (2000). Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, *32*(11-12), 1485-1498.
Leoz Espil, J. S. (2025). Fertilización nitrogenada continua en trigo pan en un sitio semiárido: evaluación de dos campañas contrastantes. Tesis de grado. Departamento de Agronomía. Universidad Nacional del Sur.
Martínez, J. M., Ron, M. M. y Kiessling, R. J. (2017a). Efecto de la fertilización nitrogenada en trigo continuo sobre variables edáficas bajo siembra directa. III Jornadas Nacionales de Suelos y Ambientes Semiáridos. 7 y 8 de septiembre de 2017 en Bahía Blanca.
Martínez, J. M., Duval, M. E., López, F. M., Iglesias, J. O. y Galantini, J. A. (2017b). Ajustes en la estimación de carbono orgánico por el método de calcinación en Molisoles del sudoeste bonaerense. *Ciencia del suelo*, *35*(1), 171-180.
Martínez, J. M., Kiessling, R. J. y Ron, M. M. (2018a). Efecto de la fertilización nitrogenada en trigo continuo sobre el nitrógeno mineralizable del suelo. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 15 a 18 de mayo 2018, San Miguel de Tucumán, Argentina.
Martínez, J. M., Galantini, J. A. y Duval, M. E. (2018b). Contribution of nitrogen mineralization indices, labile organic matter and soil properties in predicting nitrogen mineralization. *Journal of soil science and plant nutrition*, *18*(1), 73-89.
Martínez, J. M., Galantini, J. A., Duval, M. E. y López, F. M. (2020). Soil quality assessment based on soil organic matter pools under long-term tillage systems and following tillage conversion in a semi-humid region. *Soil Use and Management*, *36*(3), 400-409.
Minoldo, G. (2010). Impacto de largo plazo de diferentes secuencias de cultivos del sudoeste bonaerense sobre algunas propiedades químicas del suelo y la productividad del trigo. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias, Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, 153 págs.
Orden, L., Mandolesi, M. E., Kiessling, R. J. y Ron, M. M. (2011). Variabilidad espacial de fertilidad química del suelo en un diseño de bloques. *Spanish Journal of Soil Science*, *1*(1), 54-69.
Ortiz, J., Faggioli, V. S., Ghio, H., Boccolini, M. F., Ioele, J. P., Tamburrini, P., García, F.O. y Gudelj, V. (2020). Impacto a largo plazo de la fertilización sobre la estructura y funcionalidad de la comunidad microbiana del suelo. *Ciencia del suelo*, *38*(1), 45-55.
Poulton, P. R. (1995). The importance of long-term trials in understanding sustainable farming systems: the Rothamsted experience. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, *35*(7), 825-834.
R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria.
Scian, B. (2010). Clima - Bahía Blanca y sudoeste bonaerense. En: JD Paoloni (ed.). *Ambiente y recursos naturales del partido de Bahía Blanca. Bahía Blanca (Argentina): EdiUNS*, 29-97.
Shukla, M. K., y Lal, R. (2005). Soil organic carbon stock for reclaimed minesoils in northeastern Ohio. *Land Degradation y Development*, *16*(4), 377-386.
Soil Survey Staff. (2014). Keys to soil taxonomy, 12th edn washington. *DC: Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture*.
Toledo, D. M., Galantini, J. A., Ferreccio, E., Arzuaga, S., Gimenez, L., y Vázquez, S. (2013). Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ciencia del suelo*, *31*(2), 201-212.
Walkley, A., y Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, *37*(1), 29-38.
Waring, S. A., y Bremner, J. M. (1964). Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature*, *201*(4922), 951-952.

EVALUACIÓN DE LA INFILTRACIÓN BÁSICA EN SUELOS MOLISOLES, VERTISOLES, ALFISOLES Y ENTISOLES DE ENTRE RÍOS MEDIANTE ANÁLISIS MULTIVARIADO

Steger, L. R.[1]*, Hernández, J. P.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos (UNER).
* lucas.steger@uner.edu.ar

RESUMEN: Se evaluaron las relaciones entre infiltración base, densidad aparente, materia orgánica y contenido de arcilla en 133 muestras de suelo pertenecientes a los órdenes Molisol, Vertisol, Alfisol y Entisol de la provincia de Entre Ríos (Argentina). Las determinaciones se realizaron con contenido de agua próximo a capacidad de campo. Se obtuvieron valores promedio de 31 mm h^{-1} para la infiltración base (rango 5–93), 1,23 g cm^{-3} para densidad aparente (0,85–1,51), 3,06% para materia orgánica (1,57–5,44) y 39,57% de arcilla (6,1–54,8). La matriz de correlaciones mostró una relación negativa moderada entre infiltración y densidad aparente (r = –0,37) y una relación positiva de magnitud similar entre infiltración y materia orgánica (r = 0,37). La densidad aparente se correlacionó negativamente con la materia orgánica (r = –0,42), mientras que la arcilla presentó correlaciones menores con el resto de las variables. El análisis de componentes principales explicó la mayor parte de la variabilidad mediante dos componentes: un PC1 asociado a mayor materia orgánica y mayor infiltración, con densidad aparente negativa, interpretado como un eje de calidad física del suelo; y un PC2 dominado por el contenido de arcilla, reflejando el gradiente textural entre órdenes. Los Molisoles se ubicaron en valores positivos del PC1, los Vertisoles en valores positivos del PC2, mientras que Alfisoles y Entisoles ocuparon posiciones intermedias. Este enfoque permitió distinguir patrones funcionales entre órdenes de suelos y evidenciar los factores que explican las diferencias observadas en su comportamiento físico.

368

PALABRAS CLAVE: Materia orgánica, infiltración, física de suelo.

INTRODUCCIÓN

Las propiedades físicas del suelo determinan su comportamiento estructural e hidrológico, influyendo en procesos clave como la infiltración, la aireación, el crecimiento radicular y la estabilidad de agregados. Entre los parámetros que mayor influencia tiene en el comportamiento físico de un suelo y que podemos medir de forma más sencilla encontramos la infiltración, la densidad aparente, la materia orgánica y la textura, estas variables además de ser claves para evaluar el comportamiento físico de un suelo se encuentran interconectadas generando unas efecto sobre las otras. La duda que nos surge entonces es ¿cuál es la magnitud de esa relación entre estos parámetros? y por consiguiente ¿qué variable nos aporta mayor información sobre el estado de un suelo?

Una de las principales características de los suelos de la provincia de Entre Ríos es el alto contenido de arcillas de los mismos, lo cual trae como consecuencia rasgos característicos en estos como pueden ser, baja porosidad de aireación, menor exploración radicular, bajas tasas de infiltración, problemas de anegamiento en épocas lluviosas y a en épocas de déficit hídrico agua retenida en el suelo a tensiones que la planta no es capaz de tomar. Pero dentro de estas características típicas vemos un amplio abanico de tipos de suelo y dentro de cada suelo vemos diferentes situaciones a campo, lo cual nos lleva a preguntarnos cuáles serán las causas de estas diferencias.

La variable que más nos interesa explicar de aquí en adelante es la infiltración dada su importancia para las reservas de agua en el suelo y su estrecha relación con los problemas de erosión hídrica que se presentan en la provincia.
Hipótesis: la infiltración base está principalmente explicada por diferencias en materia orgánica y densidad aparente entre órdenes de suelo.
Objetivo: evaluar las relaciones entre infiltración base, densidad aparente, materia orgánica y arcilla en muestras de los cuatro órdenes de suelo predominantes de Entre Ríos mediante análisis multivariado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron 133 muestras de suelo, recolectadas en 13 campos diferentes distribuidos en la provincia de Entre Ríos (figura 1). De dichas muestras 48 corresponden al órden de suelo molisol, 47 al vertisol, 32 al alfisol y 6 al entisol. Estas muestras corresponden a diferentes trabajos de muestreo realizados durante los años del 2023 al 2025. Todas las determinaciones se realizaron con un contenido hídrico del suelo cercano a capacidad de campo.

Figura 1. mapa de la provincia de Entre Ríos, con división de departamentos, mapa de suelos y ubicación de los puntos de muestreo.

Los datos de infiltración base analizados provienen de determinaciones realizadas con el método del permeámetro de disco de acuerdo a lo descrito por Santos, et al (2017). La densidad aparente se determinó por el método del cilindro, propuesto por Santos (2017), basado en Stengel (1983), que utiliza un tubo cilíndrico de acero inoxidable de 100 cm3 (u otro volumen conocido), con uno de sus bordes biselado para facilitar la penetración en el suelo, los datos de materia orgánica corresponden al método de la oxidación húmeda (Walkley y Black, 1934), normalizado bajo Norma IRAM 29571-2:2011 y 29571-3:2016 y para la determinación de textura se utilizó la metodología de la Pipeta de Robinson descripta por Hernández (2018), en todos los casos los datos que se presentan corresponden a muestreos superficiales (00-20 cm). Los datos se analizaron mediante el cálculo de estadísticas descriptivas y la matriz de correlaciones de Pearson.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores promedio para cada variable que se obtuvieron fueron: infiltración base 31 $mm.h^{-1}$ (rango 5–93 $mm.h^{-1}$), densidad aparente 1,23 $g.cm^{-3}$ (0,85–1,51 $g.cm^{-3}$), materia orgánica 3,06% (1,57–5,44%) y arcilla 39,57% (6,1–54,8%), por lo que vemos un amplio rango de condiciones.

A continuación, en las figuras 2 y 3 podemos observar los gráficos de caja y bigotes comparando los órdenes de suelo, en los cuales vemos la amplitud de condiciones dentro de cada orden.

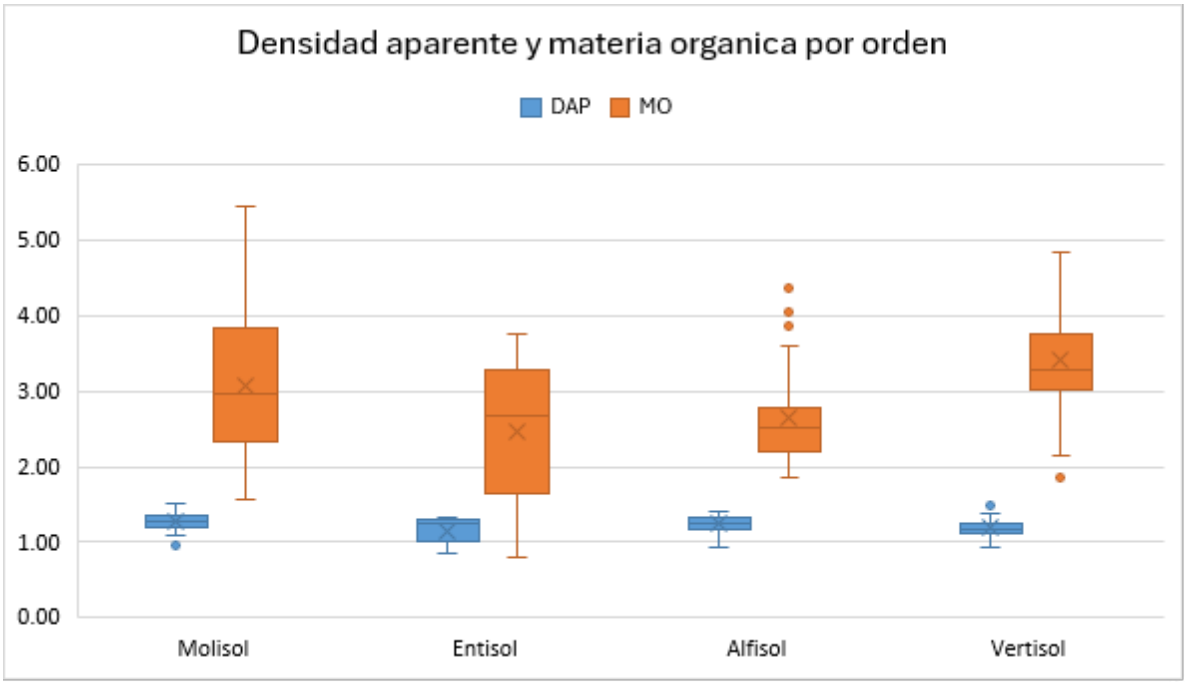


Figura 2. gráfico comparativo de los órdenes de suelo entre la densidad aparente y la materia orgánica.

Cabe destacar que en la figura 3 podemos observar suelos molisoles con valores de infiltración base menores a los mínimos de los vertisoles, lo cual esperaríamos que sea a la inversa, una de las explicaciones para este fenómeno es la abundante presencia de estructuras laminares encontradas en dichos suelos como así también en los alfisoles, estas estructuras reducen considerablemente la infiltración en estos suelos y se forman por manejos inadecuados y alto porcentaje de limo.

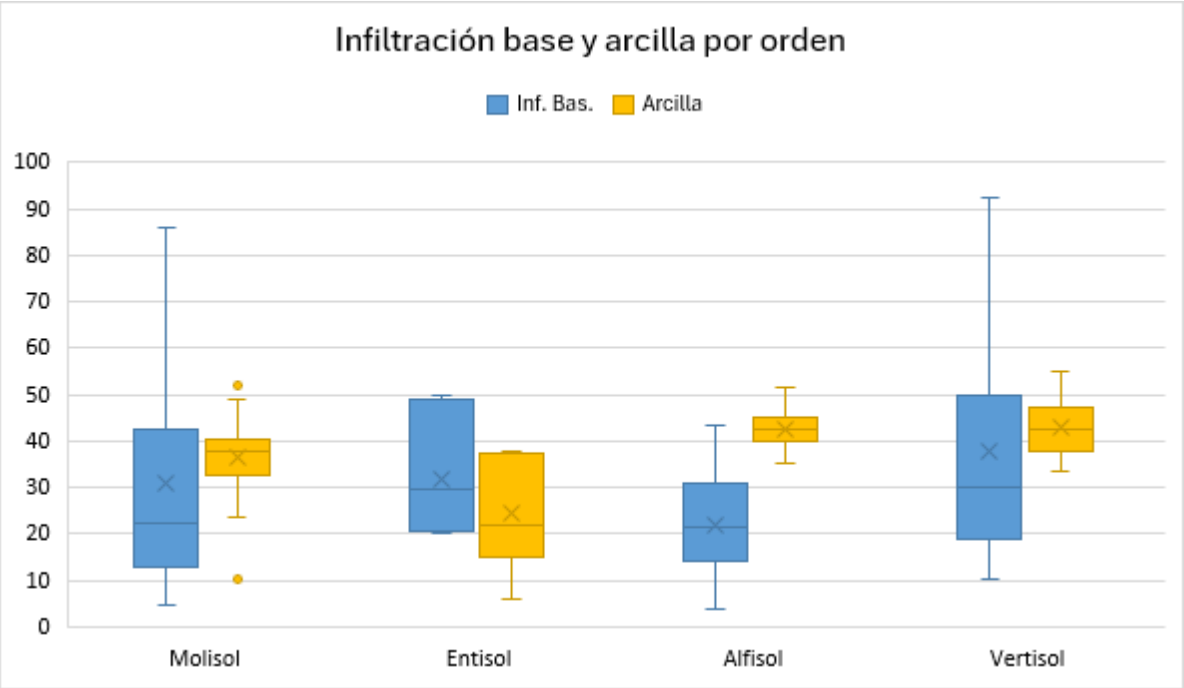


Figura 3. gráfico comparativo de los órdenes de suelo entre la infiltración base y el contenido de arcilla.

En la tabla 1 vemos los resultados de la matriz de correlación entre variables. La infiltración mostró correlación negativa moderada con la densidad aparente (r = –0,37). La materia orgánica se correlacionó positivamente con la infiltración (r = 0,37) y negativamente con la densidad aparente (r = –0,42), confirmando su rol estructural. La arcilla presentó correlaciones débiles con infiltración (r = 0,20) y moderadas con densidad aparente (r = –0,34), así también mostró una correlación débil con la materia orgánica.

Tabla 1. Matriz de correlación entre las variables infiltración base, densidad aparente, materia orgánica y % de arcilla.

Matriz de correlaciones			
Infiltración base	Densidad Aparente	Materia Orgánica	% Arcilla
1.00	-0.37	0.37	0.20
-0.37	1.00	-0.42	-0.34
0.37	-0.42	1.00	0.25
0.20	-0.34	0.25	1.00

Considerando que tanto la infiltración como la densidad aparente son variables que dependientes de otros factores podemos ver que en este estudio la materia orgánica fue el parámetro con mayor influencia tanto en la tasa de infiltración base como en la densidad aparente y el contenido de arcilla generó una menor correlación con estos factores pero a su vez es un parámetro que correlaciona moderadamente con el contenido de materia orgánica.
El PC1 representó un eje de calidad física, caracterizado por alta materia orgánica y alta infiltración asociadas a menor densidad aparente. Este componente separó principalmente a Molisoles, que mostraron mejores condiciones físicas.
El PC2 reflejó el gradiente textural, dominado por el contenido de arcilla, separando suelos finos (Vertisoles) de suelos más arenosos (Entisoles).
Los Alfisoles ocuparon posiciones intermedias en ambos ejes, coherente con sus propiedades físicas moderadas.

CONCLUSIONES

La infiltración base y la densidad aparente están correlacionadas principalmente con la materia orgánica, mostrando el rol clave que tiene ésta en la calidad física de los suelos.

La influencia del contenido de arcilla del suelo presentó correlaciones menores con los 3 parámetros evaluados, pero no deja de tener un rol clave en la estructuración de los suelos.

El ACP permitió identificar patrones funcionales entre órdenes de suelo y resaltar la importancia de la materia orgánica en la calidad física.

Este enfoque constituye una herramienta útil para evaluar ambientes y orientar prácticas de manejo.

BIBLIOGRAFÍA

Gil, R. (2006). Infiltrómetro. Permeámetro de Disco. CD de Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta, Jujuy, Argentina.

Hernández, J. (2018). Utilización de la Pipeta de Robinson para el análisis textural en suelos de la Provincia de Entre Ríos. Taller Textura, un legado a dilucidar ¿Cómo hacemos? XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Tucumán Argentina.

Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics*. Academic Press.

Soil Survey Staff (2014). *Keys to Soil Taxonomy*. USDA-NRCS.

Vezzani, F. M. y Mielniczuk, J. (2009). Avaliação de sistemas de manejo... *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, 705–716.

Santos, D., Wilson y M., Ostinelli, M. (2017). Metodología de muestreo de suelo y ensayos de campo: protocolos básicos comunes. 2a. ed. Entre Ríos: Ediciones INTA, 2017. Libro digital, PDF

Walkley, A., Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, as a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.

EFECTO DEL MANEJO AGRONÓMICO EN EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN UN OLIVAR EN CHILECITO.

Valdéz, J. D.[1*], Luna Toledo, E.[1*], Robador, L.[2], Figuerola, P.[1]

[1] Universidad Nacional de Chilecito. Ruta Los Peregrinos, Campus Los Sarmientos, Chilecito, La Rioja;
[2] Adscripta Universidad Nacional de Chilecito. jvaldez@undec.edu.ar; etoledo@undec.edu.ar

RESUMEN: La Rioja concentra 27.000 ha implantadas con olivo y una producción anual cercana a las 180.000 toneladas de aceitunas, siendo la principal productora de aceituna de mesa y aceite de oliva de Argentina. A pesar de esta relevancia productiva, existe escasa información sobre las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) asociadas a estos sistemas agrícolas, y en regiones áridas, donde el rol de los agroecosistemas en los balances regionales y globales de carbono es poco conocido. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del manejo agronómico y del gradiente de cobertura sobre los flujos de CO_2 y CH_4 del suelo en un olivar. El estudio se realizó en la finca Valle de La Puerta, en la localidad de Nonogasta (Chilecito, La Rioja), en un olivar con 312 plantas ha^{-1} aprox. y riego localizado por goteo. Se implementó un diseño experimental con tres sitios de medición independientes. En cada sitio se instalaron cinco cámaras automáticas de suelo: dos ubicadas debajo del dosel y tres distribuidas a lo largo del gradiente árbol–calle. Los flujos de CO_2 y CH_4 fueron medidos mediante analizadores de gases LI-COR LI-7810, lo que permitió comparar emisiones entre suelo desnudo (calle) y suelo bajo cobertura arbórea. Los resultados indican que los suelos en olivares se comportan como sumideros netos de CH_4, siendo más intensos en la calle que bajo la copa. En contraste, el suelo actúa como fuente de CO_2, registrándose mayores emisiones bajo los árboles y menores en el suelo desnudo. Estos resultados evidencian una marcada heterogeneidad espacial de los flujos de GEI aun dentro de la misma parcela agrícola. Sin embargo, el comportamiento del suelo como fuente de CO_2 no implica necesariamente que el agrosistema completo sea una fuente neta de carbono, dado que no se considera el balance de carbono del dosel vegetal.

PALABRAS CLAVE: GEI, Agricultura, zonas áridas.

INTRODUCCIÓN

La acumulación atmosférica de gases de efecto invernadero (GEI), particularmente dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4), constituye uno de los principales mecanismos de regulación del régimen térmico global. El balance natural de los ciclos del carbono se ha visto alterado por la actividad antrópica, incrementando las emisiones y limitando la capacidad de asimilación de los ecosistemas terrestres. En este contexto, resulta fundamental estudiar los sistemas productivos, identificando fuentes y sumideros de GEI y cuantificando su contribución a los balances regionales. Los agroecosistemas desempeñan un rol central en dichos balances, pudiendo comportarse como fuentes o sumideros de CO_2 y CH_4 en función del tipo de cultivo, el manejo agronómico y las condiciones ambientales. En el suelo, él CO_2 se genera principalmente por la respiración de raíces y microorganismos, cuya contribución relativa puede variar ampliamente según el cultivo, la estación del año y la edad del sistema productivo (Oertel et al., 2016). Asimismo, los flujos de CH_4 y CO_2 están fuertemente controlados por propiedades físicas y biológicas del suelo, como la difusividad de gases, la estructura edáfica y la actividad microbiana, las cuales presentan una elevada variabilidad espacial y temporal (Agnelli et al., 2004; Fest et al., 2015). En Argentina, el sector Agricultura, Ganadería, Silvicultura y Otros Usos de la Tierra (AGSOUT) representó el 39,1% de las emisiones nacionales de GEI en 2018, siendo el CO_2 y el CH_4 responsables del 68,9% de

dichas emisiones (Inventario Nacional de GEI). Sin embargo, las mediciones directas de GEI en sistemas agrícolas son aún escasas, por lo que los inventarios nacionales dependen en gran medida de factores de emisión genéricos, incrementando la incertidumbre de las estimaciones, especialmente en regiones áridas (IPCC, 2006). En este marco, el olivar constituye un sistema de particular interés. A partir de los diferimientos impositivos establecidos por la Ley 22.021/79, la provincia de La Rioja se consolidó como la principal productora de olivo del país, concentrando aproximadamente el 33,4% de la superficie implantada (Carciofi et al., 2022) y alrededor de 27.000 ha productivas. La estructura espacial del olivar, caracterizada por la alternancia entre suelo desnudo y zonas bajo dosel arbóreo, junto con el manejo intensivo en ambientes áridos, puede generar una marcada heterogeneidad en los flujos de GEI del suelo. En este contexto, y considerando que los suelos áridos podrían desempeñar un rol relevante como sumideros de metano (Wang et al., 2014), el presente estudio tiene como objetivo evaluar los flujos de CO_2 y CH_4 del suelo en un olivar de importancia regional, contribuyendo a mejorar la comprensión del rol de estos sistemas productivos en los balances de GEI.

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

El estudio se llevó a cabo en la finca Valle de La Puerta, un establecimiento agro exportador ubicado en cercanías de Nonogasta, departamento Chilecito, provincia de La Rioja (29,410628° S; 67,518313° O). La finca posee aproximadamente 770 ha implantadas con olivo bajo un sistema de manejo intensivo, con un marco de plantación de 312 plantas ha^{-1} y riego localizado por goteo. El experimento forma parte de un estudio de largo plazo y ha sido instalado en abril de 2024. Se implementó un diseño experimental con tres sitios de medición independientes. En cada sitio se instalaron cinco cámaras automáticas de suelo, dos ubicadas bajo la copa del árbol y tres distribuidas a lo largo del gradiente árbol–calle, actuando como réplicas espaciales y permitiendo comparar emisiones entre suelo desnudo (calle) y suelo bajo cobertura arbórea. Las mediciones de gases traza se realizaron mediante un analizador LI-COR LI-7810, capaz de registrar concentraciones de CO_2, CH_4 y vapor de agua, acoplado a un sistema de multiplexado LI-8250 con módulo de expansión 8250-01, lo que permitió la medición secuencial y automatizada de múltiples cámaras de suelo. Se utilizaron 8 cámaras opacas de larga duración LI-COR 8200-104, construidas con esmalte blanco reflectante y 7 cámaras transparentes. Todo el conjunto de cámaras están diseñadas para girar automáticamente hacia y desde el collar de suelo. Cada cámara estaba equipada con sensores auxiliares, incluyendo una sonda de humedad del suelo, un sensor cuántico de radiación fotosintéticamente activa (PAR), un sensor de radiación global y una estaca niveladora. El protocolo de medición consistió en ciclos de 4 minutos por cámara, con una pre-purga de 60 segundos, una fase de medición de 120 segundos y una post-purga de 60 segundos. El ciclo completo de las 15 cámaras tuvo una duración aproximada de una hora. El procesamiento inicial de los datos se realizó mediante el software SOILFlux (LI-COR Biosciences), el cual calcula los flujos de CO_2 y CH_4 a partir de la variación temporal de las concentraciones de gases dentro de las cámaras durante cada ciclo de medición, incorporando criterios de control de calidad. El software permite además el análisis de concentraciones y su relación con variables ambientales medidas simultáneamente, como la temperatura y la humedad del suelo. Posteriormente, los flujos obtenidos fueron analizados en el entorno RStudio. Se calcularon flujos promedio y desvíos estándar a partir de las mediciones de las cámaras correspondientes a los tres sitios experimentales, y se evaluaron diferencias entre posiciones bajo dosel y suelo desnudo, así como a lo largo del gradiente de cobertura árbol–calle.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los flujos de metano (CH_4) fueron negativos durante todo el período de estudio, lo que indica que los suelos en fincas de olivos actuaron como sumideros netos de metano, tanto en las áreas ubicadas bajo la copa de los olivos como en la interfila con suelo desnudo (Figura 1). No se registraron flujos positivos de CH_4 en ninguna de las mediciones realizadas. Los valores

medios estimados de FCH_4 se ubicaron en torno a −0,16 nmol m^{-2} s^{-1} bajo la copa de los árboles y −0,21 nmol m^{-2} s^{-1} en el suelo desnudo de la interfila. El análisis mediante un modelo lineal mixto, considerando el gradiente árbol–calle como efecto fijo y la cámara como efecto aleatorio, no evidenció diferencias significativas entre ambas posiciones (p = 0,74). La varianza asociada al efecto aleatorio de cámara fue elevada en relación con la varianza residual, lo que refleja una elevada heterogeneidad espacial en las tasas de intercambio de CH_4 dentro del sitio experimental. Este patrón se manifestó particularmente en las cámaras ubicadas en la interfila, donde una de ellas presentó tasas de consumo de CH_4 mayores (hasta −0.35 nmol m^{-2} s^{-1}), mientras que otras registraron flujos de menor magnitud, especialmente durante los meses primaverales. Desde el punto de vista temporal, los flujos de CH_4 mostraron una baja variabilidad estacional en suelo de interfila y bajo la copa, con valores relativamente estables a lo largo del período analizado (Figura 2). Se observó una leve intensificación de la condición de sumidero de CH_4 durante los meses estivales, particularmente entre enero y febrero, coincidente con mayores temperaturas del suelo y condiciones de mayor actividad biológica. Sin embargo, este patrón temporal fue sutil. El sistema funcionó como un sumidero persistente de metano, aunque sin diferencias significativas entre posiciones bajo dosel y suelo desnudo, y con una marcada heterogeneidad espacial a escala de cámara que domina la variabilidad observada en los flujos de CH_4.

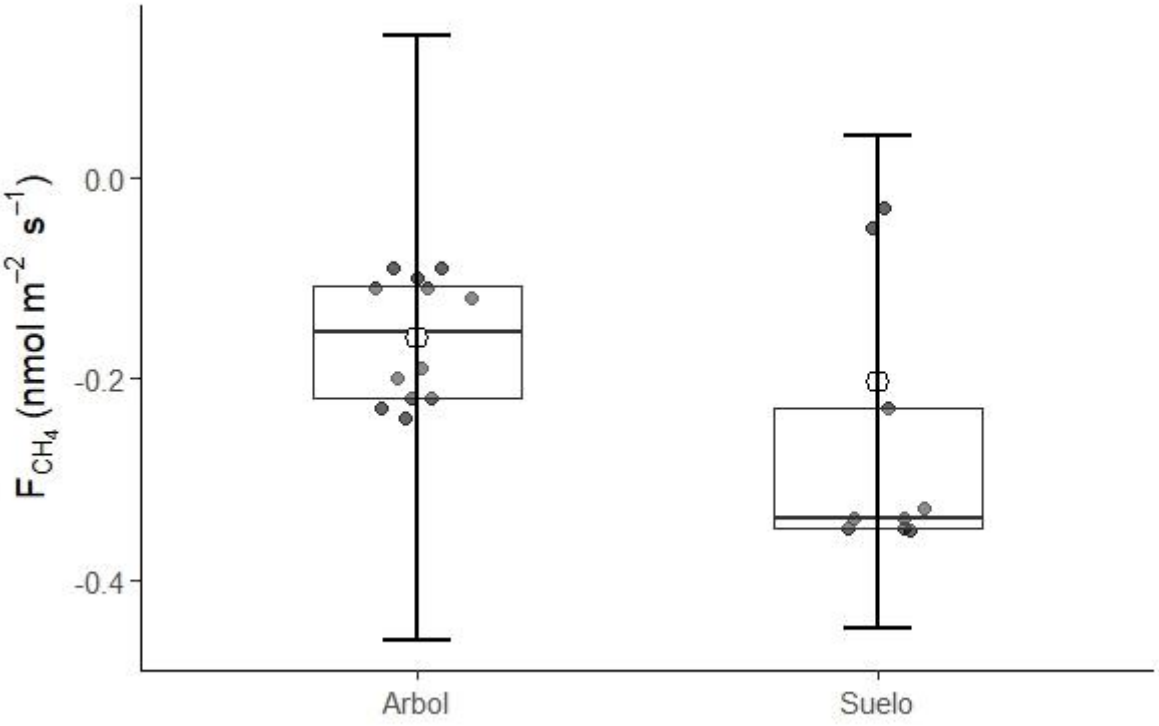


Figura 1. Flujos de CH4 en cámaras ubicadas debajo del dosel arbóreo y suelos de la interfila.

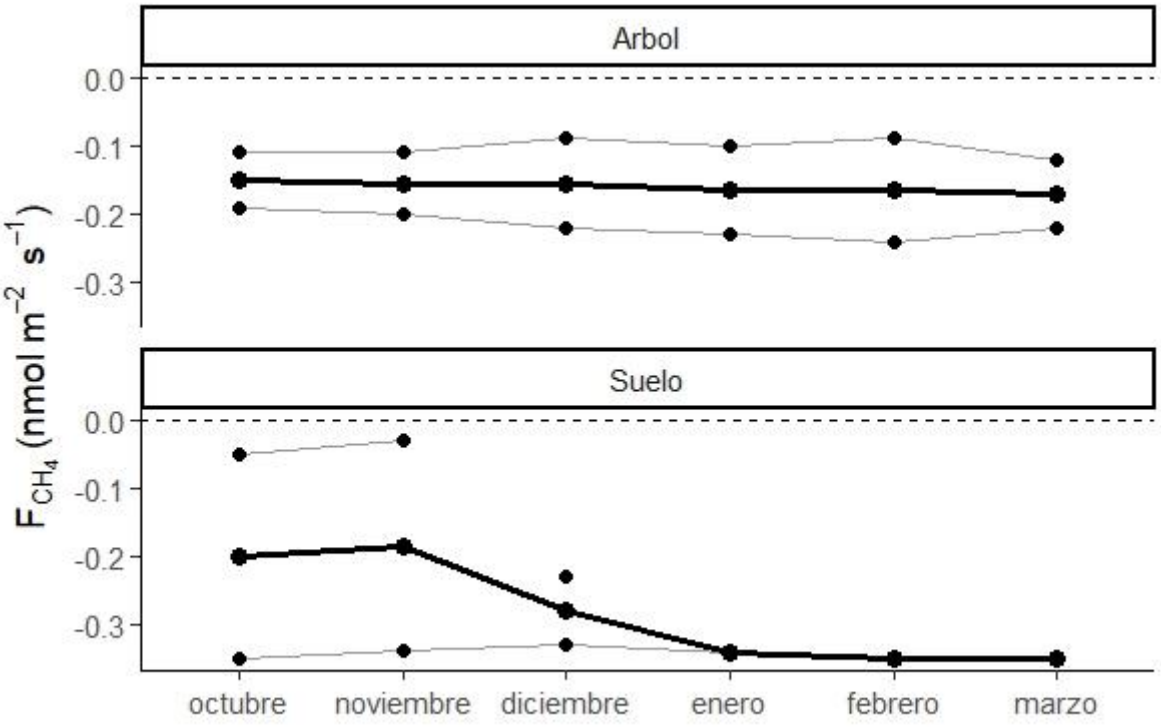


Figura 2. Variación estacional de los flujos de CH4 en cámaras ubicadas debajo del dosel arbóreos y suelos de la interfila.

Los flujos de dióxido de carbono (FCO_2) fueron positivos durante todo el período de estudio, indicando una emisión neta de CO_2 desde el suelo hacia la atmósfera tanto en las áreas ubicadas bajo la copa de los olivos como en la interfila con suelo desnudo (Figura 3). No se registraron valores negativos de FCO_2 en ninguna de las cámaras ni fechas de medición.
Los valores de FCO_2 mostraron una clara diferencia en magnitud entre gradientes, con emisiones mayores bajo la copa de los árboles en comparación con el suelo desnudo de la interfila. Bajo el dosel arbóreo, los flujos oscilaron aproximadamente entre 1.5 y 3.9 μmol m^{-2} s^{-1}, mientras que en el suelo desnudo los valores se ubicaron mayormente entre 1.0 y 2.0 μmol m^{-2} s^{-1}, con una excepción puntual asociada a una cámara con emisiones elevadas en diciembre. El análisis mediante un modelo lineal mixto,indicó que el gradiente explicó una porción sustancial de la variabilidad observada en FCO_2, con emisiones significativamente mayores bajo la copa de los olivos, independientemente de la variabilidad entre cámaras. Este resultado sugiere un efecto del ambiente edáfico y biológico asociado al dosel arbóreo sobre la respiración del suelo. Desde el punto de vista temporal, los flujos de CO_2 mostraron una marcada estacionalidad, con incrementos progresivos desde la primavera hacia el verano y máximos durante los meses de enero y febrero. Este patrón se mantuvo en ambos gradientes y coincidió con el aumento de la temperatura del suelo y del aire, así como con valores relativamente elevados de humedad edáfica. Durante los meses de otoño, las tasas de emisión de CO_2 disminuyeron, acompañando el descenso térmico. Se observó una gran heterogeneidad espacial entre cámaras, reflejada en la varianza asociada al efecto aleatorio en el modelo mixto. Sin embargo, a diferencia del metano, la señal espacial y temporal de FCO_2 fue más coherente y dominante, lo que indica que los controles ambientales y biológicos sobre la respiración del suelo fueron más fuertes y consistentes a escala del sistema. Los suelos en el sistema actuaron como fuente de CO_2 pero esto no implica necesariamente que todo el agrosistema se comporte como fuente de CO_2.

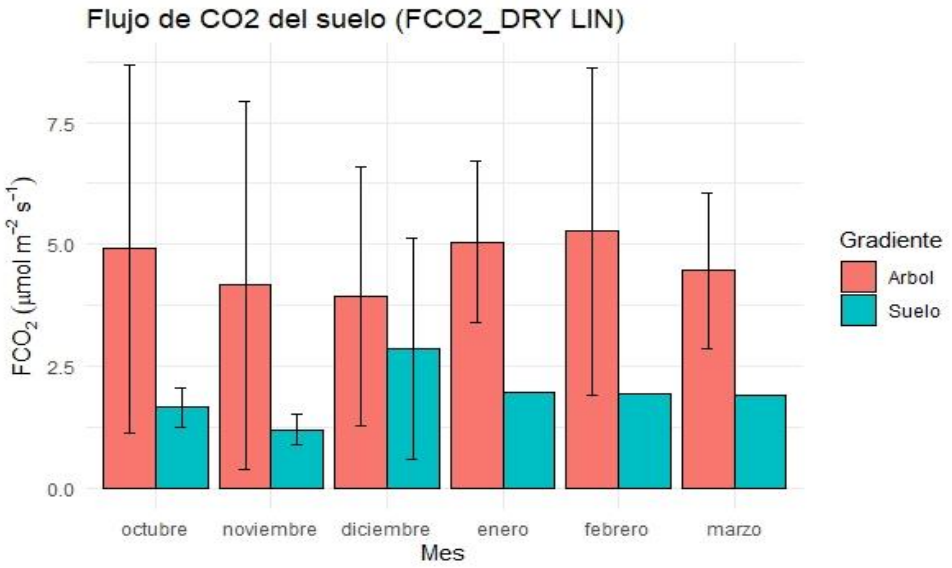


Figura 3. Variación estacional de los flujos de CO_2 en cámaras ubicadas debajo del dosel arbóreo y suelos de la interfila.

CONCLUSIONES

Los suelos del sistema olivícola estudiado actuaron como sumideros persistentes de metano (CH_4) a lo largo de todo el período analizado, sin diferencias significativas entre posiciones bajo dosel y suelo desnudo, y con una marcada heterogeneidad espacial a escala de cámara. En contraste, los flujos de dióxido de carbono (CO_2) fueron positivos en todas las mediciones, con emisiones significativamente mayores bajo la copa de los olivos, reflejando posiblemente una mayor actividad respiratoria asociada a la presencia de raíces y microorganismos. La estacionalidad térmica podría estar modulando los flujos de CO_2, qué reflejan máximos en verano y mínimos hacia el otoño. Los resultados destacan la importancia del gradiente de cobertura vegetal como controlador de los flujos de carbono del suelo en sistemas áridos irrigados. No obstante, la condición de fuente de CO_2 del suelo no implica necesariamente que el agrosistema en su conjunto funcione como una fuente neta de carbono.Este trabajo está dedicado a la memoria de la Dra. Patricia Figuerola, coautora de este estudio, cuya contribución científica fue esencial para su realización.

BIBLIOGRAFÍA

Agnelli A, Ascher J, Corti G, Ceccherini MT, Nannipieri P, Pietramellara G. (2004). Distribution of microbial communities in a forest soil profile investigated by microbial biomass, soil respiration and DGGE of total and extracellular DNA. Soil Biol Biochem; 36(5):859–68.

Carciofi I., J. P. Guevara Lynch y N. Maspi (2022). Olivicultura en Argentina Aprendiendo de la experiencia internacional: políticas públicas para el desarrollo sostenible del sector. Estudios para la Producción XXI (CEP-XXI) Ministerio de Desarrollo Productivo Argentino. http/olivicultura_arg._productiva.pdf

Fest B., Wardlaw T., Livesley S. J., Duff T. J. y Arndt S. K. (2015). Changes in soil moisture drive soil methane uptake along a fire regeneration chronosequence in a Eucalypt Forest Landscape. Global Change Biology, 21 (11).

Inventario Nacional. INVENTARIO NACIONAL DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI) DE ARGENTINA. Disponible en https://inventariogei.ambiente.gob.ar/.

Oertel C., Matschullat J., Zurba K., Zimmermann F. y Erasmi S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils—A review. Chemie der Erde; 76(3):327–52. Available from: dx.doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002

Wang, K., Liu, C., Zheng, X., Pihlatie, M., Li, B., Haapanala, S., Vesala, T., Liu, H., Wang,Y., Liu, G. y Hu, F. (2013). Comparison between eddy covariance and automatic chamber techniques for measuring net ecosystem exchange of carbon dioxide in cotton and wheat fields. Biogeosciences 10, 6865–6877.

ESPECTROSCOPÍA NIR PARA LA DETERMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN EL SUELO

Vanzolini, J.[1, 2*], Trillini, M.[3], Russo, D.[3], De Souza Fernandes, D.[4], Garay, M.[2], Pistonesi, M.[3]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Hilario Ascasubi, Argentina; [2] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina; [3] INQUISUR Departamento de Química - Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina; [4] Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, Brasil. * vanzolini.juan@inta.gob.ar

RESUMEN: La espectroscopía en la región del infrarrojo cercano (NIR) se presenta como una tecnología prometedora, al ofrecer mediciones rápidas, no destructivas y ambientalmente amigables que, combinada con herramientas quimiométricas, permite modelar con precisión la relación entre los espectros y propiedades del suelo como su contenido de materia orgánica (MO). Los modelos basados en regresión por Mínimos Cuadrados Parciales (PLS) son ampliamente utilizados con este propósito, posibilitando predicciones cuantitativas a partir de señales espectrales complejas. Para mejorar el rendimiento predictivo de estos modelos, en el presente estudio, se aplicaron estrategias de selección de variables como iSPA-PLS y MCUVE-PLS, que permiten reducir la dimensionalidad de los datos y aumentar la robustez de los modelos. En 100 muestras de suelo de la edafoteca del Laboratorio de Suelos y Agua de la EEA INTA Hilario Ascasubi, se realizaron mediciones espectrales utilizando el espectrómetro portátil Nano NIR DLP NIRscan, operando en el rango de 900 a 1700 nm y un promedio de 32 escaneos por muestra. Los conjuntos de calibración y predicción se definieron mediante el algoritmo de Kennard-Stone y los modelos fueron ajustados utilizando validación cruzada completa. Los resultados demostraron una alta capacidad predictiva de los modelos quimiométricos aplicados a MO. Se realizaron comparaciones en términos del cuadrado medio del error de predicción (RMSEP), el r^2 correspondiente y la desviación predictiva residual (RPD). El modelo iSPA-PLS con preprocesamiento de Variable Normal Estándar (SNV) presentó el mejor desempeño (RMSEP = 0,2448 mg g^{-1}), seguido por el modelo PLS tradicional (RMSEP = 0,2855 mg g^{-1}). El modelo MCUVE-PLS con pretratamiento Multiplicative Scatter Correction (MSC) tuvo un rendimiento inferior (RMSEP = 0,4394 mg g^{-1}), lo que indica que la reducción de variables no mejoró la precisión del modelo. La combinación del espectrómetro portátil con herramientas quimiométricas avanzadas demostró su capacidad potencial para la determinación de MO en suelos agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Espectrómetro portátil, Carbono orgánico, Quimiometría.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, se percibe un incremento en el interés de los productores agropecuarios en ampliar sus conocimientos respecto de la calidad de su suelo y las prácticas que la favorecen. El enfoque sobre la calidad del suelo contempla la dinámica de sus propiedades, que pueden ser influenciadas por el manejo y monitoreadas en el horizonte superficial. La materia orgánica (MO) es un indicador esencial de la calidad del suelo y, tanto por su influencia en la capacidad de sostener la producción de alimentos y fibras como por su contribución a la mitigación de los efectos del calentamiento global, es un aspecto de interés global en las ciencias agronómicas y ambientales (Lal, 2016; Haddix et al., 2020; IPCC, 2022). Los métodos tradicionales para cuantificar parámetros de calidad de suelo, aunque confiables, requieren tiempo, reactivos químicos y procedimientos de laboratorio que pueden comprometer tanto la integridad de las muestras como el medio ambiente. La espectroscopía de suelos en la región del infrarrojo cercano (NIR) puede agrupar varias propiedades del suelo

en una sola medición (Chabrillat et al., 2019). Ésta, se presenta como una alternativa promisoria, al ofrecer mediciones rápidas, no destructivas y ambientalmente amigables. Estas cualidades permitirían aumentar el número de muestras de suelo medidas para una caracterización adecuada de la heterogeneidad del suelo a escala de campo (Piccini et al., 2024).

Los avances en estadística multivariada y quimiometría abrieron importantes posibilidades para el modelado espectral del suelo y los análisis cuantitativos de la composición física y bioquímica del suelo basados en la reflectancia espectral. El proceso de modelado de un conjunto de datos tiene como finalidad construir un modelo capaz de predecir propiedades de nuevas muestras a partir de la información espectral disponible. Las etapas del modelado se componen de la selección del conjunto de calibración, la determinación de concentraciones o propiedades de las muestras mediante métodos de referencia adecuados, la obtención de la señal analítica (registro de los espectros de las muestras), su pretratamiento (reducción del ruido instrumental y/o ambiental), la construcción y la validación del modelo, y la predicción de nuevas muestras (Zamora, 2012). Los modelos basados en regresión por Mínimos Cuadrados Parciales (PLS, por su sigla en inglés) han sido ampliamente utilizados con este propósito, posibilitando predicciones cuantitativas a partir de señales espectrales complejas (FAO, 2024). En este sentido, el Algoritmo de Proyecciones Sucesivas por Intervalos (iSPA-PLS) y la Eliminación de Variables No Informativas mediante Monte Carlo (MCUVE-PLS) son métodos de selección de variables que se acoplan a PLS para optimizar modelos en el análisis espectral.

La mayoría de los estudios con espectroscopía en suelos se enfocan en el estudio de la MO (Piccini et al., 2024). En Argentina, estudios recientes encontraron buenos resultados en la estimación de MO a través de esta tecnología, utilizando equipos de mesada (Di Martino y García, 2022; Ortiz et al., 2024). El objetivo de este trabajo fue calibrar y validar modelos de predicción de los contenidos de MO de suelos agrícolas a través de espectroscopía NIR portátil ampliando la exploración de la aplicabilidad de esta técnica fuera del laboratorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 100 muestras de suelo colectados en la edafoteca del Laboratorio de Suelos y Agua (LSA) de la EEA INTA Hilario Ascasubi. El pretratamiento para la guarda de los suelos incluye el secado al aire y el tamizado por 2 mm. Cada uno de ellos cuenta con datos de sus propiedades físicas y químicas, determinadas al momento de ser ingresados en la colección. Para el presente estudio se tomaron datos de MO (Walkley & Black, 1934) determinados en el LSA según IRAM-SAGyP 29571-2:2016. El promedio de los valores de MO para los suelos seleccionados fue de 1,53 ± 0,97 %, con un valor mínimo de 0,26 % y un máximo de 5,06 %.

Para las mediciones espectrales se utilizó el espectrómetro portátil Nano NIR DLP NIRscan, que opera en el rango de 900 a 1700 nm, con una resolución digital de 228 puntos y un promedio de 32 escaneos por muestra. El espectrómetro NIR se conectó a una computadora con el software ISC WinForms SDK GUI v3.7.14 para la adquisición de los espectros. Para la disposición de los suelos ante la ventana de medición del espectrómetro se utilizó una cuba de cuarzo. Se realizaron dos escaneos por suelo, rotando manualmente 180° la muestra entre el primero y el segundo.

Los espectros fueron pretratados mediante Standard Normal Variate (SNV) y Multiplicative Scatter Correction (MSC) que corrigen efectos de dispersión y desplazamientos espectrales que provienen de las propiedades físicas del suelo, por ejemplo, por diferencias en el tamaño de partícula.

La división de las muestras en conjuntos de calibración y predicción se llevó a cabo mediante el algoritmo de Kennard-Stone. El conjunto de muestras se dividió aleatoriamente en dos grupos, utilizando la división más común con el algoritmo SPXY 80:20: un grupo de muestras destinadas a elaborar el modelo de calibración (80 % de las muestras) y otro grupo de muestras destinado al testeo del modelo (20 % de las muestras). Los modelos fueron ajustados utilizando validación cruzada completa.

Para mejorar el rendimiento predictivo de estos modelos, se aplicaron estrategias de selección de variables espectroscópicas (sectores/franjas del espectro) como el MCUVE-PLS que

elimina regiones espectrales irrelevantes mediante simulaciones, y el iSPA-PLS basado en proyecciones sucesivas aplicadas a intervalos espectrales determinados por el método. Estas metodologías eligen las longitudes de onda más informativas, permiten reducir la dimensionalidad de los datos y aumentar la robustez de los modelos.
La robustez de los modelos fue evaluada a través del Cuadrado Medio del Error de Predicción (RMSEP) y la desviación predictiva residual (RPD, por su sigla en inglés), que es la relación entre la desviación estándar del conjunto de validación y el error estándar de la validación cruzada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados mostraron una alta capacidad predictiva de los modelos PLS e iSPA-PLS aplicados a MO. El modelo PLS completo mostró buen rendimiento general con 8 variables (RPD = 3,71, rpred=0,963) (Tabla 1). La comparación de los métodos de selección de variables indicó que iSPA-PLS logró la mejor generalización (RMSEP = 0,245, RPD = 4,03) utilizando solo 3 variables latentes (nuevas variables calculadas por el método utilizando sectores sensibles del espectro) y 9/15 intervalos espectrales. Mientras tanto, la amplia discrepancia encontrada en el modelo MCUVE-PLS entre el error de validación cruzada (RMSECV = 0,232) y el error de predicción (RMSEP = 0,618) evidenció un sobreajuste. Este se atribuyó a la posible eliminación de información quimiométrica relevante en el proceso de selección de variables “estables” en los submuestreos Monte Carlo (53 de 211 variables) junto con el ruido. Al mismo tiempo, la desviación predictiva residual de MCUVE-PLS fue muy pobre (RPD = 1,57) lo que indica menor aptitud del modelo.

Tabla 1. Modelos utilizados para evaluar la capacidad predictiva de los modelos quimiométricos aplicados a MO.

Modelos	Variables latentes	Variables seleccionadas	RMSECV (mg g-1)	r_{cv}	RMSEP (mg g^{-1})	r_{pred}	RPD
PLS	8	-	0,3360	0,9404	0,286	0,963	3,71
iSPA-PLS	3	(15/9)	0,3469	0,9346	0,245	0,906	4,03
MCUVE-PLS	6	53	0,2318	0,9730	0,618	0,775	1,57

*RPD: 0-1,9, muy pobre; 2,0-2,4, pobre; 2,5-2,9, justo; 3,0-3,4, bueno; 3,5-4,0, muy bueno; >4,1, excelente.

En la Figura 1 (a–c) se muestran los valores predichos para la calibración (círculos) y la predicción (cuadrados) para los tres modelos. A priori, en MCUVE-PLS los resultados están muy cercanos a la bisectriz que identifica un ajuste perfecto con los valores observados, (Figura 1c) debido a que estos son producto del proceso de calibración del modelo. Sin embargo, estos están sobreajustados y los resultados de predicción son peores (r_{pred} = 0,77), lo que se observa en la segregación de datos predichos en forma separada de los de calibración (Figura 1c). Para los métodos PLS e iSPA-PLS tanto los conjuntos de calibración como los de predicción aparecen más equilibrados, como se observa en la distribución más homogénea entre estos sets de datos, lo que implica un menor sesgo (Figura 1a y 1b).

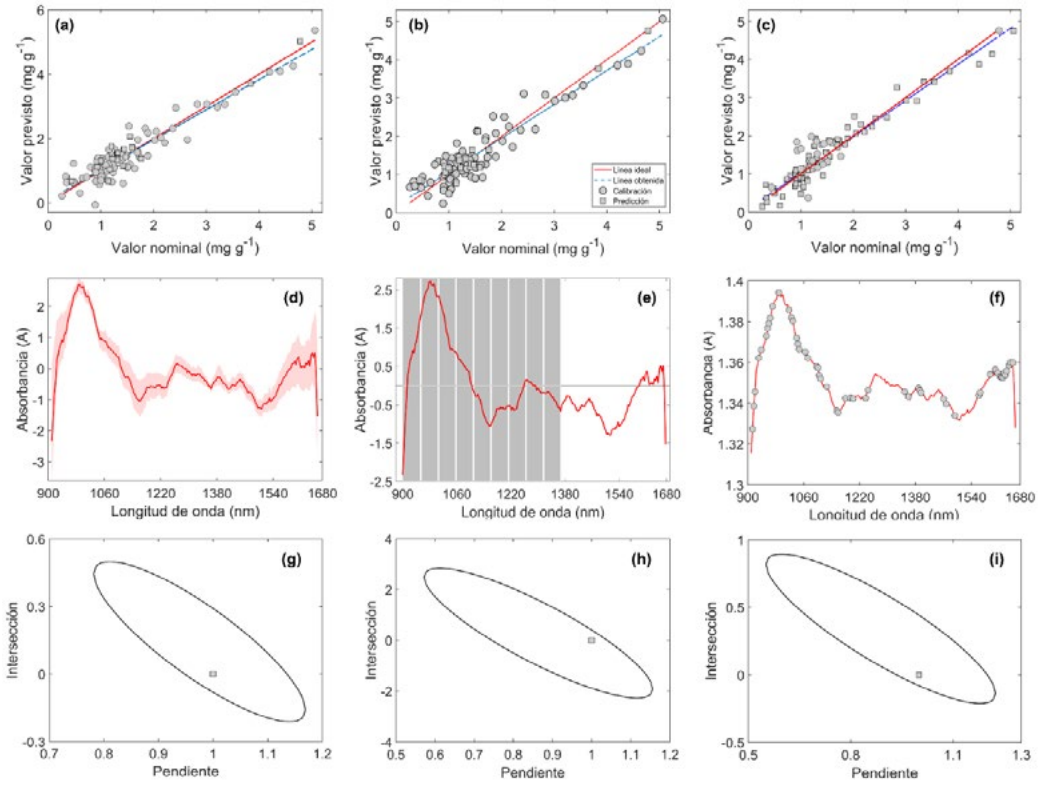


Figura 1. Relación entre valores medidos y predichos para los modelos PLS, iSPA-PLS y MCUVE-PLS (a, b y c); el espectro medio de SNV utilizado en los modelos PLS (d) e iSPA-PLS (e), y el espectro medio de MSC empleando las variables seleccionadas con MCUVE-PLS (f); y regiones de confianza (95 %) de la pendiente y la intersección para los modelos PLS, iSPA-PLS y MCUVE-PLS (g, h e i).

La Figura (d-f) muestra los sectores del espectro utilizados por cada método de modelado. En iSPA-PLS se utilizaron 9 intervalos de los 15 en los que se dividieron los datos (Figura 1e). El espectro completo tiene 211 variables, por lo que cada intervalo comprende 14 variables aproximadamente. Los 9 intervalos integran 126 variables y el modelo ajustó con 3 variables latentes. En MCUVE-PLS se seleccionaron 53 variables originales (Figura 1f) y se ajustó el modelo con 6 variables latentes. En relación con iSPA-PLS, MCUVE-PLS incorporó menos de la mitad de variables originales y tomó el doble de variables latentes. El modelo MCUVE-PLS selecciona por la estabilidad de las variables más que por su capacidad de predicción, por lo tanto, menos variables originales en la matriz de entrada y más variables latentes para el ajuste produjeron un sobreajuste en la etapa de validación y la etapa de predicción arrojó peores resultados.

Aunque los picos para MO (>1900 nm; Stenberg et al., 2010) están fuera del rango del espectrómetro portátil (900 a 1700 nm) los modelos que trabajaron con todo el espectro (PLS) o los que seleccionan intervalos (iSPA-PLS) funcionaron recuperando información de bandas con señal débil, soslayando esta menor sensibilidad de las variables y permitiendo su funcionamiento. El desempeño del espectrómetro portátil fue muy bueno para la obtención de espectros que permitieron elaborar modelos predictivos eficaces en los suelos estudiados. Esta primera experiencia es muy promisoria para estudios futuros con equipos portátiles.

CONCLUSIONES

La combinación de la espectroscopía NIR portátil con herramientas quimiométricas avanzadas demostró ser eficaz para estimar el contenido de MO en suelos agrícolas, permitiendo obtener resultados rápidos, precisos y no destructivos a partir de muestras de suelos agrícolas.

De los tres modelos considerados, iSPA-PLS mejoró significativamente la predicción de la MO en el rango de longitud de onda del espectrómetro portátil evaluado, destacándose por su capacidad de reducir el número de variables sin comprometer la precisión.

BIBLIOGRAFÍA

Chabrillat, S., Ben-Dor, E., Cierniewski, J., Gomez, C., Schmid, T. y van Wesemael, B. (2019). Imaging spectroscopy for soil mapping and monitoring. Surveys in Geophysics 40: 361-399. https://doi.org/10.1007/s10712-019-09524-0

Di Martino, A. M. y García, L. (2022). Análisis de materia orgánica en suelos por espectroscopia de infrarrojo cercano. Revista de Tecnología Agropecuaria, INTA Ediciones, 10(41), 27-31. http://hdl.handle.net/20.500.12123/14001

FAO. (2024). Una Introducción al Análisis de Suelo Utilizando Espectroscopía Visible e Infrarrojo Cercano (vis-NIR) y Espectroscopía de Infrarrojo Medio (MIR). Roma. https://doi.org/10.4060/cb9005es

Haddix, M. L., Gregorich, E. G., Helgason, B. L., Janzen, H., Ellert, B. H. y Cotrufo, M. F. (2020). Climate, carbon content, and soil texture control the independent formation and persistence of particulate and mineral-associated organic matter in soil. Geoderma, Volume 363, https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114160

IPCC. (2022). Climate change and land: IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. summary for policymakers.

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. Food and Energy Security 5, 212–222.

Ortiz, D., De Dios Herrero, J.M. y Kloster, N. (2024). Uso de la espectroscopia visible e infrarrojo cercano para estimar propiedades de suelo en Argentina. Ciencia del Suelo 42 (1): 1-13 http://hdl.handle.net/20.500.12123/18309

Piccini, C., Metzger, K., Debaene, G., Stenberg, B., Götzinger, S., Borůvka, L., Sandén, T., Bragazza, L. y Liebisch, F. (2024). In-field soil spectroscopy in Vis–NIR range for fast and reliable soil analysis: A review. European Journal of Soil Science, 75(2), e13481. https://doi.org/10.1111/ejss.13481

Stenberg, B., Viscarra Rossel, R. A., Mouazen, A. M. y Wetterlind, J. (2010). Visible and near infrared spectroscopy in soil science. Advances in Agronomy, 107, 163–215. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)07005-7

Walkley, A y Black, A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.

Zamora, D. (2012). Desarrollo de nuevas metodologías analíticas para el control de procesos y productos industriales: aplicación de la espectroscopía NIR y la espectroscopía de movilidad iónica. Tesis doctoral. Departamento de Química. Universitat Autónoma de Barcelona. Disponible en: https://ddd.uab.cat/pub/tesis/2011/hdl_10803_107974/dzz1de1.pdf

LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA APARENTE COMO HERRAMIENTA PARA RELEVAR LA COMPACTACIÓN DE SUELO

Vázquez, J. M.[1, 2*], Larrieu, L.[1], Guilino, F.[1], Mur, M.[1], Ferro, D.[1], Merani, V.[1], Donadelli, C.[1], Cinquetti, T.[1]

[1] Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. 60 y119, La Plata, Buenos Aires, Argentina; [2] Universidad Nacional de Luján, Departamento de Tecnología, Ruta 5 y Av. Constitución, (6700) Luján, Buenos Aires; *jmv071@gmail.com

RESUMEN: La compactación de suelos es un fenómeno que afecta negativamente procesos edáficos de carácter físico, químico y biológico, condicionando el desarrollo de los cultivos. Generalmente se evalúa mediante la medición de la resistencia a la penetración (RP) con penetrómetro de cono, método invasivo y demandante de tiempo. Una alternativa más rápida es el uso de sensores de conductividad eléctrica aparente (CEa) por inducción electromagnética. El dispositivo TopSoilMapper (TSM) mide la CEa a cuatro profundidades y calcula el parámetro D2i (depth to interface), que representa la profundidad a una discontinuidad en el perfil de CEa como una capa compactada. Los objetivos fueron evaluar la capacidad del D2i para predecir la profundidad a la máxima RP (D2c) y la capacidad de la CEa para estimar la magnitud de la RP en un Argiudol típico del norte de Buenos Aires. Se relevó un lote de 30 ha en Villa Espil con penetrómetro FieldScout 900 en 58 puntos y sensor TSM. La profundidad a la capa compactada se determinó mediante interpolación spline cúbica de los perfiles de RP. Ambos métodos ubicaron la capa compactada en el rango de 100-150 mm; sin embargo, el coeficiente de correlación entre D2c y D2i fue r = -0,063 (p = 0,64). Esta aparente paradoja se explica por la atenuación de la correlación debida a la incertidumbre inherente a cada instrumento: cuando la magnitud de dicha incertidumbre es comparable a la dispersión real de la variable medida, la correlación observada tiende a cero aun cuando ambos instrumentos detecten el mismo fenómeno. La CEa tampoco presentó correlación significativa con la RPmax (r = -0,011, p = 0,94). Se concluye que el TSM no puede reemplazar al penetrómetro, sino que lo complementa ya que, aunque ubique la profundidad de una discontinuidad, no permite determinar si la RP supera valores críticos (2 MPa) para el desarrollo radical.

PALABRAS CLAVE: penetrometría, inducción electromagnética, agricultura de precisión.

INTRODUCCIÓN

La compactación del suelo es uno de los principales problemas de las áreas cultivadas del mundo y se produce cuando se comprime la masa de suelo a causa de la aplicación de cargas (Pagliai et al., 2003). Producto de la intensificación de la producción agropecuaria y del incremento en el peso de los conjuntos tractor-implemento, la compactación inducida por tráfico es uno de los desafíos más importantes para la agricultura (Håkansson, 1994).

Los métodos más difundidos para la medición de la compactación son la densidad aparente y fundamentalmente la resistencia a la penetración, que se caracterizan por ser invasivos y demandantes de tiempo para su medición (Hoefer y Hartge, 2010). Con valores de resistencia a la penetración superiores a 2 MPa se reduce significativamente el crecimiento de las raíces afectando el rendimiento de los cultivos (Greacen, 1986). También existen métodos no invasivos como la conductividad eléctrica aparente (CEa), que por su sencillez son aptos para generar mapas con alta densidad de mediciones (Sudduth et al., 2003). Respecto a la compactación, se ha reportado que la CEa aumenta significativamente con el incremento de la densidad aparente (Seladji et al., 2010).

El dispositivo TopSoilMapper (TSM) mide la CEa por inducción electromagnética a cuatro profundidades (0-250 mm, 150-600 mm, 550-950 mm y 850-1150 mm) mediante un sistema de bobinas múltiples. A partir de estas mediciones calcula el parámetro D2i (depth to interface), que representa la profundidad a una discontinuidad en el perfil de CEa, asociada a compactación natural o artificial (Agxtend, 2021). Tigchelhoff et al. (2021) encontraron que la profundidad a la máxima compactación medida con un penetrómetro, coincidió con el D2i en un mismo rango de profundidad de 150 a 300 mm, pero con un coeficiente de determinación R^2 de apenas 0,038. Kiełbasa et al. (2020) encontraron correlaciones negativas (r = -0.48 a -0.66) entre CEa y RP en los primeros 200 mm, aunque con humedad variable entre 7 y 35%. Los objetivos fueron: 1) evaluar la capacidad de predecir la profundidad a una capa compactada mediante CEa y 2) evaluar la capacidad de estimar la RP mediante CEa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El relevamiento se realizó en un lote de 30 ha (34°53'S, 59°31'O) en Villa Espil, provincia de Buenos Aires. El suelo pertenece a la unidad cartográfica Solís 21, un Argiudol típico con horizonte B textural a 350 mm de profundidad y 59% de arcilla (Salazar et al., 1990). La observación directa en pozos identificó mayor resistencia por debajo de 100-120 mm, con reducción marcada en la cantidad de raíces, correspondiente a compactación antrópica por el historial de labranza convencional. El uso actual es agricultura en siembra directa con rotación maíz-soja-trigo/soja.

Medición de la conductividad eléctrica aparente

La CEa se midió con el sensor TSM (Geoprospectors), que funciona por inducción electromagnética con una bobina emisora y cuatro receptoras. Se desplazó sobre la superficie a 15 km/h con espaciamiento de 25 m entre pasadas, registrando aproximadamente 96 datos por hectárea a frecuencia de 1 Hz. Las coordenadas se registraron con GPS RTK. El dispositivo reportó valores de CEa a 4 profundidades y el parámetro D2i.

Medición de la resistencia a la penetración

La RP se midió con penetrómetro FieldScout 900 (norma ASAE S313), registrando datos cada 25 mm hasta 450 mm de profundidad. Se diseñó una grilla de muestreo a partir del análisis del semivariograma del NDVI del lote (rango de 229 m), adoptando una distancia entre puntos de un tercio del rango (76 m), resultando en 58 puntos (2/ha). En cada punto se realizaron 5 mediciones: una central y cuatro a 2 m formando una cruz. Las mediciones se realizaron tres días después de lluvias intensas para minimizar diferencias de humedad entre profundidades.

Medición de la humedad del suelo

En cada sitio de medición de la resistencia a la penetración, se realizó un pozo hasta los 450 mm de profundidad y se tomaron tres muestras de suelo con cilindros de acero inoxidable, en cada uno de los siguientes rangos de profundidad: 1-150, 150-300 y 300-450 mm. Las muestras se pesaron antes y después de secarlas en estufa hasta peso constante y se determinó el contenido de humedad por diferencia de peso.

Determinación de la profundidad a la máxima RP (D2c) mediante interpolación spline

Para cada punto de muestreo se promedió la RP de las 5 repeticiones a cada profundidad, obteniéndose un perfil discreto con valores cada 25 mm. Dado que el máximo de RP puede ubicarse entre las profundidades de muestreo, se generó un perfil continuo mediante interpolación spline cúbica natural con resolución de 5 mm (Figura 1). Se determinó el parámetro D2c como la profundidad donde el perfil interpolado alcanza su valor máximo. Esta metodología permite una determinación más precisa que el uso directo de los valores discretos.

Análisis estadístico

Se calcularon estadísticos descriptivos (media, mediana, desvío estándar, coeficiente de variación) para todas las variables. La correlación entre D2c y D2i se evaluó mediante el coeficiente de Spearman (dado que las distribuciones no son completamente normales), con

nivel de significancia α = 0,05. Los análisis se realizaron con el software R (R Core Team. 2024).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Contenido de humedad del suelo

El análisis de varianza no mostró diferencias significativas en la humedad gravimétrica entre los rangos 0-150 mm (37,9%), 150-300 mm (35,3%) y 300-450 mm (35,6%) ($p > 0,05$, test de Duncan), descartando que las variaciones de RP se deban a diferencias hídricas entre profundidades.

Estadísticos descriptivos

La Tabla 1 presenta los estadísticos descriptivos de las variables evaluadas. Los parámetros D2c y D2i presentaron medias muy similares (126,9 y 124,3 mm respectivamente), dentro del rango típico del piso de arado. El D2c presentó mayor variabilidad (CV = 24,7%) que el D2i (CV = 14,0%), reflejando la mayor sensibilidad del penetrómetro a la variabilidad puntual (piedras, raíces, variaciones locales de humedad).

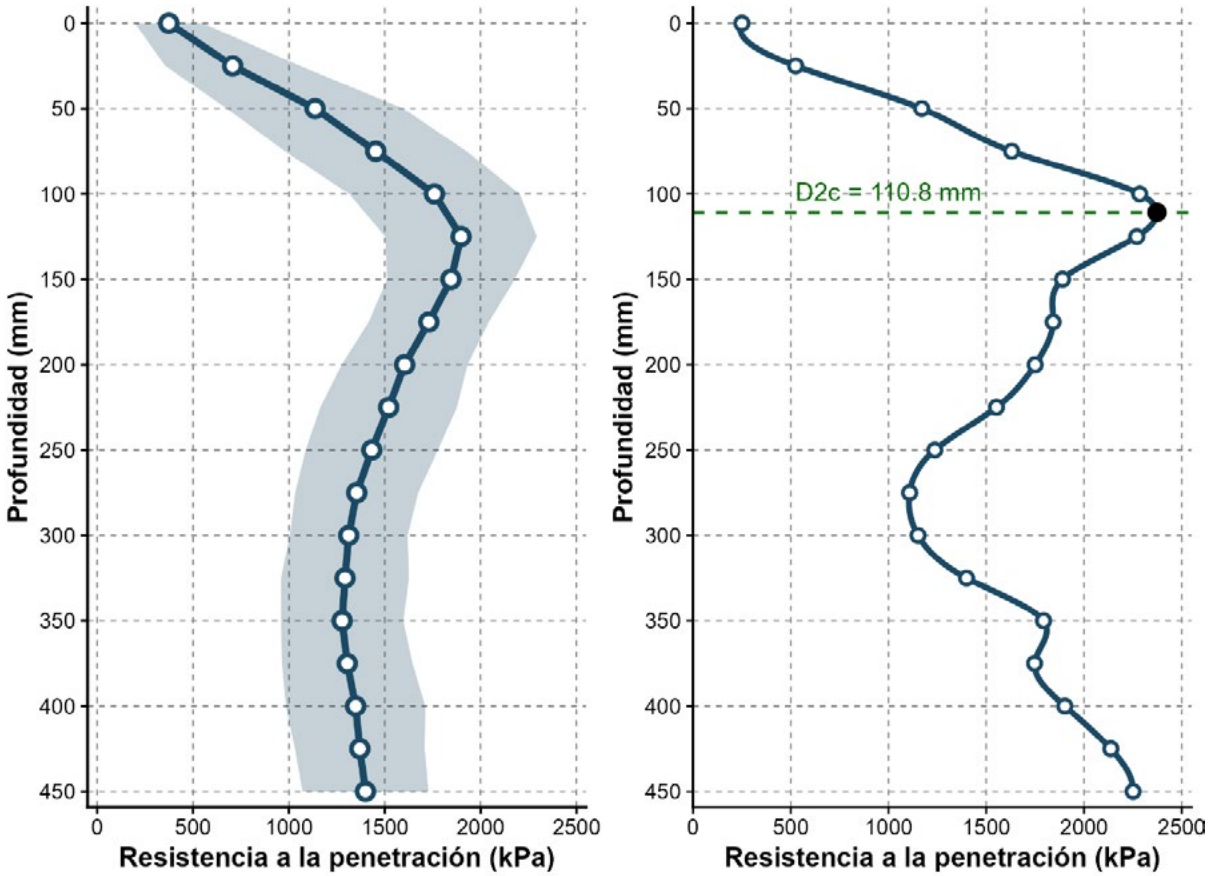
Tabla 1. Estadísticos descriptivos de las variables evaluadas (n=58).

Variable	Media	Mediana	DE	CV (%)	Rango
D2c (mm)	126,9	125,0	31,4	24,7	55 - 265
D2i (mm)	124,3	111,8	17,6	14,2	99 - 162
RPmax (kPa)	1945	1891	435	22,4	1318 - 3768
CEa 0-250 mm	29,13	27,74	6,93	23,8	2,0 - 57,5
CEa 150-600 mm	30,71	29,03	8,12	26,4	2,0 - 64,5

Determinación de la profundidad a la máxima compactación

Tanto por medio de métodos mecánicos como geofísicos se determinó la existencia de una capa compactada aproximadamente entre los 100 y 150 mm de profundidad. Para el penetrómetro, el 95% de los casos ubicó la máxima RP dentro de este rango, y para el TSM el 93%. Esto coincide con Tigchelhoff et al. (2021) que sitúan la capa compactada en un rango similar. La Figura 1 muestra un ejemplo de perfil de RP con los valores discretos medidos y la interpolación spline que permite identificar con mayor precisión la profundidad del máximo, con valores continuos.

Sin embargo, al analizar la correlación entre D2i y D2c mediante el coeficiente de Spearman, se obtuvo $r = -0,06$ ($p = 0,64$), evidenciando ausencia total de relación lineal (Figura 2). Considerando que el TSM evalúa la CEa hasta 1,15 m y el penetrómetro hasta 450 mm, es llamativo que ambos métodos coincidan en ubicar la capa compactada entre 100 y 150 mm, pero presenten un coeficiente de correlación tan cercano a cero. Esto coincide con los resultados de Tigchelhoff et al. (2021).



386

Figura 1. Perfiles de resistencia a la penetración. Izquierda: perfil medio de los 58 puntos de muestreo con el área sombreada indicando ± 1 desvío estándar. Derecha: ejemplo de perfil individual mostrando la determinación de la profundidad a la máxima resistencia (D2c) mediante interpolación spline.

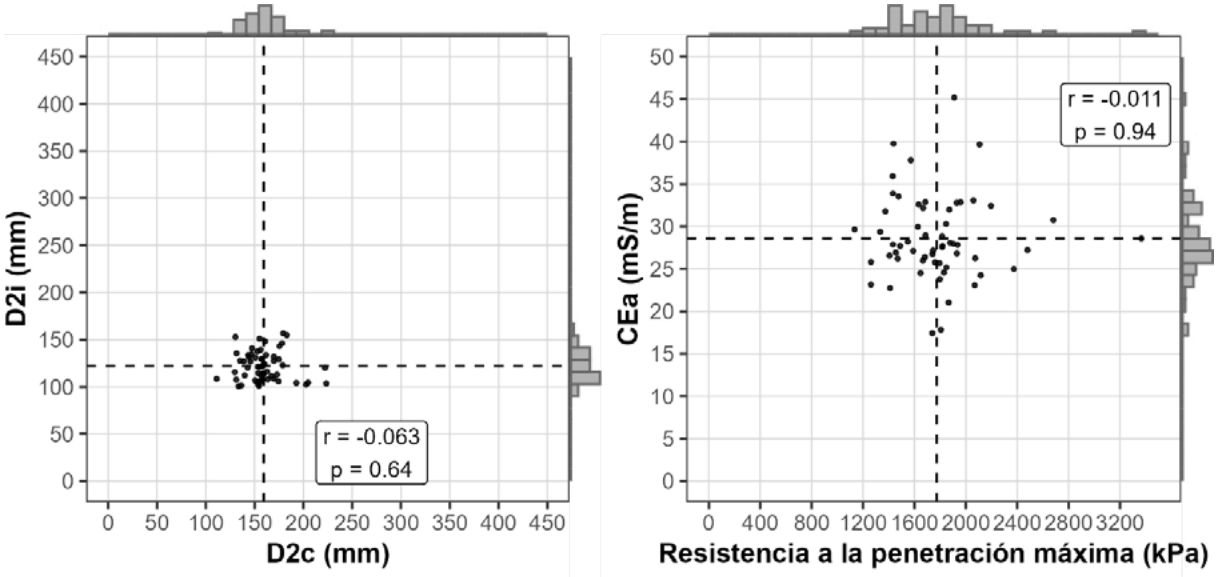


Figura 2. Diagramas de dispersión entre variables del penetrómetro y el TSM. Izquierda: D2c vs. D2i. Derecha: RPmax vs. CEa (bobina 0-250 mm). Las líneas punteadas indican las medias y los histogramas marginales la distribución de cada variable.
Nótese la concentración de D2c y D2i en el rango 100-170 mm pese a la ausencia de correlación significativa.

La similitud de medias (D2c = 127 mm, D2i = 124 mm) combinada con correlación nula (r = -0,063, p = 0,64) parece contradictoria, pero se explica por las propiedades estadísticas de la correlación entre variables que presentan incertidumbre de medición. Todo instrumento posee una incertidumbre inherente que se superpone a la señal del fenómeno que se intenta medir. En el caso del penetrómetro, la RP es afectada por piedras, raíces y heterogeneidad del suelo a escala centimétrica; en el del TSM, por variaciones locales de textura, humedad y por el algoritmo de procesamiento de la señal electromagnética. Cuando estas fuentes de error son independientes entre sí y su magnitud es comparable o superior a la dispersión real de la variable medida, la correlación entre instrumentos se atenúa hasta valores cercanos a cero, aun cuando ambos estén detectando el mismo fenómeno. Este efecto, formalizado por Saccenti et al. (2020), como atenuación por error de medición, implica que la correlación observada entre dos mediciones es siempre menor o igual a la correlación real entre las variables subyacentes, en proporción a la confiabilidad de cada instrumento.

El mayor coeficiente de variación del D2c (24,7%) respecto al D2i (14,0%) refleja que el penetrómetro es más sensible a la variabilidad local del suelo, introduciendo mayor dispersión en la medición. Esto es consistente con el análisis de variabilidad intra-punto: al realizar 5 repeticiones por sitio, se observó que la variabilidad dentro de cada punto fue mayor que la variabilidad entre puntos, confirmando que gran parte de la dispersión observada corresponde a heterogeneidad a escala de centímetros y no a diferencias reales en la profundidad de compactación entre sitios. La coincidencia en los rangos de profundidad detectados por ambos métodos (100-150 mm) indica que tanto el penetrómetro como el TSM son capaces de identificar correctamente la profundidad general de la discontinuidad, pero la resolución y las fuentes de error propias de cada técnica impiden que esa coincidencia se manifieste como correlación punto a punto.

Estimación de la magnitud de la resistencia a la penetración

El panel derecho de la Figura 2 presenta la relación entre la CEa medida por la bobina superficial del TSM (0-250 mm) y la RPmax determinada por penetrometría. No se observó correlación significativa entre ambas variables (r = -0,011, p = 0,94), evidenciando ausencia total de asociación lineal entre la magnitud de la compactación y la conductividad eléctrica aparente.

Estos resultados contrastan con los reportados por Kiełbasa et al. (2020), quienes encontraron correlaciones negativas moderadas (r = -0,48 a -0,66) entre CEa y RP en los primeros 200 mm, aunque en condiciones de humedad variable (7 a 35%). En el presente estudio, la humedad gravimétrica fue homogénea entre profundidades (~36%), lo que podría explicar la diferencia con Kiełbasa et al. (2020), ya que la RP es fuertemente influenciada por la humedad del suelo. La relación entre CEa y compactación es indirecta y mediada por múltiples factores: la compactación aumenta la densidad aparente, lo que mejora el contacto entre partículas e incrementa la conducción eléctrica, pero simultáneamente reduce la porosidad y el contenido volumétrico de agua, disminuyendo la conducción (Seladji et al., 2010).

La RPmax media fue de 1945 kPa, valor cercano pero inferior al umbral de 2 MPa considerado limitante para el desarrollo radical (Greacen, 1986), con un rango de 1318 a 3768 kPa. Esto indica que coexisten en el lote situaciones sin limitación junto con puntos de compactación severa. El TSM no puede discriminar entre estos casos, dado que la CEa no mostró capacidad predictiva sobre la magnitud de la RP. Por lo tanto, el TSM no puede reemplazar, pero si complementar al penetrómetro: mientras el primero indica la presencia de una discontinuidad en el perfil, sólo el segundo permite evaluar si dicha discontinuidad constituye una limitante efectiva para el desarrollo de los cultivos.

CONCLUSIONES

La determinación de la profundidad a la capa compactada mediante resistencia a la penetración y conductividad eléctrica aparente permitió ubicarla en rangos similares, aunque los parámetros D2c y D2i no presentaron correlación punto a punto. La ausencia de correlación se explica por la atenuación debida a la incertidumbre inherente a cada instrumento: la variabilidad intra-punto del penetrómetro superó a la variabilidad entre

puntos, y ambos métodos presentan fuentes de incertidumbre independientes que impiden que la coincidencia en los rangos de profundidad se manifieste como correlación punto a punto.

Dado que la CEa tampoco permitió predecir la magnitud de la RP, dada la casi nula relación encontrada entre los dos, se concluye que el TSM no puede reemplazar al penetrómetro ya que, aunque detecte la profundidad de una discontinuidad en el perfil, no provee información sobre la intensidad de la compactación. Sin embargo, el TSM puede guiar el muestreo de RP para disminuir la intensidad necesaria para generar mapas de compactación.

BIBLIOGRAFÍA

Agxtend (2021). Soilxplorer. https://agxtend.com/es/productos/soilxplorer

Greacen, E. L. (1986). Root response to soil mechanical properties. Trans. Int. Congr. Soil Sci. 13:20-47.

Håkansson, I. (1994). Soil tillage for crop production and for protection of soil and environmental quality. Soil Till. Res. 30:109-124.

Hoefer, G. y Hartge, K. H. (2010). Subsoil compaction: cause, impact, detection, and prevention. En: Soil Engineering. Springer, pp. 121-145.

Kielbasa, P., Zagórda, M., Jabłoński, P. y Koronczok, J. (2020). Comparison of soil electrical conductivity using TopsoilMapper device and penetrometric characteristics. Przeglad Elektrotechniczny 96:146-150.

Pagliai, M., Marsili, A., Servadio, P., Vignozzi, N. y Pellegrini, S. (2003). Changes in some physical properties of a clay soil following the passage of rubber tracked and wheeled tractors. Soil Till. Res. 73:119-129.

R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Salazar, J, C., Maccarini, G. D., Russo, S., Miraglia, H. N., Cruzáte, G. A. y Alfonso, D. C. (1990). Carta de suelos de la provincia de Buenos Aires 1:50.000. INTA, carta 3560-11-3.

Seladji, S., Cosenza, P., Tabbagh, A., Ranger. J. y Richard, G. (2010). The effect of compaction on soil electrical resistivity. Eur. J. Soil Sci. 61:1043-1055.

Saccenti, E, MHW B Hendriks y AK Smilde. 2020. Corruption of the Pearson correlation coefficient by measurement error and its estimation, bias, and correction under different error models. Sci. Rep. 10:438.

Sudduth, K. A., Kitchen, N. R., Bollero, G. A., Bullock, D. G. y Wiebold, W. J. (2003). Comparison of electromagnetic induction and direct sensing of soil electrical conductivity. Agron. J. 95:472-482.

Tigchelhoff, F., Kempenaar, C., Nysten, S. y Booij, J. A. (2021). Toepassing van bodemscans voor precisie landbouw. Aeres Hogeschool Dronten.

EL ROL DE LOS PARCHES LEÑOSOS EN LA ESTABILIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN PAMPA ONDULADA

Worcel, L.[1], D'Acunto, L.[2*], Cosentino, D.[1, 3], Semmartin, M.[1, 3*]

[1] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. [2]Instituto de Clima y Agua, CIRN. INTA. [3]CONICET. lworcel@agro.uba.ar

RESUMEN: Los suelos de la Pampa Ondulada presentan un alto potencial para acumular carbono orgánico. En estos suelos, los parches leñosos remanentes de la infraestructura ganadera, insertos en la matriz agrícola, podrían contribuir a la acumulación y estabilización del carbono orgánico a escala de paisaje, aunque los mecanismos involucrados no están completamente esclarecidos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de parches leñosos de más de 40 años sobre los stocks de carbono orgánico total (COT) y sus fracciones particulada (C-POM) y asociada a los minerales (C-MAOM), así como su posible influencia espacial sobre lotes agrícolas adyacentes. El estudio se realizó en nueve sitios de la cuenca del río Arrecifes (Buenos Aires, Argentina), sobre Argiudoles típicos. En cada sitio se muestrearon cinco posiciones a lo largo de una pendiente, incluyendo un parche leñoso y un lote bajo agricultura continua. Se tomaron muestras compuestas a 0–5 y 0–30 cm de profundidad. El COT se determinó mediante oxidación húmeda, las fracciones C-POM y C-MAOM por separación física y los stocks empleando el método de masa equivalente. Los parches leñosos presentaron stocks de COT, C-POM y C-MAOM significativamente mayores que los lotes agrícolas en ambas profundidades. No se detectó una influencia espacial significativa del parche leñoso sobre el lote agrícola a ±5 m. La proporción C-MAOM/COT del parche leñoso y el lote agrícola fue similar. Estos resultados indican que, en suelos pampeanos de textura fina y con déficit de saturación de carbono, los parches leñosos favorecen la acumulación de carbono orgánico estable, aun considerando la recalcitrancia de su hojarasca. Este proceso podría estar asociado a la progresiva estabilización de C-POM en C-MAOM. En este sentido, la conservación de los parches leñosos constituye una práctica de manejo del paisaje agrícola con alto potencial para incrementar el almacenamiento de carbono estable a escala regional.

PALABRAS CLAVE: C-POM, C-MAOM, Argiudoles típicos.

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas de la Pampa Ondulada poseen un alto potencial para almacenar carbono orgánico. Particularmente, sus texturas finas les confieren una alta capacidad de almacenar carbono orgánico de forma estable, asociado a los limos y arcillas (C-MAOM) (Georgiou et al., 2022). Sin embargo, los contenidos de carbono, aún en condiciones de poca intervención humana, distan de alcanzar su potencial. Actualmente, la brecha entre el contenido de carbono de los suelos y su potencial es de aproximadamente 200 Mg C ha^{-1}, como resultado, además, de la intensificación agrícola (Lal, 2004; Berhongaray et al., 2013; Álvarez y Berhongaray, 2021).

Las prácticas agronómicas para regenerar el carbono orgánico a escala de lote podrían complementarse con otras a nivel de paisaje que consideren las áreas con vegetación permanente, que no se cultivan pero que brindan otros servicios ecosistémicos (biodiversidad, polinización, control biológico de plagas) (Fahrig et al., 2015; Garibaldi et al., 2023). El paisaje de la Pampa Ondulada contiene numerosas áreas con vegetación permanente, en particular parches leñosos remanentes de antiguos usos ganaderos. Estos parches desempeñan un papel relevante por su mayor acumulación de carbono en el suelo, debido fundamentalmente

a su mayor producción de hojarasca (D'Acunto et al., 2014; Villarino et al., 2017). No obstante, persiste un debate respecto del modo en que ocurre esta acumulación. Se ha propuesto que su hojarasca es recalcitrante y favorece la acumulación en la fracción particulada, menos estable (C-POM). En cambio, los residuos más lábiles y ricos en nitrógeno, como los de los cultivos anuales, promueven la formación de C-MAOM (Cotrufo et al., 2013). En parches leñosos jóvenes, en suelos de texturas gruesas, se observó un predominio de acumulación de C-POM (Filley et al., 2008). Sin embargo, para parches de mayor edad y sobre suelos finos con un marcado déficit de saturación como los de la Pampa Ondulada, no existen evidencias claras.

Este trabajo se plantea los objetivos de i) determinar qué proporción del carbono que ingresa al suelo se acumula en la fracción fina (C-MAOM) y en la fracción gruesa (C-POM), y ii) evaluar si estos parches aumentan la acumulación de carbono orgánico en las áreas agrícolas adyacentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localizó en sectores de la cuenca del río Arrecifes, caracterizada por un relieve suavemente ondulado, clima templado húmedo y una precipitación media anual de 1000 mm. Los parches leñosos cubren ~1% del paisaje y se insertan como unidades densas y bien delimitadas en una matriz agrícola (>90% de la superficie) (Larrachea et al., 2022). Los parches están dominados por especies leñosas caducifolias de los géneros *Broussonetia, Fraxinus, Gleditsia, Melia, Morus, Celtis*. También se observan especies perennifolias, como *Ligustrum* sp. y *Eucalyptus* sp. La hojarasca de estas especies arbóreas, consideradas en conjunto, poseen, aproximadamente, un 22% de lignina de acuerdo con D'Acunto et al. (2014). En el sotobosque herbáceo se identifican *Baccharis salicifolia* y *Conium maculatum*, entre otras. Para representar la heterogeneidad del paisaje, se seleccionaron 9 sitios (unidades experimentales), ubicados en posiciones con >1,5 % de pendiente, identificadas a partir de curvas de nivel elaborada por el Instituto Geográfico Nacional (IGN, www.ign.gob.ar), sobre suelos Argiudoles típicos (Figura 1). Todos los sitios se componen de un parche leñoso ≥40 años, lindero o imbricado en un lote bajo agricultura continua ≥30 años (soja, trigo, maíz), con una concentración de lignina de entre 3 y 10% (D'Acunto et al., 2014). La historia de uso se reconstruyó mediante MapBiomas Pampa y series Landsat (Baeza et al., 2022; USGS, 2020).

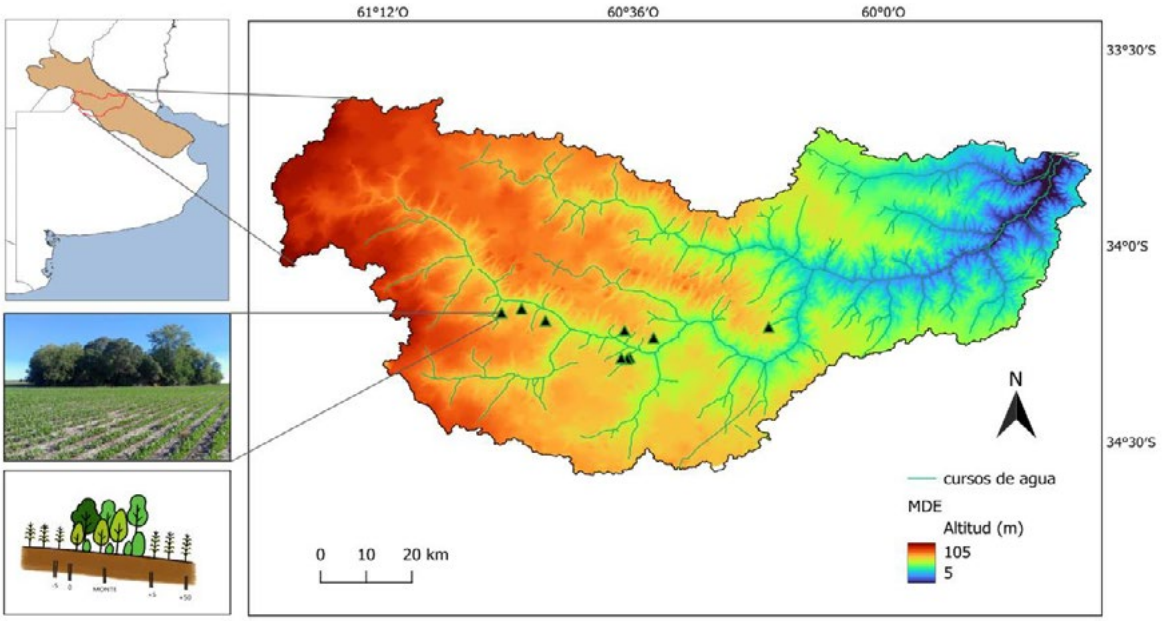


Figura 1. Modelo Digital de Elevación de la cuenca del río Arrecifes, en la Pampa Ondulada (Buenos Aires, Argentina). Los triángulos indican los sitios muestreados (parche leñoso en lote agrícola). A la izquierda se observa la fisionomía de los parches leñosos y el detalle del diseño de muestreo.

Se tomaron muestras de suelo compuestas por cinco piques de barreno a dos profundidades (0-5 y 0-30 cm), en cinco puntos de muestreo a lo largo de la pendiente: a) 5 metros pendiente arriba del parche leñoso (-5), b) en el borde del parche, en la posición de mayor altitud (0), c) en el centro del parche (MONTE), d) 5 metros hacia abajo del parche (+5), e) a 50 metros del parche, pendiente abajo (+50) (Figura 1).
Se tomaron dos muestras de densidad aparente (0-30 cm), con cilindro manual, para cada una de las posiciones. A partir de estas muestras, se determinó la textura mediante el uso de un densímetro de Bouyoucos (IRAM-SAGYP 29581, 2022). Se cuantificó el carbono orgánico total (COT) por oxidación húmeda (IRAM-SAGYP 29571-2). Las fracciones C-POM y C-MAOM se obtuvieron por separación física (tamiz 0,053 mm), estimando C-MAOM por diferencia. Los stocks de carbono (0–30 cm) se calcularon por el método de masa equivalente, combinando concentración y densidad aparente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los parches leñosos presentaron stocks significativamente mayores de COT que los lotes contiguos bajo agricultura continua, tanto en 0–5 cm como en 0–30 cm de profundidad. Dentro del parche leñoso no se registraron diferencias entre posiciones (centro y borde), lo que indica una distribución relativamente homogénea del carbono en su interior.
A pesar del mayor contenido de carbono orgánico en los parches leñosos, no se evidenció una influencia espacial significativa sobre el lote agrícola adyacente. No se registraron diferencias en el stock de carbono a una distancia de ±5 m sobre el lote agrícola, en comparación con posiciones más alejadas, independientemente de la profundidad analizada (Figura 3). Este resultado complementa lo reportado por D'Acunto et al. (2014), que observaron mayores contenidos de carbono orgánico en los primeros 4 m desde el parche leñoso.

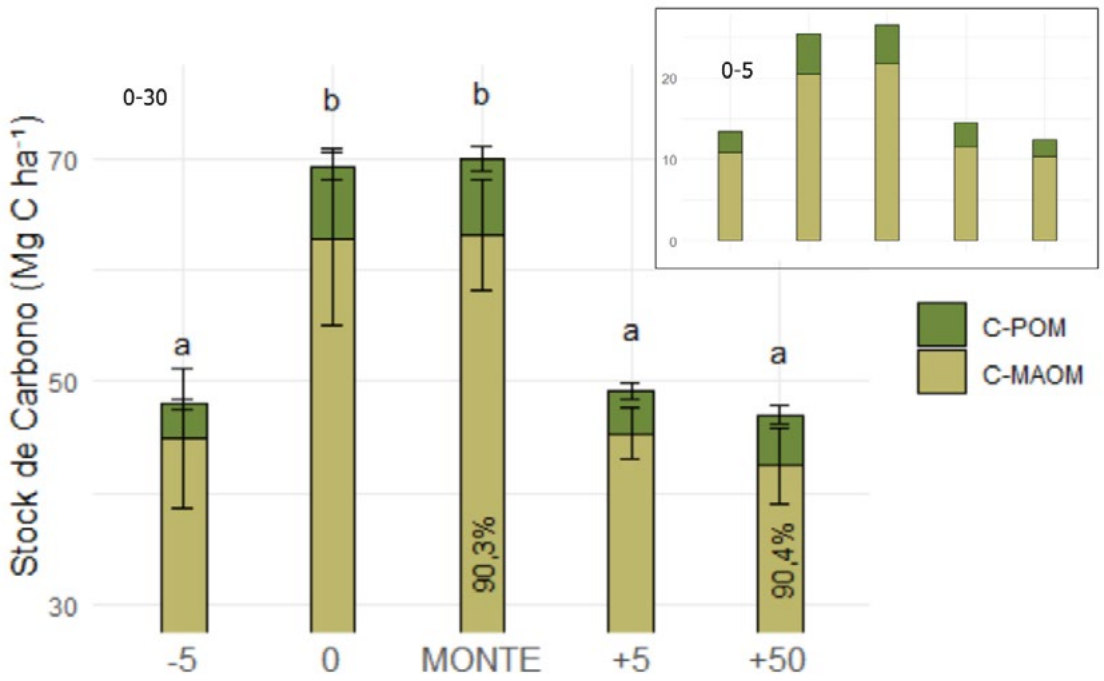


Figura 3. Stock de carbono orgánico total (COT) y sus fracciones particulada (C-POM) y asociada a minerales (C-MAOM), 0-30 cm y 0-5 cm. Las letras indican diferencias entre posiciones. Se destaca la proporción C-MAOM/COT en el parche leñoso y en el lote agrícola y la diferencia de carbono orgánico estabilizado (C-MAOM) entre ellos. Las barras indican el error estándar.

No se registraron diferencias significativas en la proporción de carbono asociado a minerales respecto al carbono orgánico total (C-MAOM/COT) entre el parche leñoso y el lote agrícola, tanto a una profundidad de 0-30 cm (p= 0,71), como de 0-5 cm (p= 0,48). Esta similitud en la proporción C-MAOM/COT indica que el mayor stock de carbono bajo los parches leñosos no se corresponde con el enriquecimiento en una fracción determinada, sino en un incremento conjunto de C-POM y C-MAOM, a lo largo del perfil evaluado.

Es posible que, en suelos de textura fina con importantes déficits de saturación de carbono, los parches leñosos de larga data (>40 años) estabilicen progresivamente el carbono orgánico particulado, proveniente de hojarasca relativamente recalcitrante, en la fracción C-MAOM, mediante procesos de oclusión en microagregados estables y/o asociación con partículas finas, a lo largo del perfil, al menos hasta 30 cm de profundidad.

CONCLUSIONES

El incremento en el COT bajo los parches leñosos confirma el rol que pueden cumplir estos elementos en el paisaje agrícola, como reservorio de carbono. Más aún, la ausencia de diferencias en la proporción de carbono asociado a minerales respecto al carbono orgánico total (C-MAOM/COT) entre el parche leñoso y el lote agrícola sugiere que el carbono adicional bajo los parches leñosos no se acumula preferentemente en una fracción específica. En este sentido, el marcado déficit de saturación de carbono característico de los suelos pampeanos les confiere un elevado potencial para continuar incorporando carbono orgánico estable (C-MAOM) a lo largo del tiempo (Álvarez y Berhongaray, 2021).

Específicamente, en los sitios evaluados, el mantenimiento de una hectárea de parche leñoso se asoció a una ganancia sustancial de carbono estable respecto de la superficie agrícola circundante, equivalente a 20,6 Mg C ha^{-1} en la fracción C-MAOM, aproximadamente un 50% más.

Estos resultados permiten considerar el mantenimiento de parches leñosos como una práctica de manejo del paisaje agrícola orientada a la acumulación de carbono orgánico del suelo a escala regional, y su potencial contribución a la mitigación del cambio climático.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, R. y Berhongaray, G. (2021). Soil organic carbon sequestration potential of Pampean soils: comparing methods and estimation for surface and deep layers. Soil Research, 59(4), 346-358.

Baeza, S., Vélez-Martin, E., de Abelleyra, D., Banchero, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., Veron, S., Vallejos, M., Weber, E., Oyarzabal, M., Barbieri, A., Petek, M., Guerra Lara, M., Sarrailhé, S. S., Baldi, G., Bagnato, C., Bruzzone, L., Ramos, S. y Hasenack, H. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomas Pampa initiative. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 28. https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834

Berhongaray, G., Alvarez, R., De Paepe, J., Caride, C. y Cantet, R. (2013). Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma, 192, 97-110.

Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Denef, K. y Paul, E. (2013). The M icrobial E fficiency-M atrix S tabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter?. Global change biology, 19(4), 988-995.

D'Acunto, L., Semmartin, M. y Ghersa, C. M. (2014). Uncropped field margins to mitigate soil carbon losses in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment, 183, 60-68.

Fahrig, L., Girard, J., Duro, D., Pasher, J., Smith, A., Javorek, S., ... y Tischendorf, L. (2015). Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. Agriculture, Ecosystems & Environment, 200, 219-234.

Filley, T. R., Boutton, T. W., Liao, J. D., Jastrow, J. D. y Gamblin, D. E. (2008). Chemical changes to nonaggregated particulate soil organic matter following grassland-to-woodland transition in a subtropical savanna. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 113(G3).

Garibaldi, L. A., Zermoglio, P. F., Jobbágy, E. G., Andreoni, L., Ortiz de Urbina, A., Grass, I., y Oddi, F. J. (2023). How to design multifunctional landscapes?. Journal of Applied Ecology, 60(12), 2521-2527.

Georgiou, K., Jackson, R. B., Vindušková, O., Abramoff, R. Z., Ahlström, A., Feng, W., ... y Torn, M. S. (2022). Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. Nature communications, 13(1), 3797.

Instituto Geográfico Nacional. Curvas de nivel 1:50.000 de la provincia de Buenos Aires [Mapa topográfico digital]. https://www.ign.gob.ar/

IRAM-SAGyP 29571-2:2011 Calidad ambiental - Calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 2 - Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte, escala semi-micro.

IRAM-SAGyP 29581:2022 Calidad del suelo. Determinación de la textura del suelo.

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. science, 304(5677), 1623-1627.

Larrachea, I. U., Poggio, S. L., Cosentino, D., y Semmartin, M. (2022). The hidden heterogeneity of agricultural landscapes of the Rolling Pampa (Argentina). Agriculture, Ecosystems & Environment, 332, 107934.

U.S. Geological Survey. (2020). Landsat Collection 2 Level-2 Surface Reflectance and Surface Temperature Products. U.S. Geological Survey.

Villarino, S. H., Studdert, G. A., Baldassini, P., Cendoya, M. G., Ciuffoli, L., Mastrángelo, M., y Piñeiro, G. (2017). Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. Science of the total environment, 575, 1056-1065.

TRABAJOS EXTENDIDOS

ÁREA TEMÁTICA 2: Biología del Suelo

RESPUESTA DEL MICROBIOMA FÚNGICO RIZOSFÉRICO DEL POROTO A *UROCHLOA BRIZANTHA* COMO CULTIVO DE SERVICIO

Abán, C. L.[1, 2], Larama, G.[3], Pérez Brandán, C.[1, 2, 4*]

[1] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Salta, Argentina. [2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA-Salta. Salta, Argentina. [3] Biocontrol Research Laboratory, Universidad Nacional de La Frontera, Chile. [4] Universidad Nacional de Salta. Facultad de Ingeniería. Salta, Argentina. * aban.carla@inta.gob.ar

RESUMEN: La degradación de los suelos asociada a prácticas agrícolas intensivas constituye una de las principales amenazas para la salud del suelo, al reducir la materia orgánica, la biodiversidad y la resiliencia del recurso, poniendo en riesgo la producción agrícola sostenible. Los cultivos de cobertura se han incorporado crecientemente en sistemas agrícolas intensivos como herramienta para reducir los procesos de degradación. Sin embargo, la evidencia disponible sobre cómo estos cultivos modulan la estructura del microbioma fúngico rizosférico y su influencia sobre los cultivos subsiguientes sigue siendo limitada. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de *Urochloa brizantha* como cultivo de servicio sobre la estructura del microbioma fúngico rizosférico y las propiedades edáficas del cultivo subsiguiente (poroto). En un ensayo a campo, los tratamientos correspondieron a la implantación de *U. brizantha* como cultivo de cobertura en uno (B1) o dos ciclos consecutivos (B2) antes del poroto, comparados con tres controles: monocultivo continuo de poroto (BM), una pastura perenne con *U. brizantha* (PB) y suelos prístinos como referencia externa (PS). Los tratamientos con *U. brizantha* modificaron significativamente la composición de la comunidad fúngica rizosférica del poroto, promoviendo taxones saprótrofos y funcionalmente beneficiosos (*Mortierella*, *Penicillium*, *Coprinellus*) y reduciendo potenciales patógenos (*Fusarium*, *Fusicolla*). La incorporación de *U. brizantha* durante el barbecho desplazó la composición fúngica del poroto hacia comunidades más similares a sistemas menos intervenidos. Estos cambios se asociaron con mejoras en carbono orgánico, estabilidad de agregados, biomasa microbiana, principalmente en B2. Estos resultados demuestran el potencial de *U. brizantha* como cultivo de servicio para restaurar la composición fúngica del suelo y contribuir a la resiliencia de sistemas agrícolas degradados.

PALABRAS CLAVE: microbioma fúngico, cultivos de servicio, sostenibilidad.

INTRODUCCIÓN

La degradación de los suelos inducida por prácticas agrícolas intensivas constituye una amenaza creciente para la sostenibilidad productiva. El monocultivo continuo, los barbechos prolongados y el uso excesivo de insumos químicos reducen la materia orgánica, deterioran la estructura del suelo y simplifican las comunidades microbianas, comprometiendo la provisión de servicios ecosistémicos esenciales (Blanco-Canqui et al., 2015).

En este contexto, los cultivos de servicio (CS), particularmente las pasturas como *Urochloa* (syn. *Brachiaria*) spp., se proponen como una herramienta eficaz para recuperar funciones edáficas durante los barbechos agrícolas (Pérez Brandan et al., 2017). Sus sistemas radicales extensos favorecen la acumulación de carbono, la mejora de la porosidad y la estabilidad estructural del suelo, además de servir como hospedadores de microbiotas asociadas beneficiosas (Almeida and Rosolem 2016; Bieluczyk et al., 2020). Si bien diversos trabajos han evaluado el impacto de brachiaria sobre características físicas y químicas del suelo (Calonego et al., 2017; Tanaka et al., 2019; Momesso et al., 2021)., existen escasas evidencias sobre su influencia en los microbiomas rizosféricos fúngicos del cultivo subsiguiente.

La rizosfera es un punto crítico de interacción planta–suelo. En este microambiente se intensifican procesos biogeoquímicos esenciales para la nutrición vegetal, el ciclado de nutrientes y la salud del suelo (Mendes et al., 2013). El microbioma fúngico rizosférico, conformado por hongos asociados a las raíces, desempeña funciones clave en la descomposición de materia orgánica, la movilización de nutrientes, la estabilización de agregados y la supresión de patógenos. Su composición y funcionalidad son altamente sensibles al manejo agrícola, por lo que prácticas sostenibles pueden favorecer comunidades fúngicas más diversas y funcionalmente beneficiosas para los cultivos y la resiliencia de los agroecosistemas (van der Putten et al., 2016; Muturi et al., 2024).

El objetivo de este estudio fue evaluar cómo el uso de *U. brizantha* como cultivo de servicio durante el barbecho afecta la composición y diversidad del microbioma fúngico y las propiedades fisicoquímicas y biológicas de la rizosfera del cultivo de poroto. La hipótesis de este trabajo es que el uso de *U. brizantha* como cultivo de servicio mejora significativamente las propiedades del suelo y promueve la recuperación de la biodiversidad fúngica en suelos agrícolas degradados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se realizó un ensayo de campo (2009–2019) en la Estación Experimental Agrícola de Salta del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (EEA Salta-INTA). El ensayo se llevó a cabo bajo un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en la siembra de *U. brizantha* como cultivo de servicio durante uno (B1) o dos ciclos consecutivos (B2) previos al cultivo de poroto, y se compararon con tres controles: monocultivo de poroto sin cultivo de servicio (BM), pastura perenne con *U. brizantha* (PB) y suelos prístinos utilizados como referencia externa (PS). El muestreo se realizó en abril de 2019 y se recolectaron muestras de suelo de la rizosfera, definidas en este estudio como el suelo que se adhiere débilmente a las raíces. El suelo se tamizó (2 mm), se homogeneizó y se subdividió para análisis moleculares, fisicoquímicos y microbiológicos. Las muestras destinadas a análisis moleculares se almacenaron a −20 °C y el ADN total se extrajo a partir de 0.250 g de suelo rizosférico utilizando el kit PowerSoil® DNA Isolation (Qiagen, Hilden, Alemania), siguiendo las instrucciones del fabricante. La comunidad fúngica se caracterizó mediante secuenciación de amplicones de la región ITS del ADN ribosomal utilizando tecnología PacBio, evaluándose la diversidad y la composición (abundancia relativa) de los taxones fúngicos. El análisis bioinformático incluyó la estimación de la diversidad alfa (índice de diversidad de Shannon, uniformidad (índice de Pielou), utilizando QIIME2. La diversidad beta se evaluó mediante un análisis de componentes principales (PCA) de distancias de Aitchison. Las diferencias en la composición de las comunidades fúngicas entre tratamientos se analizaron mediante un análisis de varianza multivariado permutacional (PERMANOVA) con 999 permutaciones, empleando la función *adonis* del paquete vegan en el entorno R.

Para los análisis fisicoquímicos, un submuestreo se secó al aire (20 ± 2 °C durante 24 h), mientras que otro se conservó a 4 °C para los análisis microbiológicos. Las determinaciones químicas incluyeron carbono orgánico (CO) y nitrógeno total (NT) analizadas mediante el método de Walkley y Black (1934) y micro-Kjeldahl (Bremner 1996) respectivamente; determinaciones físicas comprendieron la estabilidad de agregados (EAS; Corvalán et al., 2010), capacidad de saturación hídrica (CSH), pH (relación suelo:agua 1:2,5) y conductividad eléctrica (CE); y las determinaciones microbiológicas comprendieron respiración microbiana (RM; Alef, 1955), carbono de la biomasa microbiana (BM; Vance y Brooks, 1987), nitrógeno de la biomasa microbiana (NBM; Brooks, 2005). El análisis estadístico de los datos se realizó mediante análisis de varianza (ANOVA) en entorno R.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La diversidad Alpha de la comunidad fúngica no mostró diferencias significativas entre tratamientos (Shannon y Pielou, $p > 0.05$), indicando que la riqueza y equidad de especies se mantuvieron similares (Figura 1a y 1b). En cambio, la diversidad Beta reveló diferencias significativas entre tratamientos ($R^2 = 0.378$, $p < 0.001$) (Figura 1c). Si bien las comunidades

fúngicas de B1 y B2 fueron muy similares entre sí, se separaron del monocultivo de poroto sin CS (BM). La pastura perenne (PB) ocupó un lugar intermedio entre los tratamientos con CS (B1 y B2), mientras que los suelos prístinos (PS) se distinguieron claramente de todos los sistemas manejados. Estos resultados sugieren que la inclusión de *U. brizantha* como cultivo de servicio modifica la composición de la comunidad fúngica del poroto, generando comunidades fúngicas significativamente diferentes (Merloti et al., 2024).

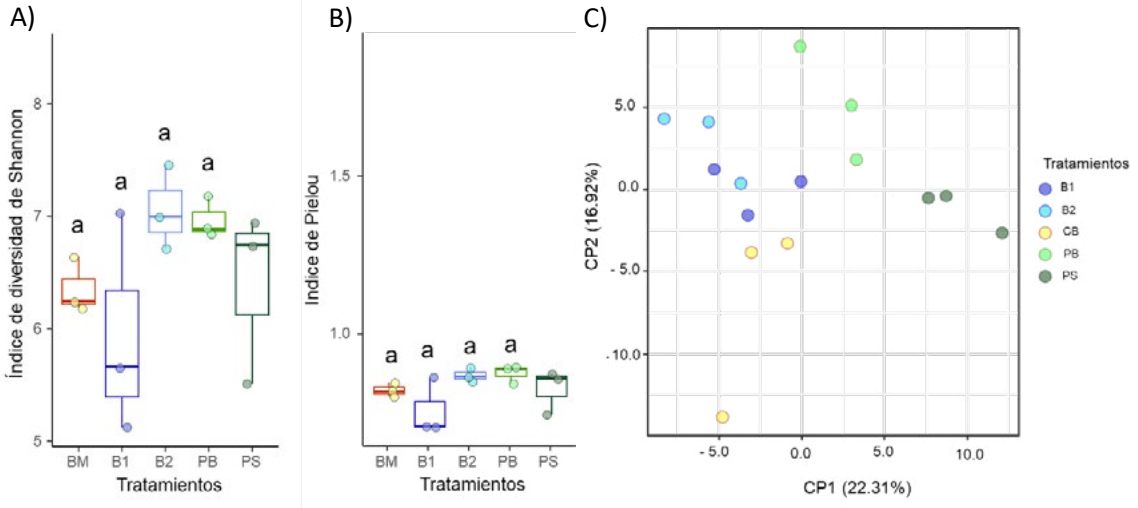


Figura 1. Análisis de diversidad: A) Índice de diversidad de Shannon, B) Uniformidad de Pielou. C) Análisis de la diversidad Beta. Tratamientos: monocultivo de poroto (BM) sin CC, un ciclo de *U. brizantha* (B1), dos ciclos consecutivos de *U. brizantha* (B2), una pastura perenne con *U. brizantha* (PB) y suelos prístinos como referencia externa (PS).

Los filos fúngicos dominantes en los suelos fueron *Ascomycota*, *Mortierellomycota* y *Basidiomycota* (Figura 2a). En el monocultivo de poroto (BM), predominó *Fusarium* y *Fusicolla*, asociados a potenciales patógenos y saprótrofos favorecidos por la agricultura intensiva (Figura 2b) (Dou et al., 2025). En contraste, la incorporación de *U. brizantha* durante los barbechos (B1 y B2) aumentó la abundancia relativa de saprótrofos funcionalmente beneficiosos, como *Mortierella*, *Penicillium* y *Coprinellus*, con B2 mostrando la mayor riqueza de estos taxa. La presencia de *Penicillium* y *Mortierella* también sugiere beneficios directos para la nutrición y resiliencia de las plantas, evidenciando que los cultivos de servicio promueven comunidades fúngicas composicionalmente diferentes y ecosistemas agrícolas más sostenibles (Ozimek et al., 2020). La pastura perenne (PB) y los suelos prístinos (PS) mostraron comunidades fúngicas asociadas a la descomposición de materia orgánica, al ciclado de nutrientes y el mantenimiento de la estructura del suelo (Delgado-Baquerizo et al., 2018).

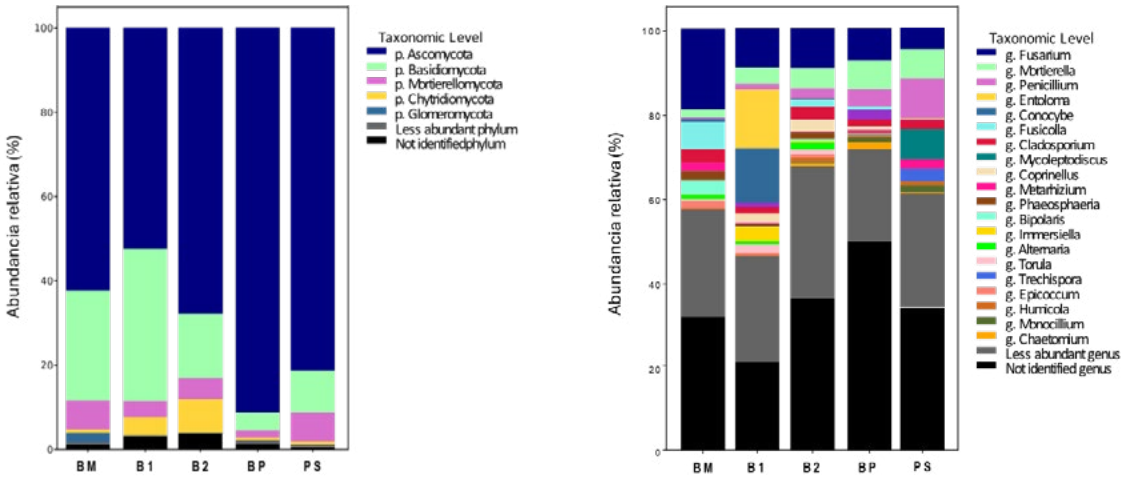


Figura 2. Promedio de la abundancia relativa a nivel de filo (a) y género (b) en la comunidad fúngica total medida en los siguientes tratamientos: monocultivo de poroto (BM) sin CC, un ciclo de *U. brizantha* (B1), dos ciclos consecutivos de *U. brizantha* (B2), una pastura perenne con *U. brizantha* (PB) y suelos prístinos como referencia externa (PS).

La inclusión de *U. brizantha* como cultivo de servicio (B1 y B2) o como pastura perenne (PB) mejoró significativamente diversos indicadores de calidad del suelo en comparación con el monocultivo de poroto (BM), que presentó consistentemente los valores más bajos evidenciando los efectos negativos de la baja diversidad vegetal y la alta perturbación sobre la funcionalidad edáfica (Figura 3). El CO aumentó en los tratamientos con *U. brizantha*, especialmente en PB y B2, lo que puede atribuirse a mayores y más constantes aportes de residuos vegetales y exudados radicales, así como a una menor perturbación del suelo, factores clave para la acumulación y estabilización del carbono (Figura 3a). En contraste, el nitrógeno total (NT) no mostró diferencias significativas entre tratamientos, pero si se observó una tendencia a valores más positivos (Figura 3b). En general, las propiedades físicas no mostraron variaciones significativas con la inclusión de *U. brizantha* (Figura 3 c,d,e), excepto la EAS, que tuvo un incremento significativo alcanzando valores cercanos al suelo prístino (PS) (Figura 3f), y la CE, que fue mayor únicamente en B1. Esta mejora estructural refleja el rol de las raíces de brachiaria y de la actividad microbiana asociada en la formación y estabilización de agregados, contribuyendo a la protección del carbono orgánico y a una mayor resiliencia del suelo frente a disturbios físicos (Pérez Brandan et al., 2017).

Los indicadores microbiológicos confirmaron estos patrones: la RM y la biomasa microbiana (CBM y NBM) fueron mayores en los tratamientos con *U. brizantha*, indicando una comunidad microbiana más activa y abundante, favorecida por una mayor disponibilidad de sustratos y mejores condiciones físicas del suelo (Figura 3 g,h,i). En contraste, el monocultivo de poroto presentó los valores más bajos, lo que evidencia una simplificación biológica del sistema (Figuerola et al., 2015). En conjunto, los resultados demuestran que la inclusión de *U. brizantha*, incluso como cultivo de servicio en rotaciones agrícolas, constituye una estrategia efectiva para mejorar la calidad física y biológica del suelo y avanzar hacia la recuperación de su funcionalidad.

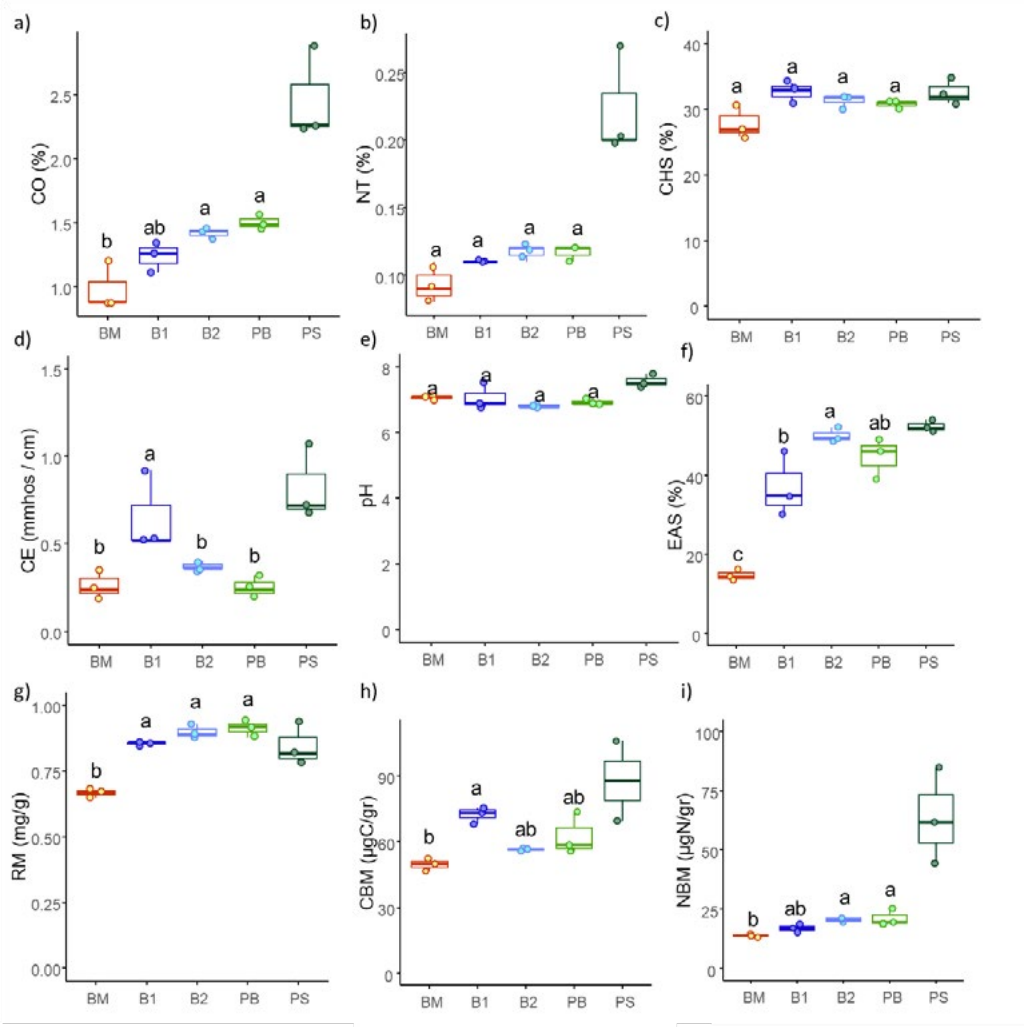


Figura 3. Propiedades químicas, físicas y microbiológicas para los tratamientos muestreados: monocultivo de poroto (BM) sin CC, un ciclo de *U. brizantha* (B1), dos ciclos consecutivos de *U. brizantha* (B2), una pastura perenne con *U. brizantha* (PB) y suelos prístinos como referencia externa (PS). CO: Carbono orgánico del suelo. NT: Nitrógeno total. CHS: Capacidad de retención hídrica. CE: Conductividad eléctrica. EAS: Estabilidad de agregados del suelo. RM: respiración microbiana. BM: Carbono de la Biomasa microbiana. NBM: nitrógeno de la biomasa microbiana.

CONCLUSIONES

La inclusión de *U. brizantha* durante uno o dos ciclos como cultivo de servicio modificó significativamente la estructura del microbioma fúngico rizosférico y mejoró la calidad química, física y biológica del suelo en comparación con el monocultivo de poroto sin cultivo de servicio. Su incorporación favoreció el establecimiento de comunidades fúngicas más beneficiosas, vinculadas al ciclado de nutrientes y a la descomposición de la materia orgánica, y redujo la dominancia de géneros potencialmente patogénicos. Asimismo, se observaron incrementos en el carbono orgánico, la estabilidad de agregados y la actividad microbiana, evidenciando una recuperación parcial de la funcionalidad edáfica.

BIBLIOGRAFÍA

Alef, K. (1995). Soil Respiration. En: Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry; Alef, K., Nannipieri, P., Eds.; Academic Press: London, UK; pp. 214–219.

Almeida, D. S. y Rosolem, C. A. (2016). Ruzigrass grown in rotation with soybean increases soil labile phosphorus. Agronomy Journal 108(6):2444-2452.

Bieluczyk, W., de Cássia Piccolo, M., Pereira, M. G., de Moraes, M. T., Soltangheisi, A., de Campos Bernardi, A. C., ... y Cherubin, M. R. (2020). Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. Geoderma 371:114368.

Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A. y Hergert, G. W. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. Agronomy journal 107(6):2449-2474.

Bremner J. M. *Nitrogen Total.* Madison, WI: Soil Science Society of America Press (1996).

Brookes, P. C. y Joergensen, R.G. (2005) Microbial Biomass Measurements by Fumigation-Extraction. In Microbiological Methods for Assessing Soil Quality; CABI: Wallingford, UK, pp. 77–83.

Calonego, J. C., Raphael, J. P., Rigon, J. P., de Oliveira Neto, L. y Rosolem, C. A. (2017). Soil compaction management and soybean yields with cover crops under no-till and occasional chiseling. European Journal of Agronomy 85:31-37.

Corvalan, E., Franzoni, A. y Huidobro, J. (2000). Microsieves Method to Estimate Soil Aggregate Stability 1-2 mm. In Proceedings of the 14th Soil Science Congress, Mar del Plata, Argentina.

Delgado-Baquerizo, M.; Oliverio, A.M.; Brewer, T.E., Benavent-González, A., Eldridge, D.J., Bardgett, R.D., Maestre, F.T., Singh, B.K. y Fierer, N. (2018) A Global Atlas of the Dominant Bacteria Found in Soil. Science 359:320–325.

Dou, Y., Yu, S., Liu, S., Cui, T., Huang, R., Wang, Y., ... y Li, X. (2025). Crop rotations reduce pathogenic fungi compared to continuous cropping. Rhizosphere 34:101074.

Figuerola, E. L., Guerrero, L. D., Türkowsky, D., Wall, L. G. y Erijman, L. (2015). Crop monoculture rather than agriculture reduces the spatial turnover of soil bacterial communities at a regional scale. Environmental Microbiology17(3):678-688.

Mendes, R., Garbeva, P. y Raaijmakers, J. M. (2013). The rhizosphere microbiome: significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms. FEMS microbiology reviews, 37(5):634-663.

Merloti, L.F., Bossolani, J.W. y Mendes, L.W. (2024). Investigating the effects of Brachiaria (Syn. Urochloa) varieties on soil properties and microbiome. Plant Soil 503:29–46.

Momesso, L., Crusciol, C. A. C., Soratto, R. P., Tanaka, K. S., Costa, C. H. M., Bastos, L. M., et al. (2021). Cover crop and early nitrogen management for common bean in a tropical no-till system. Agronomy Journal 113:5143–5156.

Muturi, E. J., Dunlap, C. A., Perry, W. L. y Rhykerd, R. L. (2024). Cover crop species influences soil fungal species richness and community structure. PLoS One. Sep 12;19(9):e0308668.

Ozimek, E. y Hanaka, A. (2020). Mortierella species as the plant growth-promoting fungi present in the agricultural soils. Agriculture 11(1):7.

Pérez Brandán, C.P., Chavarría, D., Huidobro, J., Meriles, J.M., Brandan, C.P. y Vargas Gil, S. (2017). Influence of a tropical grass (Brachiaria brizantha cv. Mulato) as cover crop on soil biochemical properties in a degraded agricultural soil. European Journal of Soil Biology 83: 84–90.

Tanaka, K. S., Crusciol, C. A. C., Soratto, R. P., Momesso, L., Costa, C. H. M., Franzluebbers, A. J., et al. (2019). Nutrients released by Urochloa cover crops prior to soybean. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 113:267–281.

van der Putten, W. H., Bradford, M. A., Pernilla Brinkman, E., van de Voorde, T. F. y Veen, G. F. (2016). Where, when and how plant–soil feedback matters in a changing world. Functional Ecology 30(7):1109-1121.

Vance, E.D., Brookes, P.C. y Jenkinson, D. S. (1987). An Extraction Method for Measuring Soil Microbial Biomass C. Soil Biology Biochemistry 19:703–707.

Walkley, A. y Black, I.A. (1934). An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter, and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. Soil Science 37:29–38.

FUNCIONES ECOLÓGICAS DE LOS HONGOS DEL SUELO EN EL CALDENAL: MODOS TRÓFICOS Y PRINCIPALES GREMIOS

Ambrosino, M. L.[1, 2*], Wentenao Melzi, A. A.[1], Cueto Rojo, J. A.[3], Velázquez, M. S.[2, 4], Torres, Y. A. [5, 6], Ernst, R. D.[1], Faggioli, V.[7]

[1] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (FCEyN-UNLPam); [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3] Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); [4] Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata (FCNyM-UNLP); [5] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS); [6] Laboratorio de Ecosistemas Naturales y Agropecuarios, Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (LENA-CIC); [7] EEA Marcos Juárez, INTA; *Ruta Nacional 35, Km 334, (6300) Santa Rosa, Provincia de La Pampa, marielaambrosino@gmail.com

RESUMEN: En el Caldenal se aplican diferentes manejos para controlar el avance de la arbustización en los bosques de *Neltuma caldenia*. Con el objetivo de estudiar las funciones ecológicas de las comunidades de hongos presentes en estos ambientes se realizó un estudio en tres establecimientos ganaderos con diferentes manejos que involucraron sólo intervenciones mecánicas o combinadas con quemas prescriptas, y en dos zonas de la Reserva Provincial Parque Luro (quemas prescriptas e incendio). En cada sitio se colocaron al azar cinco parcelas (400 m^2), y se tomaron muestras compuestas de suelo (0-10 cm). El mismo procedimiento fue realizado en áreas sin intervenir (control). Seguidamente se evaluó mediante ALDEx2 la magnitud del efecto de cada tratamiento sobre los géneros de hongos más abundantes, modos tróficos, y principales gremios. Se identificaron 41390 variantes de secuencia de amplicones (ASVs) que fueron clasificadas en 350 unidades taxonómicas pertenecientes a cinco Filos: Ascomycota, Basidiomycota, Glomeromycota, Mucoromycota y Zoopagomycta. En general, no se detectó efecto de los manejos sobre los principales géneros, modos tróficos y sus gremios asociados. Sin embargo, la abundancia de hongos saprótrofos, el grupo ecológico con mayor representación, se vio incrementada en las áreas de bosque incendiadas de Parque Luro respecto del control sin disturbar. Estos resultados muestran que los hongos del suelo del Caldenal presentan una alta resiliencia y que los manejos no alteran sustancialmente su funcionalidad ecológica. Sin embargo, la dominancia de los hongos saprótrofos asociados a la descomposición de madera y restos vegetales resalta la importancia de estos grupos en el reciclaje de carbono en estos ecosistemas semiáridos.

PALABRAS CLAVE: saprótrofos, patótrofos, simbiontes.

INTRODUCCIÓN

El Espinal se caracteriza por la presencia de bosques xerófilos caducifolios donde la especie dominante es *Neltuma caldenia* (caldén). Estudios sobre la dinámica a largo plazo de las poblaciones vegetales, sugieren una baja densidad de especies leñosas en el Caldenal (Estelrich *et al.*, 2005). Sin embargo, la ganadería extensiva, los incendios, la tala y el cambio climático han acelerado la pérdida de cobertura vegetal. Estos procesos favorecen la erosión, la aridificación y la formación de “fachinales”, comunidades dominadas por leñosas bajas y gramíneas poco demandantes de luz (Rauber *et al.*, 2014). Ante esta situación, en La Pampa se están llevando a cabo diferentes manejos (intervenciones) en el marco de la Ley Nacional N° 26.331 y la Ley Provincial N° 2.624 para restaurar el Caldenal devolviéndoles su biodiversidad y potencial como proveedores de servicios ecosistémicos. Los manejos pueden ser menos severos, en los cuales se aplica una sola intervención (un tratamiento mecánico o

una quema prescripta), o más severos, que involucran la aplicación combinada de manejos (Ledesma *et al.*, 2018).
Los hongos del suelo, a través de su rol ecológico como descomponedores, simbiontes y patógenos, regulan servicios ecosistémicos clave, tales como la descomposición de la materia orgánica, el secuestro y la mineralización del carbono, y el establecimiento y la productividad de las comunidades vegetales (Webster y Weber, 2006). Las poblaciones fúngicas están fuertemente influenciadas por la diversidad y la composición de las comunidades vegetales. En este sentido, el crecimiento de las plantas modula las interacciones mutualistas y patogénicas de los hongos y puede afectar los ciclos y la disponibilidad de nutrientes (Islam *et al.*, 2020). El objetivo de este trabajo fue realizar una caracterización de las funciones ecológicas (modos tróficos y gremios) de las comunidades de hongos en diferentes sitios del Caldenal bajo distintos manejos y condiciones de disturbio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y muestreo a campo

El estudio se realizó en tres establecimientos de productores ganaderos: La Marcela (-36,1560, -65,6122), La Doce (-36,6678, -65,0102) y El Sacrificio (-37,1253, -63,9882); y en dos zonas de la Reserva Provincial Parque Luro (-36,9136, -64,2614) (Fig. 1). En cada sitio, se establecieron al azar parcelas de 400 m^2 en cinco puntos dentro de las áreas intervenidas (mecánicamente y/o quemadas) y cinco puntos en sus respectivos controles sin disturbar (n=5, Fig. 1). En enero de 2024, se tomaron muestras compuestas de suelo (nueve submuestras) de 0-10 cm de profundidad, y se trasladaron al laboratorio en conservadora. En el laboratorio las muestras se tamizaron por 2 mm y se mantuvieron a -80 °C hasta su procesamiento.

402

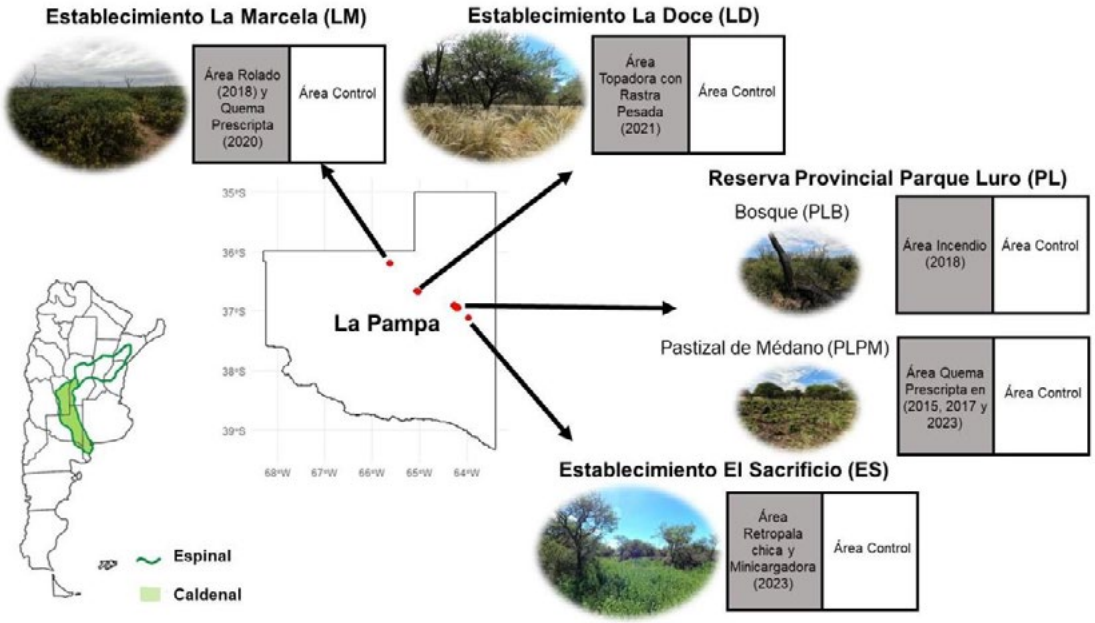


Figura 1. Ubicación del Distrito del Caldenal dentro de la provincia fitogeográfica del Espinal en Argentina. Sitios de estudio (en rojo) dentro de La Pampa; para cada área intervenida (recuadros grises), se muestra el tipo de manejo aplicado y el año en el cual fue realizado. Las áreas control (recuadros blancos), corresponden a sitios sin intervenir/disturbar.

Extracción de ADN, secuenciación y procesamiento bioinformático

La extracción de ADN total del suelo se realizó utilizando el kit de extracción DNeasy® PowerSoil® Pro-Kit (Qiagen). Seguidamente se evaluó la calidad de los extractos, se cuantificó el ADN y las muestras se enviaron a secuenciar mediante Illumina HiSeq. Para la identificación y caracterización funcional de las comunidades de hongos se amplificó la región ITS1-5F utilizando los cebadores ITS5-1737F e ITS2-2043R. El análisis bioinformático se

realizó con QIIME 2 versión 2022.2 (Bolyen *et al.*, 2019) y DADA2 versión 2022.8.0 (Callahan *et al.*, 2016). La identificación taxonómica de las variantes de secuencia de amplicones (ASVs) se realizó usando la base de datos UNITE 8.3 (Nilsson *et al.*, 2019). Los modos tróficos y gremios funcionales se asignaron a nivel de género utilizando la herramienta FUNGuild (Nguyen *et al.*, 2016). Solo se consideraron las clasificaciones de confianza "altamente probable" y "probable" para el análisis estadístico posterior. Seguidamente se seleccionaron aquellos taxones que fueron asignados a un modo trófico (Patótrofo, Saprótrofo o Simbiótrofo), y para el análisis de los gremios se consideraron aquellos que incluyeron más de 10 taxones.

Análisis estadístico

Los datos fueron analizados mediante R v.4.5.2 (R Core Team, 2025), utilizando los paquetes microeco v.1.16.0 (Liu *et al.*, 2025) y ALDEx2 v.1.42.0 (Fernandes *et al.*, 2013). Para esto, cada sitio se estudió por separado, y se determinó el efecto de cada tratamiento sobre los géneros de hongos más abundantes, modos tróficos y gremios. El análisis ALDEx2 se realizó mediante una transformación CLR (Centred Log-Ratio) lo que permitió trabajar con las proporciones relativas de los taxones y se realizó una simulación Monte Carlo (mc.samples= 128) para estimar la distribución de los datos y sus variaciones. Finalmente, se aplicó el test no paramétrico Kruskal-Wallis (Kw) y el método Benjamini-Hochberg (eBH) sobre las distribuciones simuladas para evaluar el efecto real de los tratamientos comparando con sus controles sin intervenir o disturbar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se analizaron 305 taxones que fueron clasificados en cinco Filos: Ascomycota, Basidiomycota, Glomeromycota, Mucoromycota y Zoopagomycta. A nivel taxonómico, el análisis de los géneros más abundantes (Fig. 2) no detectó efecto de los tratamientos (kw.eBH > 0,10). Estos resultados podrían atribuirse a una elevada plasticidad y capacidad de adaptación de estos taxones frente a los disturbios ambientales. En particular, *Trechispora*, uno de los géneros de basidiomicetos (Fig. 2), ha sido reportado en diversos ecosistemas forestales e incluye hongos saprótrofos descomponedores de madera y hojarasca (dos Santos Chikowski *et al.*, 2020). Por su parte, *Acrophialophora*, el género de ascomicetos más abundante (Fig. 2), comprende especies patógenas de plantas, presenta una amplia distribución en zonas templadas y tropicales, y ha sido aislado frecuentemente de suelos de ambientes forestales (Daroodi y Taheri, 2024).

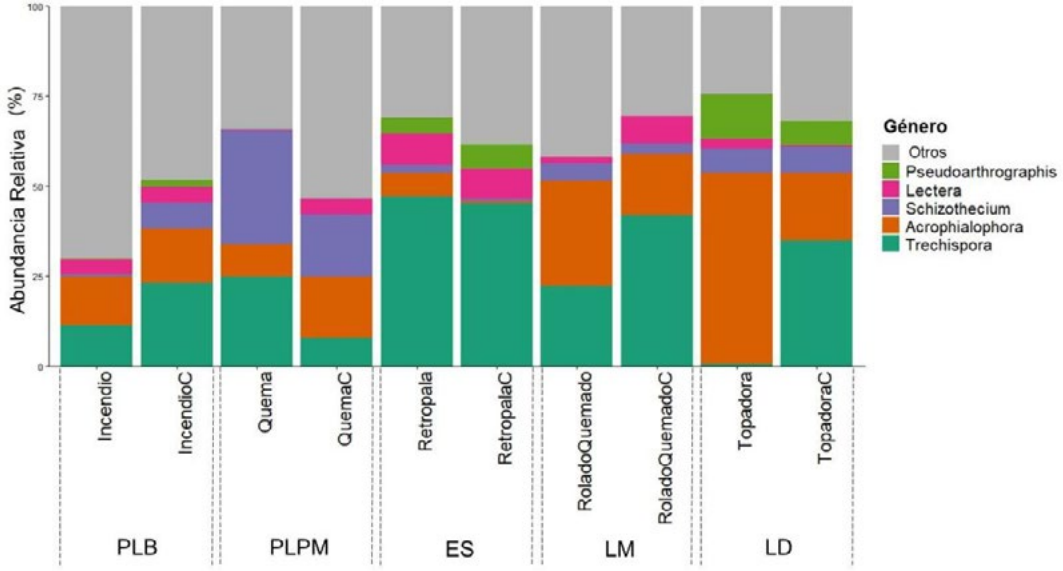


Figura 2. Abundancia relativa de los principales géneros presentes en las áreas intervenidas y control (C) de los sitios estudiados: Parque Luro-Bosque (PLB), Parque Luro-Pastizal de Médano (PLPM), y los establecimientos El Sacrificio (ES), La Marcela (LM) y La Doce (LD).

En relación a los modos tróficos, los hongos saprótrofos presentaron una abundancia relativa total del 52,5 ± 3,69 %, los patótrofos del 46,2 ± 3,62 %, y el grupo de los simbiontes del 1,25 ± 0,28 %. Estos resultados coinciden con los reportados por otros trabajos en los cuales los hongos saprótrofos fueron el modo trófico dominante en ambientes con presencia arbustiva (Ma *et al.*, 2025). Estos microorganismos sirven como descomponedores primarios de la madera y otros compuestos recalcitrantes (Sun *et al.*, 2017), lo que explica su mayor abundancia en estos ecosistemas de bosque.

Al analizar la magnitud del cambio entre los distintos tratamientos, se observó que la abundancia de los diferentes modos tróficos no difirió en las áreas manejadas con tratamientos mecánicos y/o quemas prescriptas respecto de los controles sin intervenir (kw.eBH > 0,1; Fig. 3). Sin embargo, en PLB, las áreas de bosque afectadas por el incendio de 2018 presentaron una mayor abundancia de saprótrofos en comparación con el control (Fig. 3). Estos resultados muestran que la severidad de los tratamientos mecánicos pudo no haber sido lo suficiente para provocar cambios en la abundancia relativa de los hongos del suelo. Además, ha sido demostrado que los fuegos periódicos (como en el caso de las quemas prescriptas en PLPM) pueden impulsar adaptaciones fúngicas, incluyendo esporas y esclerocios resistentes al calor, lo que les permitiría a estos grupos ecológicos sobrevivir luego del disturbio (Fox *et al.*, 2022). En relación a las áreas incendiadas en 2018, los trozos de madera y sus tejidos vegetales pueden proporcionar aislamiento y actuar como un “refugio contra incendios” lo que protegería a los hongos de la mortalidad inducida por el calor (Meddens *et al.*, 2018). Asimismo, los restos de troncos, ramas y el gran material vegetal muerto luego del fuego, pudo haber beneficiado particularmente a los hongos saprótrofos, lo que explicaría los incrementos en su abundancia en las áreas afectadas.

404

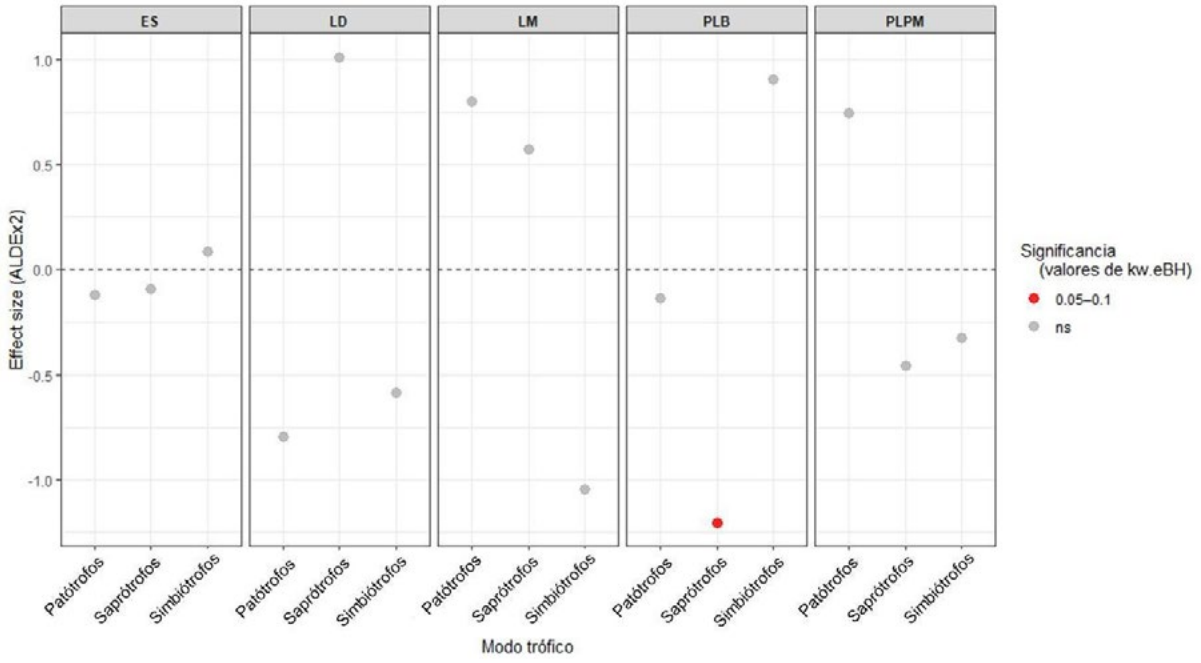


Figura 3. Magnitud del cambio (Effect size) entre tratamientos en la abundancia de los modos tróficos obtenidos mediante ALDEx2 en los establecimientos El Sacrificio (ES), La Doce (LD) y La Marcela (LM), y las áreas de bosque (PLB) y pastizal de médano (PLPM) de la Reserva Provincial Parque Luro. Dentro de cada sitio y modo trófico los puntos positivos y negativos indican mayor abundancia en las áreas control y tratadas/disturbadas, respectivamente.

En relación a los gremios fúngicos, dentro de los patótrofos los taxones se clasificaron principalmente como fitopatógenos (106 taxones) y micoparásitos (29 taxones). Por su parte, entre los saprótrofos se detectaron tres gremios: coprófilos (12 taxones), saprótrofos

vegetales (32 taxones) y xilófagos (82 taxones). Finalmente, dentro de los hongos simbiontes se identificaron aquellos formadores de ectomicorrizas (12 taxones), líquenes (18 taxones) y micorrizas arbusculares (14 taxones).
Si bien se observó un incremento de los saprótrofos vegetales en las áreas incendiadas de PLB, una disminución en los xilófagos dentro de las áreas intervenidas de LD y de aquellos formadores de líquenes en las áreas tratadas del ES, la magnitud del efecto no fue significativa en el análisis de ALDEx2 (kw.eBH > 0,1; Fig. 4). En conjunto, estos resultados indican que la abundancia relativa de los gremios se mantuvo relativamente estable frente a los tratamientos aplicados y al incendio ocurrido en la Reserva Parque Luro. No obstante, la ausencia de diferencias estadísticas entre tratamientos no implica necesariamente la inexistencia de impacto ambiental, ya que los efectos de los disturbios pueden no manifestarse en estos gremios ecológicos inferidos a partir de la taxonomía, o bien requerir el uso de métricas funcionales directas para ser detectados.

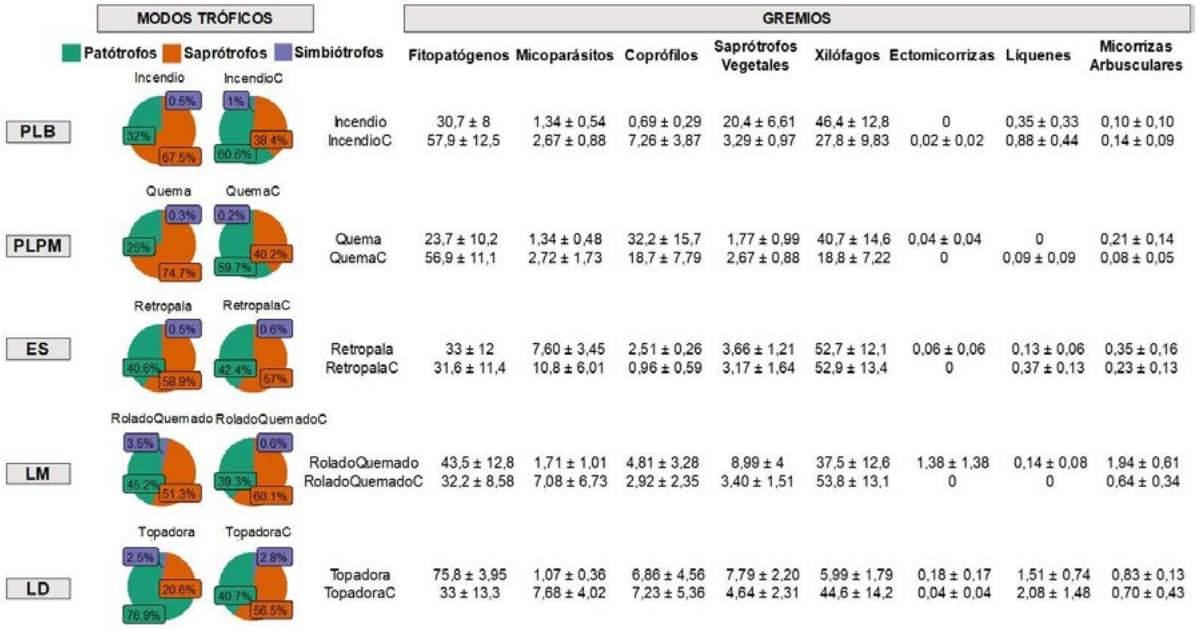


Figura 4. Abundancias relativas (promedio ± 1 E.E.; %) de los diferentes modos tróficos y gremios presentes en las áreas intervenidas y control (C) de los sitios estudiados: Parque Luro-Bosque (PLB), Parque Luro-Pastizal de Médano (PLPM), y los establecimientos El Sacrificio (ES), La Marcela (LM) y La Doce (LD).

CONCLUSIONES

Los grupos ecológicos de hongos del suelo del Caldenal mostraron, en general, una alta resiliencia frente a los distintos manejos aplicados. La dominancia de los hongos saprótrofos asociados a la descomposición de madera y restos vegetales resalta la importancia de estos grupos en el reciclaje de carbono en estos ecosistemas. No obstante, dado que el análisis de los datos aún continúa, la integración de esta información con un análisis taxonómico más detallado y con la evaluación de variables ambientales de la vegetación y del suelo permitirá predecir con mayor precisión los impactos de los distintos manejos sobre las comunidades fúngicas y, en consecuencia, contribuir a garantizar el mantenimiento de los servicios ecosistémicos de estos ambientes semiáridos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores deseamos agradecer a la Society for Protection of Underground Networks (SPUN), Sustainable Markets Foundation, por el financiamiento brindado para la realización de este estudio. Además, agradecemos al personal de la Reserva Provincial Parque Luro y de los establecimientos productivos por el apoyo, interés y acompañamiento brindado en los muestreos a campo.

BIBLIOGRAFÍA

Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., *et al.* (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. Nature Biotechnology 37:852-857.

Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A. y Holmes, S. P. (2016). DADA2: high-resolution sample inference from Illumina amplicon data. Nature Methods 13:581-583.

Daroodi, Z. y Taheri, P. (2024). The genus Acrophialophora: History, phylogeny, morphology, beneficial effects and pathogenicity. Fungal Genetics and Biology 171:103875.

dos Santos Chikowski, R., Larsson, K. H., y Gibertoni, T. B. (2020). Taxonomic novelties in Trechispora (Trechisporales, Basidiomycota) from Brazil. Mycological Progress 19(12):1403-1414.

Estelrich, H. D., Fernández, B., Morici, E. y Chirino, C. C. (2005). Persistencia de los cambios provocados por los fuegos controlados en diferentes estructuras del bosque de caldén (*Prosopis caldenia* burk.). Universidad Nacional de La Pampa, Revista de la Facultad de Agronomía 16:25-30.

Fernandes, A. D., Macklaim, J. M., Linn, T. G., Reid, G. y Gloor, G. B. (2013). ANOVA-Like Differential Expression (ALDEx) Analysis for Mixed Population RNA-Seq. PLoS one 8(7):e67019. 20.

Fox, S., Sikes, B. A., Brown, S. P., Cripps, C. L., Glassman, S. I., Hughes, K., Semenova-Nelsen, T. y Jumpponen, A. (2022). Fire as a driver of fungal diversity—A synthesis of current knowledge. Mycologia 114(2):215-241.

Islam, W., Noman, A., Naveed, H., Huang, Z. y Chen, H. Y. (2020). Role of environmental factors in shaping the soil microbiome. Environmental Science and Pollution Research, 27(33), 41225-41247.

Ledesma, R., Kunst, C., Bravo, S., Leiva, M., Lorea, L., Godoy, J. y Navarrete, V. (2018). Developing a prescription for brush control in the Chaco region, effects of combined treatments on the canopy of three native shrub species. Arid Land Research and Management 32(3):351-366.

Liu, C., Mansoldo, F. R., Li, H., Vermelho, A. B., Zeng, R. J., Li, X. y Yao, M. (2025). A workflow for statistical analysis and visualization of microbiome omics data using the R microeco package. Nature Protocols 1-25.

Ma, W., Droma, T., Wang, C. y Ma, X. (2025). Shrub encroachment alters the diversity of soil fungal communities in topsoil, but not in subsoil under alpine grassland of the Qinghai-Tibetan plateau. Global Ecology and Conservation 58:e03472.

Meddens, A. J., Kolden, C. A., Lutz, J. A., Smith, A. M., Cansler, C. A., Abatzoglou, J. T., Meigs, G. W., Downing, W. M., y Krawchuk, M. A. (2018). Fire refugia: what are they, and why do they matter for global change? BioScience 68(12):944-54.

Nguyen, N. H., Song, Z., Bates, S. T., Branco, S., Tedersoo, L., Menke, J., et al. (2016). FUNGuild: an open annotation tool for parsing fungal community datasets by ecological guild. Fungal Ecology 20:241-248.

Nilsson, R. H., Larsson, K. H., Taylor, A. F. S., Bengtsson-Palme, J., Jeppesen, T. S., Schigel, D., *et al.* (2019). The UNITE database for molecular identification of fungi: handling dark taxa and parallel taxonomic classifications. Nucleic Acids Research 47:D259-D264.

R Core Team. (2025). R: A language and environment for statistical computing. r foundation for statistical computing. https://www.r-project.org/.

Rauber, R., Steinaker, D., Demaría, M., y Arroyo, A. (2014). Factores asociados a la invasión de pajas en bosques de la región semiárida central argentina. Ecología Austral 24:320-326.

Sun, S., Li, S., Avera, B. N., Strahm, B. D. y Badgley, B. D. (2017). Soil bacterial and fungal communities show distinct recovery patterns during forest ecosystem restoration. Applied and Environmental Microbiology 83(14):e00966-17.

Webster, J. y Weber, R. (2006). Introduction to Fungi. (Third Edit). Cambridge, UK: Cambridge University Press.

RESERVAS DE CARBONO Y MICROBÍVOROS EN MACROAGREGADOS: UN ESTUDIO COMPARATIVO ENTRE BORDES Y CULTIVOS

Campaña, M.[1, 2*], Azpilicueta, C.[1, 3], Rodríguez, A.[1], Arias, M.[1]

[1] LASAF. Laboratorio de Servicios Agrarios y Forestales. Ministerio de Economía, Producción e Industria. Neuquén; [2] Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Comahue, Argentina; [3] Universidad Nacional de Río Negro, Argentina; * magdalenacampana2022@gmail.com

RESUMEN: Los agregados del suelo, tanto en bordes como áreas cultivadas, constituyen el hábitat donde se desarrollan complejas interacciones tróficas. Los nematodos microbívoros, bacteriófagos y fungívoros, al consumir biomasa bacteriana y fúngica, facilitan el flujo de carbono por diferentes canales energéticos. El objetivo fue evaluar abundancia y funcionalidad de microbívoros en macroagregados del suelo de bordes y áreas cultivadas y relacionarlo con contenidos de carbono orgánico (COT) del suelo. Se seleccionaron dos chacras (Ch-f suelo franco y Ch-fa franco arcilloso) con manejo agroecológico. En cada chacra se escogieron dos sitios: 1) borde con vegetación permanente sobre margen del cultivo y 2) área con cultivos hortícolas. Se empleó un diseño experimental completamente aleatorio con tres repeticiones por sitio y chacra. Las muestras de suelo fueron tomadas de 0-20cm en primavera y fraccionadas en: macroagregados grandes (>2mm), macroagregados pequeños (2-0,25mm) y microagregados (<0,25mm). Los sitios presentaron mayor porcentaje de macroagregados pequeños (62%). El efecto sitio influyó sobre las variables químicas del suelo. El COT fue 2,3 veces mayor en el borde que en el cultivo en los macroagregados ($p<0,01$). En 2-0,25mm, N y C/N fue mayor en el borde que en el cultivo ($p<0,01$). Cada chacra presentó diferente ensamble de microbívoros. La mayor abundancia de fungívoros en Ch-f, en ambas fracciones, sugiere que las texturas más gruesas pueden favorecer el crecimiento fúngico, incrementando así la disponibilidad de recursos para este grupo trófico. Los índices nematológicos mostraron que la Ch-f presentó una estratificación funcional: canal fúngico en macroagregados grandes y bacteriano en macroagregados pequeños, a diferencia de Ch-fa con predominio bacteriano en ambas fracciones. En conclusión, el borde es una reserva de carbono con diferente calidad de materia orgánica del suelo respecto al área cultivada y puede presentar diferentes canales de energía a nivel de macroagregados grandes.

PALABRAS CLAVE: bacteriófagos, fungívoros, materia orgánica del suelo.

INTRODUCCIÓN

En sistemas agrícolas, el suelo de los bordes con vegetación permanente provee varios beneficios para la salud edáfica, incluyendo el control de la erosión, mejoramiento en la retención de nutrientes y secuestro de carbono (Haddaway et al., 2018). La materia orgánica del suelo (MOS) actúa como un precursor importante para la formación de los agregados (Witzgall et al., 2021). Las hifas de los hongos y raíces generan redes y producen mucílagos que unen las partículas del suelo, lo que contribuye también a la formación y estabilidad de los agregados (Six et al., 2004). Los agregados sirven como microhábitats para los nematodos, los que se mueven entre y dentro de estos hacia su fuente de alimento (Briar et al., 2011). Esta dinámica de movilidad da lugar a patrones de distribución espacial heterogéneos dentro de la matriz del suelo (Jiang et al., 2018).

Los nematodos microbívoros (bacteriófagos y fungívoros), al consumir la microflora, regulan indirectamente la descomposición de la MOS y con su excreción liberan nutrientes al suelo. La interacción entre los nematodos microbívoros y sus presas facilita la transferencia de

energía a niveles tróficos más altos a través de dos canales de energía: el canal fúngico y el canal bacteriano. Una medida de cuantificar la dominancia relativa de hongos y/o bacterias en la ruta de descomposición de la MOS es a través de la relación entre la abundancia de nematodos fungívoros y bacteriófagos y/o del índice canal (Ferris et al., 2001). Si bien se conocen los beneficios de los bordes con vegetación permanente sobre la salud edáfica (Šarūnaitė et al., 2024), es poco conocida la dinámica de los canales de energía fúngicos o bacterianos a través del análisis de los nematodos microbívoros. Dado que los índices de nematodos en la región del Alto Valle han mostrado una tendencia hacia el canal bacteriano en áreas productivas (Azpilicueta et al., 2014, 2023), resulta interesante entender si la funcionalidad de los nematodos microbívoros de los bordes es similar a la del área cultivada, a escala de macroagregados del suelo. El objetivo fue evaluar la abundancia y funcionalidad de nematodos microbívoros en bordes y áreas cultivadas y asociarlo al contenido de carbono orgánico del suelo a escala de macroagregados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en dos chacras hortícolas comerciales con enfoque agroecológico, ubicadas en la región del Alto Valle de Río Negro y Neuquén. En cada chacra se seleccionaron dos sitios con diferentes manejos: 1) borde con vegetación permanente sobre el margen del cultivo y 2) cultivos hortícolas. Se empleó un diseño experimental completamente aleatorio con tres repeticiones por sitio y chacra. Las unidades experimentales consistieron en parcelas de $8m^2$. La chacra con textura franca arcillosa (Ch-fa) fue muestreada en primavera 2023. El suelo presentó un pH=7,83 y conductividad eléctrica= 7,16 dSm^{-1}. La vegetación de su borde consistía en una arboleda de *Ulmus* sp. y vegetación espontánea perenne, con predominancia de *Cynodon dactylon*. Por otro lado, en primavera 2024 se muestreo una chacra de textura franca (Ch-f), donde el suelo se caracterizó por pH=7,75 y conductividad eléctrica=2,61 dSm^{-1}. El borde presentaba ejemplares de *Populus* sp. y *Elaeagnus angustifolia*, con un suelo cubierto por una capa de hojarasca de aproximadamente 10 cm de espesor.

Muestreo y análisis fisicoquímico de suelo

En cada parcela se tomaron 10-15 submuestras de suelo de 0-20cm conformando una muestra compuesta, utilizando un barreno. Cada una de las muestras de suelo compuesta (12 en total) fueron conservadas a 4ºC hasta su procesamiento. Luego se sometieron a un fraccionamiento físico en fresco con un contenido de humedad entre el 13 y 17% para la obtención de diferentes fracciones de agregados. El procedimiento consistió en el tamizado de 300 g de suelo a través de una serie de dos tamices (2mm y 0,25mm), aplicando 60 golpes por minuto durante 10 minutos. Posteriormente, las tres fracciones de agregados obtenidas se secaron en estufa a 60°C hasta alcanzar un peso constante para determinar su proporción respecto al peso total del suelo, según Jiang et al. (2013). Como resultado, se definieron tres fracciones de agregados: macroagregados grandes (>2mm), macroagregados pequeños (2-0,25mm) y microagregados (<0,25mm). En las dos primeras fracciones, se determinó el carbono orgánico total (COT) del suelo (Walkley y Black, 1934). El Nitrógeno total (N) fue analizado por método de digestión Kjeldahl, únicamente en los agregados entre 2-0,25mm.
Los nematodos fueron extraídos en las fracciones >2mm y 2-0,25mm por la técnica de flotación-centrifugación (Caveness y Jensen, 1955). Los nematodos microbívoros fueron identificados a nivel de género/familia (Ferris, 2010). La densidad de nematodos fue expresada por 100 g de suelo seco teniendo en cuenta la humedad del suelo de cada fracción. Se calcularon los índices F/B cómo la relación entre la abundancia de nematodos fungívoros y bacteriófagos y el índice canal (CI) que considera únicamente a las familias taxonómicas de nematodos microbívoros que responden rápidamente al enriquecimiento del suelo. Además, se calculó la huella metabólica de los nematodos microbívoros que incluye un componente de producción (cantidad de carbono utilizado en biomasa y producción de huevos) y uno de respiración (cantidad de carbono utilizado en actividad metabólica) de acuerdo con Ferris (2010), utilizando la aplicación on-line NINJA (Sieriebriennikov et al., 2014).

Análisis estadístico
Para comparar las variables edáficas y biológicas entre los sitios (borde y cultivo) se ajustó un modelo lineal mixto para cada fracción de macroagregados, considerando el sitio como efecto fijo y la chacra como efecto aleatorio. Las variables biológicas se transformaron mediante log(x+1) para cumplir con los supuestos de normalidad. Ante la ausencia de un efecto sitio significativo, se empleó un análisis de varianza (ANOVA) para comparar las variables entre chacras. Las comparaciones de medias se realizaron con la prueba *a posteriori* de Tukey, utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN
Los agregados del suelo son estructuras jerárquicas y dinámicas (Tisdall y Oades, 1982) e influyen en la estructura del suelo, retención de agua y en el ciclo de nutrientes. En este estudio, en ambas chacras, los macroagregados pequeños (2-0,25mm) prevalecieron (62,3%±8,0) sobre las otras fracciones de agregados (>2 y <0,25mm). La materia orgánica del suelo es parte integral de los agregados, contribuye a unir las partículas minerales del suelo y es fuente de energía para la microbiota. En cada una de las fracciones de agregados, el porcentaje de COT fue mayor en los bordes que en los sitios cultivados (*Figura 1)*. La presencia de vegetación perenne mejora las propiedades del suelo, debido a que mayor cantidad de raíces y residuos de plantas aumentan el carbono orgánico respecto a un suelo cultivado (Šarūnaitė et al., 2024). En la fracción 2-0,25 mm, el porcentaje de nitrógeno fue mayor en el borde que en el cultivo (0,17±0,0% vs. 0,09±0,0%; p<0,01). Una tendencia similar se observó en la relación C/N, con valores superiores en el borde respecto al área cultivada (16,10±1,3 vs. 11,80±1,0; p<0,01). La calidad de recursos diferente entre borde y cultivo influye en las vías de formación y estabilización de la MOS (Cotrufo et al., 2019).

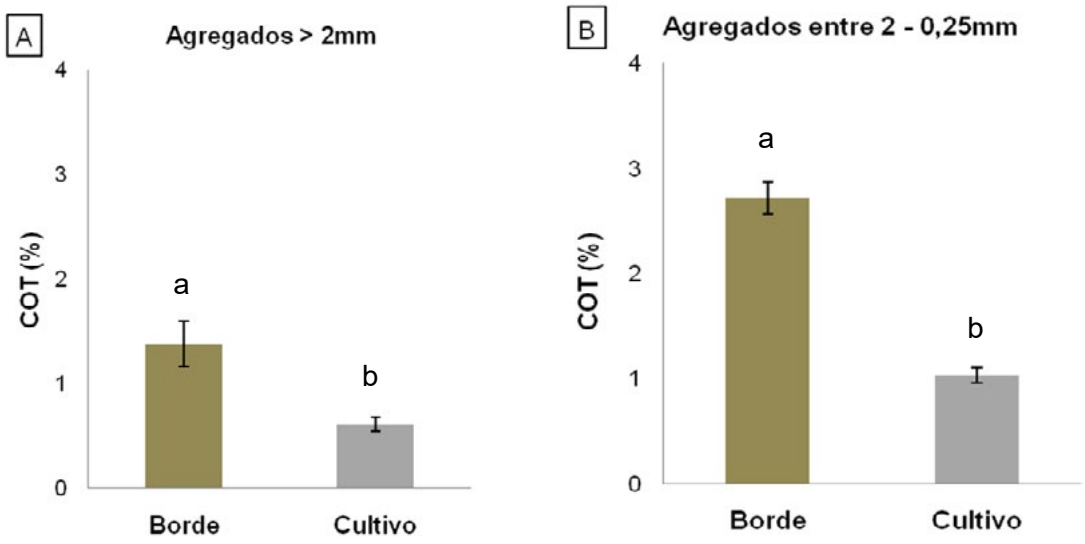


Figura 1. Carbono orgánico total (±EE%) entre los sitios en diferentes fracciones de agregados: A) >2 mm y B) 2-0,25mm. Los valores son la media de 6 réplicas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias entre sitios (p<0,01).

La ausencia de un efecto significativo del sitio (borde vs. cultivo) sobre los parámetros biológicos sugiere que la distribución de los nematodos podría estar mediada por factores intrínsecos del suelo de cada chacra (Zhang et al., 2019). Independientemente de la fracción de macroagregados, la chacra Ch-f sustentó una mayor abundancia de nematodos fungívoros en comparación con la chacra Ch-fa (*Figura 2*). Witzgall et al. (2021) señalaron que los suelos con textura más gruesa son ambientes favorables para el crecimiento de los hongos en suelos

ricos en residuos orgánicos frescos. Los nematodos se mueven en y entre los agregados del suelo en busca de alimento (Briar et al., 2011). En este sentido, la textura franca de Ch-f habría facilitado una mayor conectividad de poros y aireación que la chacra franco-arcillosa, favoreciendo así el desarrollo de los nematodos fungívoros y sus recursos alimenticios.

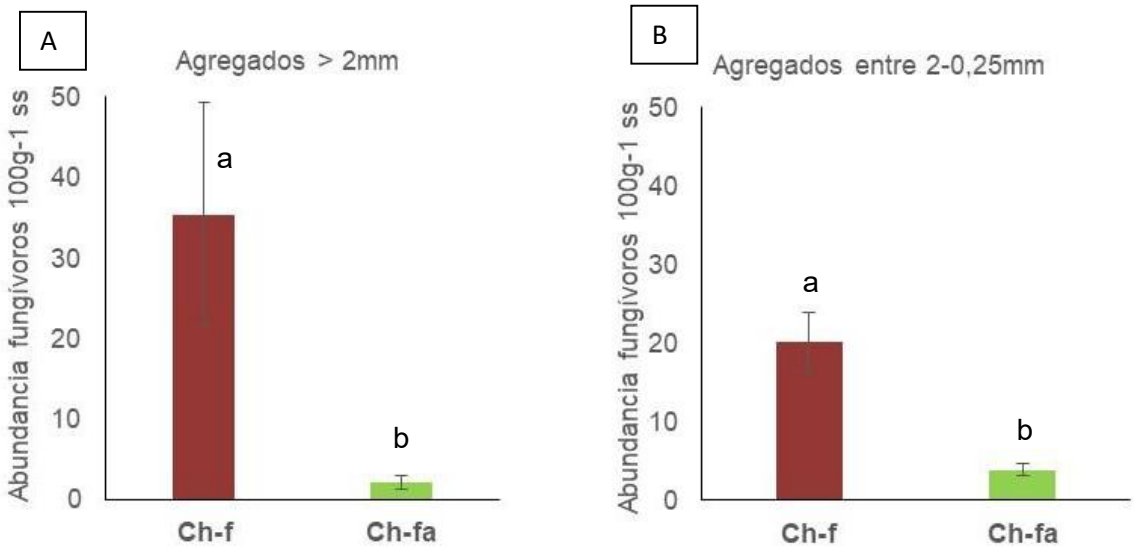


Figura 2. Abundancia de nematodos fungívoros en 100 g de suelo seco (±EE) en Chacra-f y Chacra-fa en las fracciones de agregados: A) >2mm y B) 2-0,25mm. Los valores son la media de 6 réplicas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias entre sitios (p<0,01).

Los valores de los índices CI y F/B fueron diferentes entre chacras (*Tabla 1*) en la fracción >2mm. En la Ch-f, el incremento de nematodos fungívoros respecto a bacteriófagos se tradujo en un CI y F/B significativamente mayor, lo que sugiere un predominio de canales fúngicos en la descomposición de la materia orgánica del suelo (Ferris et al., 2001). En la fracción 2-0,25mm, en ambas chacras, predominó el canal bacteriano. La Ch-f combina canales fúngicos de almacenamiento de carbono en macroagregados grandes con canales bacterianos de mineralización rápida en macroagregados pequeños, optimizando tanto la estabilidad de los agregados como el flujo de nutrientes (Wang y Kuzyakov, 2024).

La huella metabólica ofrece información integrada de la actividad metabólica (crecimiento y respiración) de los nematodos y el flujo asociado de carbono y energía en la red trófica del suelo (Ferris, 2010). La huella de bacteriófagos y fungívoros respondió diferente en cada chacra (*Tabla 1*). En la Ch-f, ambas fracciones de macroagregados presentaron una huella de fungívoros superior a la de la Ch-fa. Esto sugiere que, en la primera, los nematodos fungívoros pueden transferir mayor cantidad de carbono derivado de los hongos hacia niveles tróficos más altos de la red trófica del suelo. Por el contrario, la huella de los bacteriófagos no mostró variaciones significativas entre ambas chacras.

Tabla 1. Nivel de significancia de las propiedades biológicas del suelo por Chacra y Fracción de macroagregados

	Chacra-f	Chacra-fa	Nivel de significancia estadística
Fracción > 2mm			
Índice canal (CI) %	61,20±17,6a	4,75±1,6b	*p <0,01*
F/B	1,40±0,5a	0,14±0,1b	*p <0,01*
Huella de bacteriófagos	7,10±5,3	13,17±3,1	ns
Huella de fungívoros	3,48±1,5a	0,20±0,1b	*p <0,05*
Fracción 2-0,25mm			

Índice canal (CI) %	29,01±7,1	10,97±2,6	ns
F/B	0,84±0,3	0,30±0,1	ns
Huella de bacteriófagos	5,16±1,8	10,22±3,1	ns
Huella de fungívoros	1,86±0,6a	0,37±0,1b	*p <0,05*

Cada valor es la media de 6 repeticiones ± EE. La unidad de medición de las Huellas metabólicas de bacteriófagos y fungívoros es: µgC $100g^{-1}$suelo seco.

CONCLUSIONES

El suelo del borde con vegetación permanente es una reserva de carbono y de nitrógeno respecto al área cultivada. La estructura física del suelo en ambas chacras estuvo dominada por macroagregados pequeños (2-0,25 mm), los cuales representaron más del 60% de las distintas fracciones de agregados. Mientras que en los macroagregados pequeños predominaron canales bacterianos, en los macroagregados grandes la ruta de descomposición alternó entre canales fúngicos o bacterianos, condicionado por características intrínsecas de cada chacra.

BIBLIOGRAFÍA

Azpilicueta, C., Aruani, M., Chaves, E., Reeb, P. (2014). Soil nematode responses to fertilization with ammonium nitrate after six years of unfertilized apple orchard. Spanish Journal of Agricultural Research. 12: 353-363.

Azpilicueta, C., Aruani, M., Reeb, P. (2023). Cover crops in pear (Pyrus communis) orchards: effects on soil nematode assemblage. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo. 55: 85-96.

Briar, S., Fonte, J., Park, I., Six, J., Scow, K., Ferris, H. (2011). The distribution of nematodes and soil microbial communities across soil aggregate fractions and farm management systems. Soil Biology y Biochemistry. 43: 905-914.

Caveness, F., Jensen, H. (1955). Modification of the centrifugal-flotation technique for the isolation and concentration of nematodes and their eggs from soil and plant tissue. Proceedings of the Helminthological Society of Washington. 22: 87-89.

Cotrufo, M., Ranalli, M., Haddix, M., Six, J., Lugato, E. (2019). Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. Nature Geoscience. 12: 989–994.

Di Rienzo, A., Casanoves, F., Balzarini, MG., González, L., Tablada, M., Robledo, CW. InfoStat versión 2019. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Ferris, H., Bongers, T., De Goede, R. (2001). A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. Applied Soil Ecology. 18: 13-29.

Ferris, H. (2010). Form and function: Metabolic footprints of nematodes in the soil food web. European Journal of Soil Biology. 46: 97-104.

Haddaway, N., Brown, C., Eales, J., Eggers, S., Josefsson, J., Kronvang, B., Randall, N., Uusi-Kämppä, J. (2018). The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields: a systematic map. Environmental Evidence. 7: 14.

Jiang, Y., Sun, B., Jin, C., Wang, F. (2013). Soil aggregate stratification of nematodes and microbial communities affects the metabolic quotient in an acid soil. Soil Biology y Biochemistry. 60: 1-9.

Jiang, Y., Qian, H., Wang, X., Chen, L., Li, M., Li, H., Sun, B. (2018). Nematodes and microbial community affect the sizes and turnover rates of organic carbon pools in soil aggregates. Soil Biology and Biochemistry. 119: 22–31.

Šarūnaitė, L., Kadžiulienė, Ž., Deveikytė, I., Tilvikienė, V. (2024). The Impact of Cover Crops and Tillage on Soil Biota in Sustainable Farming Systems. Agriculture. 14: 112.

Sieriebriennikov, B., Ferris, H., De Goede, R. (2014). NINJA: An automated calculation system for nematode-based biological monitoring. European Journal of Soil Biology. 61: 90–93.

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil and Tillage Research. 79: 7–31.

Tisdall, J.M., Oades, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of Soil Science. 33: 141–163.
Walkley, A., Black, I. (1934). An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science. 37: 29-38.
Witzgall, K., Vidal, A., Schubert, D., Höschen, C., Schweizer, S., Buegger, F. (2021). Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon. Nature Communications. 12: 4115.
Wang, Ch, Kuzyakov, Y. (2024). Mechanisms and implications of bacterial-fungal competition for soil resources. ISME J. 18.
Zhang, X., Wu, X., Zhang, S., Xing, Y., Liang, W. (2019). Organic amendment effects on nematode distribution within aggregate fractions in agricultural soils. Soil Ecology Letters. 1: 147-156.

VALORES DE REFERENCIA DE β-GLUCOSIDASA EN SUELOS PSEUDO-PRÍSTINOS DEL NORESTE Y NOROESTE ARGENTINO

Crespo, C.[1], Romero, J.[1], Amenta, M.[1], Reussi Calvo, N. I.[1], Angelini, H.[2], Sainz Rozas, H. E.[1, 2], Eyherabide, M.[1, 2], García, G. V.[1, 3], Barbieri, P.[2], Ciarlo, E.[4], González Sanjuan, M. F.[4], Wyngaard, N.[1, 2*]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [2] Instituto de Innovación para la Producción Agropecuaria y el Desarrollo Sostenible (INTA-CONICET); [3] Comisión de Investigaciones Científicas; [4] Fertilizar AC * Ruta Nacional 223, km 73,5, Prov. de Buenos Aires, Argentina, nwyngaard@mdp.edu.ar

RESUMEN: La salud del suelo se define como su capacidad para sostener funciones productivas y ambientales, y su evaluación requiere indicadores sensibles al manejo y representativos de procesos clave. La actividad de las enzimas β-glucosidasas ha sido propuesta dentro de los indicadores bioquímicos como *proxy* de la actividad microbiana y del ciclado del carbono. Sin embargo, para una correcta interpretación del indicador, es necesario contar con valores de referencia regionales que representen condiciones prístinas o pseudoprístinas. En este trabajo se determinaron niveles basales de actividad de las enzimas β-glucosidasas en 349 sitios pseudoprístinos del noreste (NEA) y noroeste (NOA) argentino, abarcando un amplio gradiente edafoclimático. Las muestras fueron recolectadas en 0–20 cm y analizadas para propiedades químicas y bioquímicas, incluyendo materia orgánica (MO), capacidad de intercambio catiónico (CIC), bases intercambiables y micronutrientes. La actividad β-glucosidasa se determinó mediante un ensayo en microplaca y los resultados se agruparon en seis regiones para su análisis estadístico y cartográfico. Los valores de actividad enzimática mostraron una elevada variabilidad regional, con rangos más amplios que los reportados previamente a nivel internacional (3 a 252 µg PNG g^{-1} h^{-1}). La actividad de β-glucosidasas se correlacionó positivamente con la MO (r = 0,43), la CIC (r = 0,36) y el calcio intercambiable (r = 0,43), indicando una estrecha asociación con propiedades vinculadas a la estabilidad y disponibilidad de sustratos orgánicos. El producto cartográfico generado permite definir valores esperables de actividad enzimática a escala regional, constituyendo una herramienta de referencia para la interpretación de análisis de laboratorio en ausencia de suelos prístinos locales. Estos resultados refuerzan el potencial de la β-glucosidasa como indicador biológico de salud edáfica y aportan una base objetiva para su aplicación en programas de monitoreo regional.

PALABRAS CLAVE: indicador de salud edáfica, actividad enzimática, material cartográfico.

INTRODUCCIÓN

La salud del suelo se define como su capacidad para funcionar dentro de un ecosistema, sostener la producción vegetal y animal y mantener la calidad ambiental (Doran y Parkin, 1997). Dado que esta condición resulta de la interacción de múltiples propiedades físicas, químicas y biológicas, su evaluación requiere del uso de indicadores de salud edáfica (ISE). Los ISE son variables sensibles al manejo, de fácil determinación e interpretación, y relacionadas con funciones clave del suelo (Doran y Parkin, 1997; Bünemann et al., 2018).

Entre los indicadores biológicos propuestos, la actividad de las enzimas β-glucosidasas ha sido ampliamente utilizada como un *proxy* de la actividad microbiana y del ciclado del carbono, dado su rol central en la hidrólisis de carbohidratos estructurales y su estrecha relación con la dinámica de la materia orgánica (MO) del suelo (Ndiaye et al., 2000). Estudios previos han demostrado su sensibilidad a cambios en el uso y manejo del suelo, lo que la posiciona como un indicador promisorio de salud edáfica (Stott et al., 2010; Karaca et al., 2011; Adetunji et al., 2017; Sainju et al., 2022).

Para una adecuada interpretación de cualquier ISE se debe disponer de valores de referencia regionales que representen condiciones prístinas o pseudoprístinas, las cuales reflejan el mayor estado potencial de salud del suelo bajo un determinado contexto edafoclimático (Bünemann et al., 2018; Lehmann et al., 2020). En Argentina, si bien existen antecedentes sobre valores de referencia para algunas propiedades edáficas, no se dispone de relevamientos sistemáticos que establezcan niveles de base para la actividad de β-glucosidasas en suelos vírgenes de las regiones noreste (NEA) y noroeste (NOA).
En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue determinar los niveles de referencia de actividad de las enzimas β-glucosidasas en suelos vírgenes del noreste y noroeste argentino, con el fin de generar información cartográfica de referencia que contribuya a su futura utilización como indicador de salud edáfica en estas regiones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre julio y octubre del 2022 se relevaron un total de 349 sitios de las principales zonas productoras de cultivos de grano extensivos del NOA y NEA argentino, donde los órdenes de suelos predominantes fueron Molisoles, Vertisoles y Aridisoles. En cada uno de estos sitios se tomaron muestras de suelos pseudo-prístinos (montes, pastizales naturales y en menor proporción a zonas no disturbadas cercanas a los alambrados). Las áreas de muestreo se determinaron a partir de una grilla de 25 x 25 km. En cada sitio se tomó una muestra de suelo compuesta (30 sub-muestras por sitio) de la capa de suelo de 0-20 cm usando un muestreador de acero inoxidable.
Las muestras de suelo fueron secadas al aire, molidas y tamizadas por un tamiz de 2 mm de apertura de malla. Sobre estas muestras se determinaron: acidez activa (relación suelo:agua de 1:2.5), fósforo extractable Bray I (P-Bray) (Bray y Kurtz, 1945), contenido de MO (Schulte y Hopkins, 1996), capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Chapman, 1965), bases intercambiables (potasio, K_i; magnesio, Mg_i; calcio, Ca_i) (Chapman, 1965) y micronutrientes (Boro, B; Cobre, Cu; Hierro, Fe; Manganeso, Mn; Zinc, Zn) (Lindsay y Norvell, 1978). Una fracción de la muestra de suelo fue morterada y utilizada para determinar la actividad de las enzimas β-glucosidasas en microplaca (Deng et al., 2013) con las modificaciones sugeridas por Romero et al. (2026). La actividad enzimática fue expresada en µg de p-nitrofenil-β-D-glucopiranósido (PNG) hidrolizado por gramo de suelo y por hora (µg PNG g^{-1} h^{-1}). El PNG es un sustrato cromogénico artificial específico para las β-glucosidasas utilizado durante el ensayo de laboratorio para la determinación de la actividad enzimática.
Para su análisis estadístico la información se dividió en 6 grupos: sureste de Jujuy y norte de Salta (G1), este de Tucumán y oeste de Santiago del Estero (G2), este de Santiago del Estero y suroeste del Chaco (G3), norte de Córdoba (G4), norte de Santa Fe (G5), norte de Entre Ríos (G6) (Figura 1). En cada grupo y para cada variable edáfica determinada se realizaron análisis estadísticos descriptivos como la media, desvío estándar y rango intercuartílico. Se realizaron análisis de correlación entre las variables edáficas determinadas y la actividad de las enzimas β-glucosidasas. Finalmente, se realizaron productos cartográficos. El mapa se confeccionó en QGIS. El proceso de interpolación se realizó con Kriging Ordinario utilizando la extensión “gstat” (Pebesma, 2004) en R. Para el modelado del semivariograma teórico se utilizó un modelo esférico sobre la variable transformada, de modo que cumpla con el supuesto de normalidad evaluado con un test Kolmogorov-Smirnov.

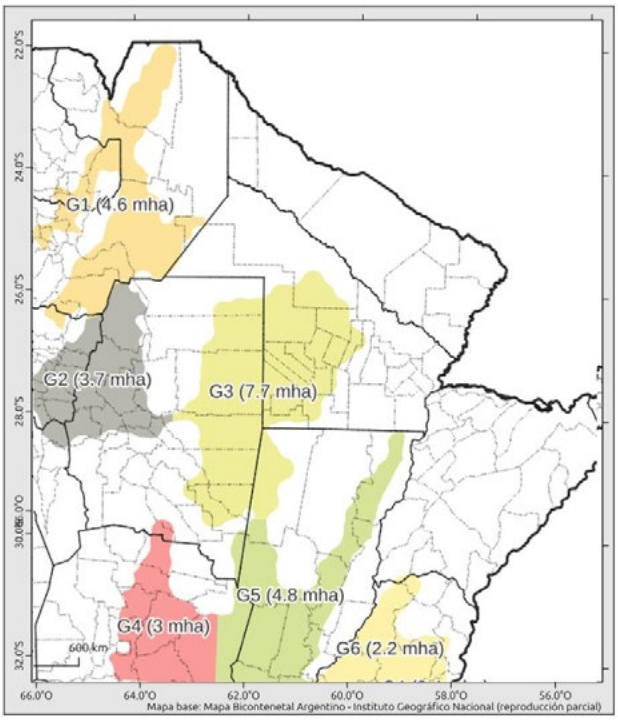


Figura 1. Grupos en los que fue dividida el área de muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registraron amplios rangos de valores para todas las variables edáficas analizadas (Tabla 1). En particular, para la actividad de las enzimas β-glucosidasas, el valor máximo observado superó a los máximos reportados en 20 de los 26 estudios compilados por Stott et al. (2010), los cuales incluyeron ensayos realizados en suelos contrastantes de distintas regiones del mundo. Asimismo, el valor mínimo registrado fue inferior al mínimo informado por dichos autores en 24 de los 26 estudios considerados. En conjunto, estos resultados evidencian la elevada variabilidad de la actividad de las β-glucosidasas en los suelos del NEA y NOA, con un rango de valores más amplio que el reportado para otras regiones a nivel global.

Se observaron valores promedio elevados (superiores a 200 µg PNG g^{-1} h^{-1}) en los grupos 1, 4 y 6, correspondientes al sureste de Jujuy y norte de Salta, Córdoba y Entre Ríos (Tabla 1). Los valores promedio más bajos se observaron el en los grupos 2 y 3, correspondientes al este de Tucumán y oeste de Santiago del Estero y este de Santiago del Estero y suroeste del Chaco. La distribución de la actividad enzimática estuvo relacionada a la del contenido de MO de los suelos, lo que se evidencia por la correlación significativa entre ambas variables (Tabla 2). La actividad de las enzimas β-glucosidasas suele estar estrechamente asociada con el contenido de MO del suelo porque estas enzimas participan directamente en la descomposición de carbohidratos derivados de residuos vegetales y de la fracción lábil de la MO (Ndiaye et al., 2000). En suelos con mayor contenido de MO, la mayor disponibilidad de compuestos celulósicos y hemicelulósicos estimula la actividad microbiana y, en consecuencia, la producción de estas enzimas, reflejando una mayor capacidad del sistema para ciclar carbono y sostener procesos biogeoquímicos clave.

Se observaron también correlaciones relevantes entre la actividad de las enzimas β-glucosidasas y la CIC (Tabla 2). Esta relación puede deberse a un efecto indirecto, generado por la contribución a la CIC de las cargas negativas de los coloides orgánicos que forman parte de la MO. Sin embargo, también puede existir un efecto directo, como resultado de asociaciones electrostáticas entre las enzimas y los coloides orgánicos y minerales del suelo, que prolongan su actividad en el suelo.

Tabla 1. Variables estadísticas descriptivas de diferentes propiedades químicas y bioquímicas de los suelos del noreste y noroeste argentino divididas por grupos

Grupo		pH	P-Bray	MO	CIC	Ca_i	Mg_i	Na_i	K_i	Fe	Mn	Zn	Cu	B	Glucosidasa
			mg L^{-1}	%	----------	cmol kg^{-1}	----------			----------	mg kg^{-1}	----------			µg g^{-1} h^{-1}
1	Prom*.	7.2	88.9	3.4	13.8	15.0	4.0	0.2	1.4	52.2	42.8	2.1	1.1	3.8	66.2
	Máx.	8.7	261.4	6.7	32.2	28.0	12.1	1.6	2.8	187.6	194.5	7.9	3.1	12.3	225.0
	Mín.	5.4	14.7	1.2	1.1	3.8	1.1	0.0	0.5	7.2	6.2	0.5	0.1	0.7	1.1
2	Prom.	7.3	85.8	3.4	19.1	16.3	4.2	1.8	1.8	31.1	35.1	1.9	1.9	2.8	43.8
	Máx.	9.2	286.4	5.9	34.3	29.2	10.7	10.7	3.7	94.0	97.9	29.4	6.2	7.5	86.4
	Mín.	5.2	11.2	0.8	6.3	3.4	1.3	0.1	0.6	4.1	13.8	0.5	0.6	0.8	13.1
3	Prom.	7.0	104.0	3.3	24.1	15.8	4.3	0.6	2.0	32.6	49.1	1.5	1.8	1.5	53.2
	Máx.	8.4	262.6	5.4	40.9	28.6	8.8	5.9	3.6	164.1	128.2	3.4	3.5	4.6	112.4
	Mín.	5.8	10.0	1.7	11.1	6.8	2.2	0.0	0.7	8.4	14.6	0.4	0.8	0.3	21.0
4	Prom.	6.7	128.9	3.9	18.7	16.8	3.8	0.3	3.1	44.6	26.0	1.8	2.3	2.7	115.7
	Máx.	7.9	228.0	6.2	29.3	30.6	5.7	1.1	5.1	123.1	72.8	6.4	3.1	6.4	235.7
	Mín.	5.1	9.0	1.8	4.0	6.9	1.3	0.0	0.7	9.2	1.9	0.3	1.6	0.9	42.6
5	Prom.	6.1	72.3	3.7	21.0	11.3	3.3	0.3	2.2	115.6	77.0	3.4	2.1	1.0	67.7
	Máx.	7.5	229.0	6.1	30.2	17.5	4.8	3.9	4.2	462.3	151.0	14.0	3.2	3.7	155.5
	Mín.	4.6	6.9	2.0	12.9	6.3	1.8	0.0	0.3	34.9	32.8	0.6	1.2	0.2	19.5
6	Prom.	6.7	19.3	5.7	40.3	28.2	5.1	0.6	1.2	70.6	64.1	2.3	2.1	1.1	133.3
	Máx.	7.4	106.4	7.5	55.9	45.4	8.0	2.2	2.7	146.8	148.8	21.8	4.8	3.3	251.6
	Mín.	5.6	3.3	3.2	30.3	16.9	3.5	0.0	0.5	29.8	38.0	0.7	1.4	0.5	72.0

Tabla 2. Matriz de correlaciones entre variables edáficas

	pH	Bray	MO	CIC	Ca_i	Mg_i	Na_i	K_i	Fe	Mn	Zn	Cu	B	GLU
pH	1													
Bray	-0.08	1												
MO	-0.24*	-0.1	1											
CIC	-0.05	-0.22*	0.68*	1										
Ca_i	0.34*	-0.14*	0.59*	0.67*	1									
Mg_i	0.15*	-0.01	0.39*	0.46*	0.47*	1								
Na_i	0.17*	-0.1	-0.12*	0.04	0.09	0.35*	1							
K_i	-0.11*	0.47*	0.16*	0.14*	0.04	0.15*	0	1						
Fe	-0.63*	-0.05	0.32*	0.06	-0.2*	-0.08	-0.12*	0.04	1					
Mn	-0.5*	-0.14*	0.11*	0.18*	-0.14	-0.02	-0.03	-0.03	0.44*	1				
Zn	-0.12*	0.19*	0.20*	0.05	0.03	-0.01	-0.09	0.15*	0.30*	0.16*	1			
Cu	0.29*	0.15*	0.27*	0.3*	0.09	0.18*	0.06	0.29*	0.33*	0.31*	0.20*	1		
B	0.28*	0.23*	-0.09	-0.22*	0.10	0.07	0.17*	0.1	-0.15*	0.07	0.03	0.02	1	
GLU	-0.02	-0.16*	0.57*	0.36*	0.43*	0.14*	-0.17*	0.16*	0.05	-0.17*	0.14*	0.05	-0.15*	1

El Ca_i también se asoció con la actividad enzimática (Tabla 2). Esto puede deberse al efecto que tiene el Ca_i sobre el ambiente químico en que actúan las enzimas y sobre el efecto promotor de este catión sobre la estabilización de la MO. Las glucosidasas son altamente sensibles al pH del suelo, presentando mayor actividad a valores cercanos a la neutralidad respecto a suelos ácidos (Daunoras et al., 2024). Debido a que Ca_i aumenta con el pH (Tabla 2), podría esperarse que el efecto de Ca_i sea indirecto a través de la acidez del suelo. Sin embargo, no se observó relación significativa entre la acidez activa y la actividad enzimática (Tabla 2), por lo que esta hipótesis debe descartarse para las regiones evaluadas. Por otra parte, el Ca_i promueve la formación de puentes catiónicos entre las superficies minerales y compuestos orgánicos cargados negativamente, favoreciendo la estabilización de la MO y la formación de agregados (Rowley et al., 2018). Así, el efecto de Ca_i podría ser indirecto a través del contenido de MO. Finalmente, el Ca_i puede actuar de manera directa como un cofactor o estabilizador de la estructura de algunas enzimas extracelulares, observándose un incremento en la actividad de β-glucosidasas y de otras hidrolasas al agregar calcio a los

suelos (He et al., 2025). Es importante destacar que en nuestra investigación no se ha evaluado la asociación de la actividad de las enzimas β-glucosidasas con propiedades físicas del suelo, lo cual es relevante para su potencial uso como ISE.
Como resultado final de esta investigación se obtuvo un producto cartográfico que describe la distribución geográfica de la actividad de las enzimas β-glucosidasas en el NEA y NOA argentinos (Figura 2). Este mapa constituye una referencia espacial de niveles de referencia de la actividad enzimática, permitiendo contextualizar resultados analíticos aún en ausencia de un suelo prístino local como control. En este sentido, los valores esperables para cada región pueden ser utilizados como marco comparativo por productores, técnicos y laboratorios de análisis de suelos, facilitando la interpretación de la actividad β-glucosidasa medida en sistemas productivos. De este modo, esta herramienta contribuye a la evaluación del estado biológico del suelo y al diagnóstico de cambios asociados al uso y manejo, fortaleciendo la aplicabilidad de este indicador en programas de monitoreo de la salud edáfica a escala regional.

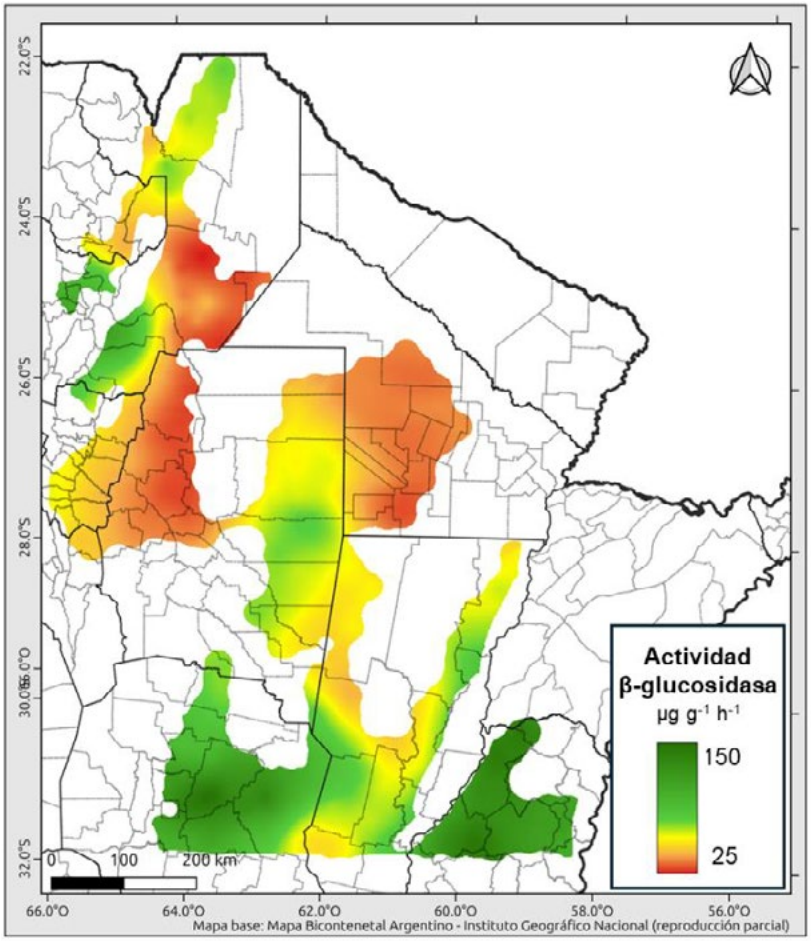


Figura 2. Actividad de las enzimas β-glucosidasas en suelos pseudoprístinos del noreste y noroeste argentinos.

CONCLUSIONES

La actividad de las enzimas β-glucosidasas presentó una elevada variabilidad espacial en suelos pseudoprístinos del NEA y NOA argentino, con rangos de valores más amplios que los reportados previamente a nivel internacional. La fuerte asociación observada con la MO del suelo, la CIC y el Ca_i refuerza su utilidad como indicador biológico integrado de la salud edáfica. El producto cartográfico generado establece niveles de referencia regionales que permiten contextualizar resultados analíticos aun en ausencia de sitios de referencia locales,

facilitando la aplicación de la β-glucosidasa en programas de diagnóstico y monitoreo de la salud del suelo a escala regional.

BIBLIOGRAFÍA

Adetunji, A. T., Lewu, F. B., Mulidzi, R. y Ncube, B. (2017). The biological activities of β-glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. J. Soil Sci. Plant Nutr. 17, 794-807.

Bray, R. H. y L. T. Kurtz. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59:39-45.

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., De Goede, R. y Fleskens, L. (2018). Soil quality–A critical review. Soil Biol. Biochem. 120: 105-125.

Chapman, H. D. 1965. Cation-exchange capacity 1. En: CA. Black (ed.). Methods of soil analysis. Vol. 2. Pp. 891-901. American Society of Agronomy, Madison, WI.

Daunoras, J., Kacergius, A. y Gudiukaite, R. (2024). Role of soil microbiota enzymes in soil health and activity changes depending on climate and the type of soil. Biology, 13, 85.

Deng, S., Popova, I., Dick, L. y Dick, R. (2013). Bench scale and microplate format assay of soil enzyme activities using spectroscopic approaches. Applied Soil Ecol. 64: 84-90.

Doran, J. W. y Parkin, T. B. (1997). Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. En: Doran, J. W., y Jones, A. J. (eds.). Methods for assessing soil quality. Soil Sci. Soc. Am. J. Madison, EEUU, pp. 25-37.

He, Z., Shang, X. y Jin, X. (2025). Effect of Calcium Addition on Extracellular Enzymes and Soil Organic Carbon in Maize Rhizosphere Soils. Agronomy, 15, 1680.

Karaca, A., Cetin, S. C., Turgay, O. C. y Kizilkaya, R. (2011). Soil enzymes as indication of soil quality. Soil Enzymology, 119-148.

Lindsay, W. L. y Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 421–428

Ndiaye, E. L., Sandeno, J. M., McGrath, D. y Dick, R. P. (2000). Integrative biological indicators for detecting change in soil quality. Am J Altern Agric 15:26–36

Pebesma, E. J. (2004). Multivariable geostatistics in S: the gstat package. Computers and Geosciences, 30: 683-691. http://www.gstat.org

Romero, J., Crespo, C., Amenta, M., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R. y Wyngaard, N. (2026). Comparación y adaptación metodológica para la cuantificación de la actividad de enzimática en microplacas.

Rowley, M. C., Grand, S. y Verrecchia, É. P. (2018). Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. Biogeochemistry, 137(1), 27-49.

Sainju, U. M., Liptzin, D. y Dangi, S. M. (2022). Enzyme activities as soil health indicators in relation to soil characteristics and crop production. Agrosyst. Geosci. Environ, 5, e20297.

Schulte, E. E. y Hopkins, B. G. (1996). Estimation of organic matter by weight loss-on-ignition, In: Magdoff et al (ed) Soli organic matter: SSSA Sp. Publ., 46, SSSA, Madison, P 21-31.

Stott, D. E., Andrews, S. S., Liebig, M. A., Wienhold, B. J. y Karlen, D. L. (2010). Evaluation of β-glucosidase activity as a soil quality indicator for soil management assessment. Soil Sci. Soc. Am. J., 74, 107-119.

COCIENTE MICROBIANO Y RESERVA DE CARBONO BAJO QUEMA Y ROLADO EN SUELOS DEL CALDENAL-MONTE OCCIDENTAL

Cueto Rojo, J. A.[1], Wentenao Melzi, A. A.[2], Torres, Y. A.[3, 4], Kent, F. S.[1], Ernst, R. D.[2], Leonhardt, D. A.[1], Herrera, M. E.[1], Pagola, A. C.[2], Butti, L.[1], Ambrosino, M. L.[2, 5*]

[1] Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); [2] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (FCEyN-UNLPam); [3] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS); [4] Laboratorio de Ecosistemas Naturales y Agropecuarios, Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (LENA-CIC); [5] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); *Ruta Nacional 35, Km 334, (6300) Santa Rosa, Provincia de La Pampa, marielaambrosino@gmail.com

RESUMEN: Los procesos de arbustización en los pastizales naturales han alterado la estructura y dinámica de estos ecosistemas, motivo por el cual comenzaron a implementarse diversas prácticas de manejo orientadas a su restauración. El objetivo de este trabajo fue analizar el impacto del rolado selectivo (R), la quema prescripta (Q) y la implementación de las dos intervenciones en conjunto (R+Q) sobre el carbono asociado a la biomasa microbiana (C-BM), el carbono orgánico total (COT) y el cociente microbiano (qMic=C-BM/COT). A su vez, se consideró la heterogeneidad de la vegetación, separando ambientes entre parches abiertos (PA, <40% de cobertura con especies leñosas) y parches cerrados (PC, >40% de cobertura con especies leñosas). Se seleccionaron tres potreros con diferentes historias de manejo: R, Q y R+Q. Además, se consideró como control (C) un área sin intervenir. En cada uno de ellos se marcaron cinco PA y cinco PC de acuerdo a la cobertura vegetal arbustiva. En cada parche se trazó una transecta de 10 m de longitud sobre las cuales se tomaron las muestras compuestas de suelo de 0-15 cm de profundidad. Los datos se analizaron con ANOVA y LSD de Fisher al 5%. En cuanto al COT, los mayores valores se presentaron en los tratamientos que incluyeron R y en PC; el C-BM fue mayor en los PC sin evidenciarse diferencias entre los manejos, mientras que, en el qMic las diferencias estuvieron asociadas al manejo, con valores inferiores en aquellos tratamientos que recibieron intervención mecánica. Los resultados indican que dos años después de los manejos, aún existen diferencias significativas en los indicadores de salud del suelo. Las intervenciones mecánicas y la cobertura arbustiva favorecen el aumento de carbono y la biomasa microbiana, aunque el aporte de material leñoso no se refleja en un incremento proporcional de la fracción microbiana activa del suelo.

PALABRAS CLAVE: pastizales degradados, biomasa microbiana, prácticas de manejo.

INTRODUCCIÓN

Las ecorregiones del Caldenal y Monte Occidental cubren el 74% de la superficie de La Pampa (Burkart *et al*., 1999) y están destinadas principalmente a la ganadería extensiva. Sin embargo, el sobrepastoreo, las sequías estacionales y los incendios forestales han generado desequilibrios en estos ecosistemas, favoreciendo procesos de arbustización y degradación de los pastizales naturales. (Fernández *et al*., 2009). Para revertir esta situación y recuperar la vegetación nativa y el potencial productivo de estas áreas, se implementan prácticas de manejo enmarcadas en la Ley Nacional N°26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos y la Ley Provincial N°2.624 de Ordenamiento Territorial de los Bosques. Algunas de estas intervenciones implican la realización de quemas prescriptas y/o controles mecánicos mediante el pasaje de maquinaria (rolo), disminuyendo la cobertura

arbustiva de menor porte, y manteniendo la vegetación arbórea (Estelrich *et al.*, 2005; Adema, 2006).

En los procesos de restauración y conservación de pastizales naturales resulta fundamental evaluar la salud del suelo, entendida como su capacidad para sostener la productividad biológica y generar condiciones favorables para todos los organismos vivos (Bünemann *et al*., 2018). La biomasa microbiana tiene un rol fundamental en la transformación de la materia orgánica y en el ciclado de los nutrientes como carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) siendo además un indicador sensible a las prácticas de manejo (Miltner *et al.*, 2011). En ambientes áridos y semiáridos, la distribución de la vegetación genera heterogeneidad espacial, influyendo en la disponibilidad de nutrientes y en las comunidades microbianas del suelo (Aguilera *et al.*, 1999). Los cambios en la cobertura vegetal y las propiedades edáficas producidos por los diferentes manejos podrían afectar la composición y actividad de los microorganismos, cuya recuperación depende de la intensidad del disturbio y de la identidad de las especies bacterianas y fúngicas involucradas (Azcón-Aguilar *et al.*, 2003; Fultz *et al.*, 2016). En este contexto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el C asociado a la biomasa microbiana y su relación con el C orgánico total en pastizales con diferentes coberturas arbustivas y manejos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en el Campo Anexo del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Chacharramendi, ubicado en el noroeste del departamento Utracán, provincia de La Pampa (37º22' S, 65º46' O). La fisonomía del paisaje corresponde a un bosque abierto de *Neltuma flexuosa* con arbustal mixto de *Larrea divaricata*, *Chuquiraga erinacea*, *Condalia microphylla*, *Neltuma alpataco* y *Prosopidastrum globosum*. En el pastizal, predominan poáceas forrajeras invernales como *Nassella tenuis*, *Piptochaetium napostaense* y *Poa ligularis* y, en menor proporción, especies estivales como *Digitaria californica*, *Leptochloa crinita*, *Setaria leucopila* y *Sporobolus cryptandrus* (Adema, 2006). El sitio seleccionado para los muestreos fue afectado por dos incendios naturales ocurridos en los años 2016 y 2017. Posteriormente, en el año 2023 se realizaron quemas prescriptas y rolados selectivos en diferentes potreros. De esta manera quedaron establecidas cuatro situaciones a estudiar:

1- Quema prescripta sobre campo natural (Q).
2- Rolado selectivo sobre campo natural (R).
3- Quema prescripta sobre rolado selectivo (R+Q).
4- Control sin intervenir (C).

En cada potrero se estableció un diseño experimental completamente aleatorizado con réplicas balanceadas (n=5), empleando transectas de 10 m para la toma de muestras. En la primavera de 2025 se recolectaron, con barrero, diez muestras compuestas de suelo (0-15 cm de profundidad) en cada uno de los sitios estudiados. De ellas, cinco fueron recolectadas en parches abiertos (PA), los cuales poseían menos del 40% de cobertura arbustiva, y las otras cinco, en parches cerrados (PC), con coberturas mayores al 40% (Fig. 1). Las muestras fueron trasladadas al laboratorio en conservadoras y refrigeradas hasta la realización de los análisis.

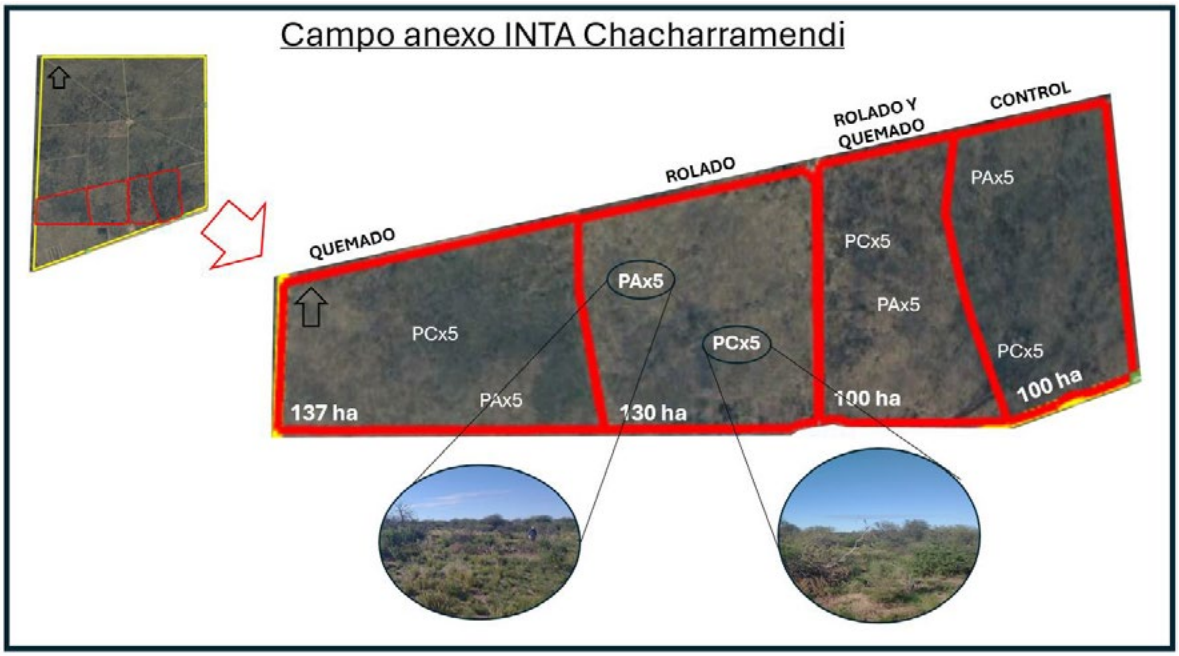


Figura 1. El polígono amarillo indica los límites del Campo Anexo del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Chacharramendi. Los polígonos en rojo corresponden a los potreros experimentales donde se desarrolló la investigación. En el interior de cada cuadro se identifican parches de vegetación abiertos (PA, <40% de cobertura de especies leñosas) y parches de vegetación cerrados (PC, >40% de cobertura de especies leñosas).

En laboratorio se determinó el C orgánico total (COT) con el método de pérdida de peso por ignición de Davies (1974), y la Biomasa Microbiana (BM) mediante el método de respiración inducida por sustrato de Anderson y Domsch (1978) y se utilizó el factor de conversión propuesto por Beck *et al.* (1995) para el cálculo del C de la BM (C-BM). A partir de los resultados obtenidos, se calculó el Cociente Microbiano (qMic), definido como la relación entre el C-BM y el COT (Anderson, 2003).

Los datos fueron analizados utilizando el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2018). Las variables fueron analizadas mediante ANOVA doble, utilizando como factores Manejo (Q, R, Q+R y C) y Condición (PA y PC). Previo al análisis, los datos correspondientes a C-BM y COT fueron transformados con Ln (x), a fin de cumplir con los supuestos de normalidad y homocedasticidad (Sokal y Rohlf, 1984). La comparación de medias se realizó mediante el test de LSD de Fisher, con un nivel de significación del 5%. Todos los valores reportados en los gráficos corresponden a los datos sin transformar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respecto al COT, se detectó efecto de los factores Manejo y Condición ($p \leq 0,001$). Aquellos tratamientos que incluyeron una intervención mecánica (R y R+Q) presentaron mayores valores ($p \leq 0,05$) respecto de los sitios con Q y sin intervenir (Fig. 2, a). Asimismo, los PC registraron mayores contenidos de COT ($p \leq 0,05$) que aquellos con menor cobertura de leñosas (Fig. 2, a). El incremento observado en las áreas intervenidas mecánicamente podría atribuirse a la fragmentación del material leñoso y la incorporación de los residuos vegetales al suelo mediante el rolado, lo que aumentó el aporte de materia orgánica. En los parches cerrados la incorporación de residuos vegetales sería mayor, y, sumado a una menor exposición del suelo a los procesos erosivos, favorecería la acumulación progresiva de carbono. Estos resultados coinciden con estudios que reportan un efecto positivo de la cobertura arbustiva y arbórea sobre el COT (Maestre *et al*., 2009; Hepper *et al.,* 2013).

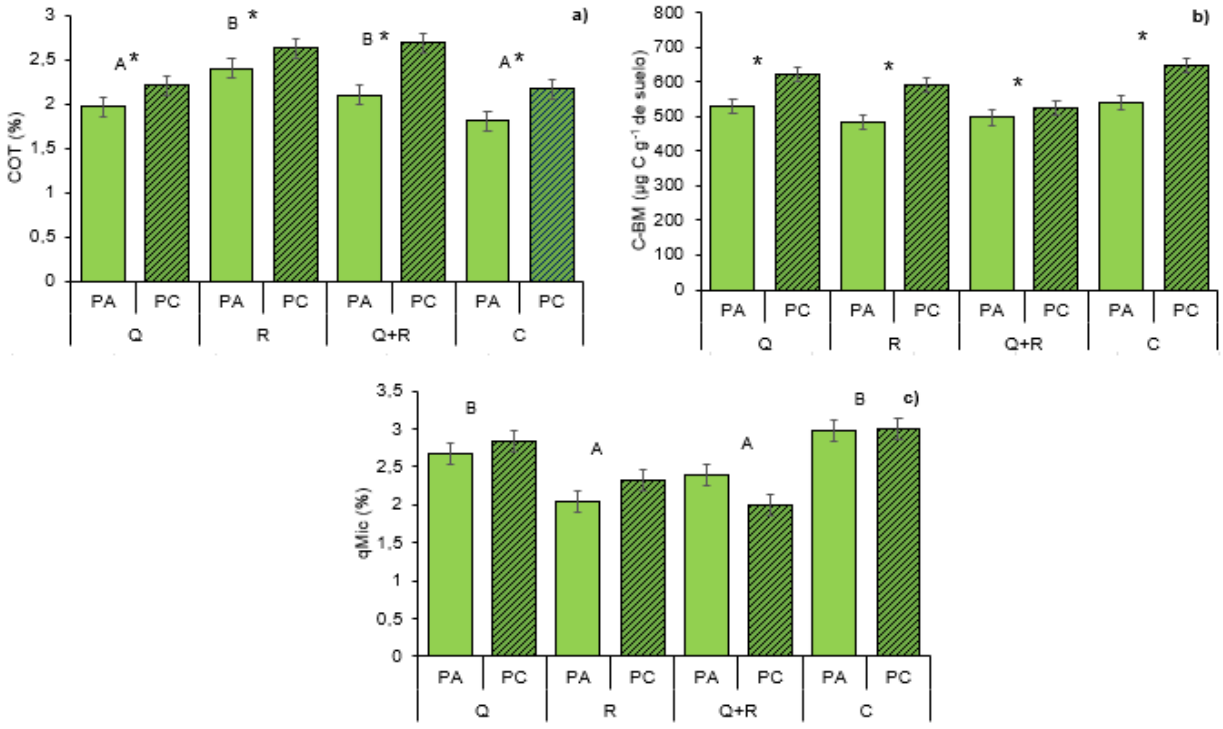


Figura 2. Valores (promedio ± 1 EE; n=5) de carbono orgánico total (COT; %), carbono de la biomasa microbiana (C-BM; µg C g^{-1} de suelo) y cociente microbiano (qMic; %) en parches abiertos (PA) y cerrados (PC) dentro de un área intervenida con quema prescripta (Q), rolado selectivo (R) y quema prescripta sobre rolado selectivo (R+Q) y control (C). Los * (en a y b) y letras distintas (en a y c) indican diferencias significativas($p \leq 0,05$) entre parches y entre manejos, respectivamente.

En relación al C-BM, se detectaron diferencias significativas para el factor Condición ($p \leq 0,05$), registrándose mayores valores en los PC (Fig. 2 b). En cambio, no se observaron efectos significativos asociados a la variable Manejo ($p > 0,05$; Fig. 2 b). Los mayores contenidos de C-BM en los PC podrían deberse a una mayor cobertura de leñosas, lo que generaría un microambiente más estable y con mayor aporte de residuos orgánicos, favoreciendo el desarrollo de la biomasa microbiana. Estos resultados coinciden con los señalados por Albanesi *et al*. (2013), que destacan una mejora en las condiciones biológicas del suelo en aquellos sitios con mayor aporte y cobertura de material leñoso, y con lo reportado por Blanco (2024), quien indica que el C-BM presenta alta variabilidad según los estratos fisonómicos del sitio estudiado.

Respecto al qMic, se observaron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) únicamente para el factor Manejo. Los potreros con intervención mecánica (R y R+Q) registraron menores valores de esta variable, que aquellos con Q y los sitios C (Fig. 2 c). El cociente microbiano es un indicador de la disponibilidad de carbono para los microorganismos e indica el desarrollo de C-BM por unidad de COT (Anderson, 2003). Los menores valores observados en los tratamientos con intervenciones mecánicas, podrían indicar un menor desarrollo de la BM debido a la baja calidad de los sustratos a descomponer dada por la presencia de compuestos secundarios y materia orgánica recalcitrante, lo que ralentiza la liberación de nutrientes y reduce la eficiencia microbiana (Toledo *et al.*, 2021).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que las prácticas de manejo y la estructura fisonómica del pastizal influyen de manera diferencial sobre las reservas de carbono del suelo y su dinámica biológica en el ecotono Caldenal-Monte Occidental. Las intervenciones mecánicas

incrementan los valores de este nutriente y las áreas con cobertura arbustiva generan ambientes propicios para el crecimiento de las comunidades microbianas. Sin embargo, es necesario considerar que la gran incorporación de material leñoso producto del rolado no se traduce proporcionalmente en un mayor desarrollo de la fracción microbiana activa del suelo. En conjunto, estos resultados destacan la importancia de considerar tanto las prácticas de manejo, como el grado de arbustización cuando se realizan evaluaciones relacionadas a la salud del suelo. La integración de los resultados resulta clave para implementar estrategias de manejo que promuevan la recuperación y sostenibilidad de los pastizales naturales de estos ambientes áridos y semiáridos de transición.

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro agradecimiento a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (FCEyN-UNLPam), a la Secretaría General de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional del Sur (UNS) y al INTA, por el financiamiento otorgado para el desarrollo del presente trabajo de investigación, a través de los proyectos PI Q121 (Resol. 45/23 CD, FCEyN-UNLPam), PI RN60 (Resol. 13/24 CD, FCEyN-UNLPam), PGI 24/ZA20 (Resolución CSU-398/2022, SGCyT-UNS) y PE-L01-I001 (INTA).

BIBLIOGRAFÍA

Adema E. (2006). Recuperación de pastizales mediante rolado en el Caldenal y Monte Occidental. EEA Anguil INTA. Publicación Técnica Nº 65. 52 p.

Aguilera, L. E., Gutiérrez, J. R. y Meserve, P. L. (1999). Variation in soil micro-organisms and nutrients underneath and outside the canopy of *Adesmia bedwellii* (Papilionaceae) shrubs in arid coastal Chile following drought and above average rainfall. Journal of Arid Environment 42:61-70.

Albanesi, A., Anriquez, A., Dominguez Nuñez, J. A., Silberman, J. y Kunst, C. (2013). Calidad de suelo. Propiedades biológicas y evaluación en ecosistemas semiáridos. En: Mircrobiología Agrícola. Un aporte de la Investigación en Argentina. A. Albanesi (ed) Ediciones Magna p. 1-25.

Anderson, J. P. E. y Domsch, K. H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biology and Biochemistry 10:215-221.

Anderson, T. H. (2003). Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. Agriculture, Ecosystems and Environment 98:285-293.

Azcón-Aguilar, C., Palenzuela, J., Roldán, A., Bautista, S., Vallejo, R. y Barea, J. M. (2003). Analysis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere of representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands. Applied Soil Ecology 22:29-37.

Beck, T., Öhlinger, R. y Baumgarten, A. (1995). Substrateinduced respiration. pp. 64-68. En: Schinner, F; R. Öhlinger; E. Kandeler and R. Margesin (eds.). Methods in Soil Biology. Springer Verlag, Berlin, FRG.

Blanco, I. B. (2024). Utilización de la biomasa y actividad microbiana como indicadores de calidad edáfica en el caldenal. Tesina de grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam. 51 pp.

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., De Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W. y Brussaard, L. (2018). Soil quality–A critical review. Soil Biology and Biochemistry 120:105-125.

Burkart, R., Sánchez, R. O y Gómez, D. A. (1999). Ecorregiones de la Argentina, Buenos Aires, Administración de Parques Nacionales, 1999, 42 pp.

Davies, B. E. (1974). Loss on ignition as an estimate of soil organic matter. Proceedings - Soil Science Society of America 38:150-151.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2018). INFOSTAT Grupo INFOSTAT, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Estelrich, H. D., B Fernández, B., E Morici, E. y Chirino, C. C. (2005). Persistencia de los cambios provocados por los fuegos controlados en diferentes estructuras del bosque de

caldén (*Prosopis caldenia* burk.). Universidad Nacional de La Pampa, Revista de la Facultad de Agronomía 16:25-30.
Fernández, O. A., Gil, M. E. y Distel, R. A. (2009). The challenge of rangeland degradation in a temperate semiarid region of Argentina: The Caldenal. Land Degradation and Development 20:431-440.
Fultz, L. M., Moore-Kucera, J., Dathe, J., Davini, M., Perry, G., Wester, D., Schwilk, D.W. y Rideout-HanzaK, S. (2016). Forest wildfire and grassland prescribed fire effects on soil biogeochemical processes and microbial communities: Two case studies in the semi-arid Southwest. Applied Soil Ecology 99:118-128.
Hepper, E. N., Larroulet, M. S., Belmonte, V. y Urioste, A. M. (2013). Propiedades edáficas de un suelo del caldenal pampeano en parches con diferente vegetación. Universidad Nacional de La Pampa, Revista de la Facultad de Agronomía 23:5-15.
Maestre, F. T., Bowker, M. A., Puche, M. D., Hinojosa, M. B., Martínez, I., García-Palacios, P., Castillo, A. P., Soliveres, S., Luzuriaga, A. L., Sánchez, A. M., Carreira, J. A., Gallardo, A. y Escudero, A. (2009). Shrub encroachment can reverse desertification in semi-arid Mediterranean grasslands. Ecology Letters 12:930-941.
Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B. y Kästner, M. (2011). SOM genesis: microbial biomass as a significant source. Biogeochemistry 22:139-143.
Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. (1984). Introducción a la Bioestadística. Reverté S.A., Barcelona, España.
Toledo, S., Peri, P. L., Correa, O. S., Gargaglione, V. y González-Polo, M. (2021). Soil microbial communities respond to an environmental gradient of grazing intensity in south Patagonia Argentina. Journal of Arid Environments, 184:104300.

LAS LOMBRICES COMO BIOINDICADORAS DE LA CALIDAD DEL SUELO EN TOPOSECUENCIAS DE LA PAMPA AUSTRAL

Febrero, D.[1, 2*], Vela, E.[2], Pereyra, E.[2], Domínguez, D.[3], Bravo, O.[2]

[1]Comisión de investigaciones científicas (CIC) de la provincia de Buenos Aires. [2]Universidad Nacional del Sur, Departamento de Agronomía. [3]Ingeosur, Departamento de Geología, UNS-CONICET, Bahía Blanca, Argentina. *denfebrero@gmail.com

RESUMEN: Los agroecosistemas modernos están sometidos a un alto grado de manipulación a través de las prácticas productivas; muchas de tales prácticas, sobre todo las intensivas, producen un impacto ambiental que puede causar problemas serios de deterioro del suelo. La fauna edáfica podría ser utilizada como indicadora de las condiciones ambientales del suelo. Las poblaciones de lombrices de tierra pueden verse afectadas por las prácticas de manejo del suelo, ya que estas modifican la cantidad y calidad de la materia orgánica, la cobertura vegetal, la humedad y las propiedades físico-químicas del suelo. Los objetivos de este trabajo son: cuantificar la macrofauna edáfica para determinar su importancia en la calidad el suelo a lo largo de toposecuencias (suelos asociados en el paisaje) y evaluar parámetros físicos y químicos del suelo para co-relacionarlos con la presencia y distribución de invertebrados. El área de estudio fue la chacra Napostá UNS, donde se ubicaron 5 transectas cada una con 3 puntos (lomada, ladera y cañadón). Se realizaron muestreos en invierno y en primavera. Se realizó el recuento de lombrices, se midió la humedad del suelo y la respiración microbiana. Los resultados obtenidos fueron una mayor abundancia de lombrices en el sitio cañadón, que puede deberse a su mayor humedad y su textura más fina. La respiración microbiana fue mayor en los sitios con mayor número de lombrices. En los suelos con mayor IP (índice de productividad), hubo una mayor abundancia de lombrices.

PALABRAS CLAVE: lombrices, suelos, toposecuencias.

INTRODUCCIÓN

Los agroecosistemas modernos están sometidos a un alto grado de manipulación a través de las prácticas productivas; muchas de tales prácticas, sobre todo las intensivas, producen un impacto ambiental que puede causar problemas serios de deterioro del suelo, tales como erosión, salinización, pérdida de estructura, reducción de la biodiversidad o decrecimiento de la productividad (Momo *et al*. 2003). La fauna edáfica podría ser utilizada como indicadora de las condiciones ambientales del suelo. Las lombrices de tierra en particular pueden ser útiles como indicadoras ya que poseen una movilidad moderada, ciclos de vida relativamente largos y baja dispersión a escala mesogeográfica (Lavelle et al., 1989).

Las poblaciones de lombrices de tierra pueden verse afectadas por las prácticas de manejo del suelo, ya que estas modifican la cantidad y calidad de la materia orgánica, la cobertura vegetal, la humedad y las propiedades físico-químicas del suelo (Kladivko, 2001).

Las lombrices poseen un rol importante en los procesos edáficos al ingerir grandes cantidades de partículas orgánicas y minerales, formar luego bioagregados, construir extensas galerías a través de los horizontes del suelo y establecer relaciones mutualistas con la microflora del suelo en sus intestinos, acelerando las tasas de mineralización y la disponibilidad de agua y nutrientes (Römbke *et al*., 2005). Al modificar físicamente el suelo, las lombrices benefician la estructura y reducen el impacto de las prácticas agrícolas perjudiciales (Schon *et al*, 2017).

Objetivos:
a) Cuantificar la macrofauna edáfica para determinar su importancia en la calidad del suelo a lo largo de toposecuencias (suelos asociados en el paisaje).
b) Evaluar parámetros físicos y químicos del suelo para co-relacionarlos con la presencia y distribución de invertebrados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:
Este estudio se llevó a cabo en el Establecimiento Napostá UNS-MDA Bs As, que posee una superficie total de 711 ha. Se localiza al norte de la ciudad de Bahía Blanca, a la altura del km 35 sobre la Ruta Nacional Nº 33. El predio se encuentra en la porción media de la llanura Subventánica Occidental, en un área donde la red de drenaje que conducía los excesos hídricos del sistema serrano hacia el mar ha generado un plano muy recortado, con cinco cauces actuales y una poderosa red de paleocauces relícticos (Bravo, *et al.* 2017).
El establecimiento Napostá-UNS se ubica en la Cuenca superior del Valle del Arroyo Saladillo Dulce, con una red de drenaje dendrítica muy desarrollada. El ambiente es de alta inestabilidad geomórfica: desde el Sistema Serrano de Ventania los excesos hídricos son conducidos en forma concentrada por los valles actuales del Arroyo Sauce Chico al oeste y el Arroyo Napostá Grande al este del predio. Se produce una marcada erosión de la llanura, con generación de un talud o respaldo y descenso marcado hacia un segundo nivel de llanura con red de drenaje definida. En la zona de contacto entre los dos niveles se ubica la naciente de los Arroyos Saladillo, Saladillo de García y Saladillo o Dulce, desembocando estos tres cursos en el frente marítimo de Bahía Blanca. El paisaje presenta una marcada impronta fluvial, suavizada por procesos de acreción de sedimentos eólicos.
El relieve general es ondulado, donde se reconocen lomadas relícticas alargadas en sentido norte a sur, separadas por valles aluviales angostos y planos. Las geoformas observadas se corresponden a procesos morfogenéticos fluviales muy antiguos (período terciario), predominando ampliamente las laderas sobre los planos.
Se ubicaron cinco transectas en las diferentes geoformas del predio, posicionándose en tres puntos (cañadón, ladera y lomada) cada uno con tres réplicas por punto. Se realizaron muestreos en invierno y en primavera.

Muestreo lombrices de tierra:
La referencia básica para el desarrollo del protocolo de muestreo de macrofauna, es el trabajo de Anderson & Ingram (1993): *"Tropical Soil Biology and Fertility: A handbook of Methods"*. En el mismo, desarrollado para suelos tropicales, se sugiere muestrear hasta los 30 cm de profundidad.
El procedimiento básico consiste en la extracción de muestras de suelo que son revisadas manualmente para la extracción de todos los macroinvertebrados visibles a ojo desnudo.
Se procede a la extracción de un monolito de suelo de 25 x 25 cm de lado por 30 cm de profundidad. Para ello se utiliza un marco cuadrado, de madera o de metal, de 25 x 25 cm, que se coloca sobre la superficie del suelo.
Se extrae el monolito y coloca cuidadosamente sobre un nylon apoyado directamente en el suelo.
En el caso de las lombrices, se llevan al campo recipientes plásticos de aproximadamente 100 ml de capacidad en los que se colocó parte del suelo correspondiente a cada muestra y luego las lombrices encontradas en dicha muestra. Luego se las transportó al laboratorio donde se procedió a la fijación de los organismos. Todos los ejemplares se limpiaron con agua para eliminar la mayor parte de suelo que queda adherido. Los ejemplares se fijaron en alcohol al 96% para realizar su determinación a nivel de especie con lupa.
Muestreo de suelos:
En al menos tres posiciones de cada transecta se realizaron descripciones de los perfiles de suelos, según las normas del Soil Survey Manual (Soil Science Division Staff, 2017). Dichos perfiles fueron clasificados utilizando el sistema Soil Taxonomy a nivel categórico de serie (Soil Survey Staff, 2014). En los sitios de estudio de la macrofauna se realizaron determinaciones de humedad, textura y profundidad del suelo.

Variables climáticas:
La precipitación y la temperatura fueron registradas por una estación meteorológica automática ubicada en el predio Napostá.

Respiración microbiana:
Para cada punto del muestreo de invierno se siguió el protocolo de Zibilske (1994) para el cual se pesaron 20 g de suelo seco al aire y fueron colocados en un recipiente con tapa hermética, previamente se llevó a capacidad de campo con 10 mL de agua destilada. Luego se colocó dentro del mismo recipiente otro frasco pequeño con 20 mL de hidróxido de sodio (NaOH) 0,1 N. Se cerró herméticamente y se llevó a incubar a 30 °C durante 7 días en una cámara de crecimiento. Paralelamente se preparó además un blanco sin muestra de suelo, es decir solo el frasco de 20 mL de NaOH dentro de un recipiente hermético. Luego de 7 días se tomó una alícuota de 5 mL, se agregaron cristales de cloruro de bario y dos gotas de solución alcohólica de indicador fenoftaleína (color rosado). Se tituló con ácido clorhídrico (HCl) 0,1 N hasta viraje al blanco o ausencia de color. Luego se calcularon los mg de CO_2 desprendidos por cada 100 g de suelo por día.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables climáticas:
En el mes de junio la temperatura media promedio fue de 6,9 °C con 11 días con presencia de heladas. La precipitación media fue de 0,4 mm de lluvia. En el mes de julio la temperatura media promedio fue 8,3 °C con 3 días de heladas. La precipitación media fue de 0,6 mm de lluvia. En el mes de agosto la temperatura media fue de 9,6 °C, teniendo 9 días de heladas. En cuanto a la precipitación media su valor fue de 1,4 mm.
En cuanto a los meses de primavera, el mes de septiembre presentó una temperatura media de 12,1°C y su precipitación promedio fue de 2,5 mm. El mes de octubre presentó una temperatura media de 14,4°C con una precipitación media de 4,5 mm de lluvia. En tanto, en el mes de noviembre su temperatura media fue de 18°C y su precipitación 1,5 mm.

Recuento de lombrices y especies encontradas:
En invierno el sitio con mayor abundancia de lombrices fue el cañadón (P1) con un total de 40,5 lombrices.m^{-2} (± 29,64, error estándar), seguido por la lomada (P3) con 10,67 lombrices.m^{-2} (± 6,94) y por último la ladera (P2) con 2,132 lombrices.m^{-2} (± 2,132). Comparando con la primavera, resultaron más abundantes en todos los puntos 65 lombrices.m^{-2} en el cañadón (± 29,06), en la lomada 15 lombrices.m^{-2} (± 9,74) y en la ladera 21,32 lombrices.m^{-2} (± 17,6).
Las especies encontradas fueron: *Aporrectodea rosea* (30 % en invierno, 42 % en primavera), *Microcolex dubius* (6 % en invierno y 3 % en primavera) y *Eisenia fetida* (2 % en invierno, 3 % en primavera). En invierno se hallaron 62 % de juveniles y en primavera un 49 %. La transecta con mayor número de lombrices fue la transecta 5 seguida por la transecta 4 en ambas estaciones. En comparación con Smith *et al* (2008) y con Feijoo *et al* (2011) la abundancia de lombrices es mucho menor que los resultados obtenidos por esos autores.

Humedad:
Se observó mayor porcentaje de humedad en los suelos de la transecta cinco, en ambas estaciones (Figura 1 y 2). Esto podría relacionarse con un mayor recuento de lombrices en esa transecta.

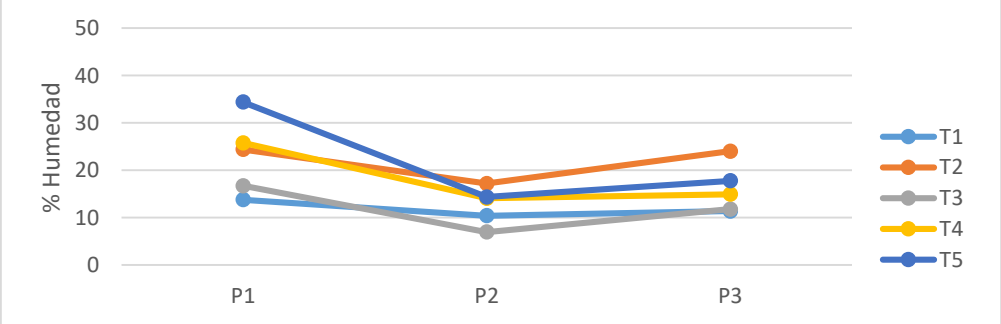


Figura 1. Porcentaje de humedad del suelo. Invierno

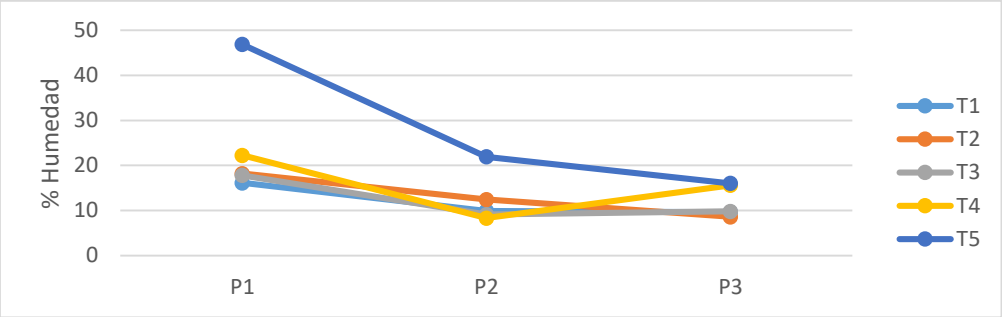


Figura 2. Porcentaje de humedad del suelo. Primavera

Descripción de perfiles de suelo:

Transecta 1: Los horizontes presentes en la lomada (P3) son Ap de 0 a 17 cm y luego un horizonte 2Ckm (horizonte petrocálcico). Se clasifica como Paleustol petrocalcico franco grueso térmico, somero. IP: 12%. La textura del horizonte Ap es franco-arenosa. En P2 (ladera) el perfil es más profundo con morfología Ap (0-18 cm), Ck1 (18-30 cm), Ck2 (30-49 cm), 2Ck3. La profundidad es >85 cm. Su clasificación: Haplustol éntico, franco grueso, térmico. IP: 42%. Todos los horizontes presentan textura franco-arenosa. En el cañadón (P1) el perfil es mucho más profundo, con los horizontes Ap (0-7 cm), A2 (7-31 cm), A3 (31-50 cm), AC (50-72 cm), C (103-175 cm). Su clasificación es Haplustol páquico, franco fino, térmico, IP 68%. La textura de este perfil varía de franco a franco-arcillosa en los horizontes más profundos.

Transecta 2: En la lomada, se observa el horizonte Ap de 0 a 10 cm y luego un horizonte petrocalcico 2 Ckm. La textura es franco-arenosa. Su clasificación es: Calciustol petrocálcico, franco grueso, térmico, somero. IP: 5%. En la ladera se observan los horizontes Ap (0-7 cm) textura franco-arenosa, A2 (7-16 cm) textura franco-arenosa, C (16-29 cm) textura franco-arenosa, 2 Ck y 3 Ckm. Su clasificación: Paleustol petrocálcico franco fino térmico. IP: 35%. En el cañadón se observan los horizontes Ap (0-11 cm), A2 (11 – 29 cm), AC (29-56 cm), C (56-100 cm) y Ck (más de 44 cm de espesor). La textura en todo el perfil es francolimosa. Su clasificación es Haplustol típico, franco fino, térmico. IP: 50 %.

Transecta 3: Los horizontes presentes en la lomada son Ap (0-4 cm), A2 (4-14 cm), 2Ckm. La textura varía desde arenosa franca a franco arenosa. Se clasifica Paleustol petrocálcico franco grueso, térmico, somero. IP: 6%. En la ladera se observaron los horizontes Ap (0 – 8 cm), A2 (8-21 cm), AC (21-44 cm), C (44-66 cm), Ck (66-86 cm), 2Ckm. La textura de este perfil varía de arenosa franca a franco arenosa. Se clasifica como: Paleustol petrocálcico, franco grueso térmico. IP: 40 %. El cañadón presenta Ap (0-7 cm), A2 (7-16 cm), A3 (16-30 cm), AC (30-48 cm), C (48-74 cm), C2 (74-106 cm), Ck (106-128 cm), 2Ckm. La textura del perfil es franco-arcillo-limosa. La clasificación Paleustol petrocálcico franco fino térmico. IP: 55%.

Transecta 4: En la lomada se observan los perfiles Ap (0-12 cm), A2 (12-28 cm), 2Ckm (mayor a 28 cm). La clasificación Paleustol petrocálcico franco grueso térmico somero. El índice de productividad es 9 %. En la ladera se observan Ap (0-8 cm), A2 (8-19 cm), Ck1 (19-34 cm), Ck2 (34-62 cm) y 2Ckm (>62 cm). Su clasificación es Paleustol petrocálcico, franco grueso, mixto, térmico. Su índice de productividad es 37 %. En el cañadón se pueden observar Ap, A2, A3, AC y C. Su clasificación es Vermustol páquico, franco fino térmico. Su IP es 60 %.

Transecta 5: En la lomada, Ap-A2-AC-2Ckm (a 60 cm). Franco arenoso. Paleustol petrocálcico, franco fino, térmico. IP 25%. En la ladera, Ap-A2-AC-C-2 Ckm, (65 cm profundidad). Textura franca. Paleustol petrocálcico franco fino térmico. IP: 35 %. En el cañadón: Ap-A2-A3-Cg1-Cg2. Su textura es franco-arcillo-limosa. Se clasifica como Endoacuol cumúlico, franco fino, fase sódica en profundidad. IP: 12%.

Respiración microbiana:

Relacionando la respiración microbiana con la abundancia de lombrices, las transectas con mayor número de lombrices presentan mayor actividad microbiana. Esto se observa en las transectas 4 y 5 (Tabla 1). Esto concuerda con resultados obtenidos por Weldmichael *et al* (2020), ya que las lombrices mejoran la descomposición de materia orgánica estimulando la respiración microbiana.

Tabla 1. Respiración microbiana promedio (mg de CO_2.100g^{-1}día^{-1}) ± desvío estándar.

	T1	T2	T3	T4	T5
P1 (Cañadón)	9,87(±1,56)	4,21(±1,85)	7,75(±0,78)	13,75(±1,49)	16,97(±2,01)
P2 (Ladera)	12,59(±3,37)	9,85(±3,25)	9,14(±1,26)	10,65(±1,73)	10,90(±1,47)
P3 (Lomada)	16,70 (±2,61)	11,75(±4,65)	15,15(±2,94)	9,37(±0,88)	13,24(±2,67)

Índice de productividad y abundancia de lombrices.
Un parámetro que se utiliza para medir la calidad del suelo es el índice de productividad. Relacionando el índice de productividad con la abundancia de lombrices, aquellos suelos con mayor índice de productividad presentaron mayor abundancia de lombrices. El IP medio del cañadón fue 49 %, disminuyendo hacia la ladera con 37,8 % y hacia la lomada con 11,4 %.

CONCLUSIONES

En cuanto a las variables climáticas se pudo observar que la primavera fue una estación más húmeda que el invierno, esto puede verse reflejado en el porcentaje de humedad del suelo medido. El recuento de lombrices se vio afectado por la humedad del suelo, presentándose las mayores cantidades en el cañadón. Esto puede deberse a una mayor profundidad en el perfil del suelo, mayor retención de agua y su textura fina (franco arcillo limosa a franco limosa).
La actividad microbiana observada fue de intensidad entre baja y moderada, siendo los puntos con mayor abundancia de lombrices los que presentaron mayor respiración por parte de los microorganismos del suelo. Con respecto a la calidad del suelo, los suelos del cañadón presentan IP más altos y esto puede relacionarse con un mayor recuento de lombrices en este sitio.

AGRADECIMIENTOS

A la SeGCyT-UNS por los fondos aportados a través de PGI UNS 24/A252 (2020-2024).

BIBLIOGRAFÍA

Anderson, J.M.y Ingram, J.S. (1993). Tropical soil biology and fertility, a Handbook of Methods. Segunda edición. *Soil Science 157*(4) 265

Bravo O., De Lucía M., Echeverría N., García R.y Rodriguez L. (2017) Levantamiento de Suelos a escala detallada (1:20000) del predio Napostá, Dpto de Agronomía UNS.

Feijoo A., Carvajal A.F.,Zúniga M.C., Quintero H. y Fragoso C.(2011). Diversity and abundance of earthworms in land use systems in central-western Colombia. *Pedobiologia* 54S (2011) S69–S75. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.09.016

Momo F.R., Falco L.B. y Craig E.B. (2003). Las lombrices de tierra como indicadoras del deterioro del suelo. *Revista de Ciencia y Tecnología VIII* 55 - 63.

Lavelle, P., Barois, I., Martin, A., Zaidi, Z. y Schaefer, R. (1989). Management of earthworm populations in agro-ecosystems: A possible way to maintain soil quality?. Ecology of Arable Land - Perspectives and Challenges. *Developments in Plant and Soil Sciences*, 39. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-1021-8_11

Kladivko E.J. (2001). Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research* 61(2001), 61–76. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00179-9

Römbke, J.,Jänscha, S. y Didden W., (2005) The use of earthworms in ecological soil

classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62 (2005) 249–265
Schon N.L., Mackayb A.D., Grayb R.A., van Kotena C. y Dodd M.B. (2017). Influence of earthworm abundance and diversity on soil structure and the implications for soil services throughout the season. *Pedobiologia - Journal of Soil Ecology* 62 (2017) 41–47
Smith R.G., McSwiney C.P., Grandy A.S., Suwanwaree P., Snider R.M. y Robertson G.P. (2008). Diversity and abundance of earthworms across an agricultural land-use intensity gradient. *Soil & Tillage Research* 100 (2008) 83–88. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.04.009
Soil Science Division Staff (2017). Soil survey manual. C. Ditzler, K. Scheffe, and H.C. Monger (Eds.). USDA Handbook 18. Government Printing Office, Washington, D.C.
Soil Survey Staff (2014). Keys to Soil Taxonomy, 12th edition. Natural Resources Conservation Service, USDA. Washington, DC.
Weldmichael T.G.,Szegi T., Denish, Gangwar R.K., Michéli E. y Simon B. (2020). The patterns of soil microbial respiration and earthworm communities as influenced by soil and land-use type in selected soils of Hungary. *Soil Science Annual* 2020, 71(2), 43–52. https://doi.org/10.37501/soilsa/122408
Zibilske, L.M. (1994). Chapter 38: Carbon mineralization. Pp 835-863. In: Methods of Soil Analysis. Part 2: Microbiological and Biochemical Properties. *Soil Science Society of America*

APORTE DE CARBONO Y NITRÓGENO POR CIANOBACTERIAS PRODUCTORAS DE EXOPOLISACÁRIDOS: UN ESTUDIO EN SUSTRATO INERTE

Gregorutti, V. C.[1, 2], Miño, G. L.[3, 4], Luquez, L.[1], Befani, R.[1], Spizzo, S.[1], Re, D.[1], Sangoy Puntin, N.[1], Sanchez, C. I.[1*]

[1] Facultad de Ciencias Agropecuarias. UNER. Ruta 11, Km 10. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina; [2] INTA EEA Paraná, Estación Experimental Agropecuaria Paraná, Ruta 11 Km 12,5 (3100), Oro Verde, Entre Ríos. Argentina; [3] Facultad de Ingeniería. UNER. Ruta 11, Km 10, Oro Verde (3100), Entre Ríos. Argentina; [4] Instituto de Investigación y Desarrollo en Bioingeniería y Bioinformática. UNER-CONICET, Ruta 11, Km 10, Oro Verde (3100), Entre Ríos, Argentina; *cecilia.sanchezbrizuela@uner.edu.ar

RESUMEN: Las cianobacterias tienen un rol en la estabilidad del suelo por la producción de exopolisacáridos (EPS) y además contribuyen a la incorporación de carbono (C) y nitrógeno (N). El objetivo del trabajo fue evaluar la capacidad de cepas locales de cianobacterias edáficas para colonizar un sustrato inerte (arena) y determinar su producción de exopolisacáridos totales (EPSt) y su contribución al C y N del sustrato. Se trabajó con tres cepas de cianobacterias aisladas de suelos de un experimento de larga duración situado en la EEA INTA Paraná. Se construyeron microcosmos con arena estéril, inoculados individualmente con cada cepa, y se incluyó un tratamiento sin inocular. Se incubaron bajo condiciones controladas durante 90 días. Al finalizar el ensayo, se determinaron los contenidos de EPS_t, C y N total. Las cepas pertenecieron a morfotipos de la familia Nostocaceae y evidenciaron capacidad para colonizar el sustrato, con diferencias en los patrones de establecimiento y expansión espacial. La cepa 1 presentó un establecimiento superficial temprano y rápido. Se observaron estrategias contrastantes de crecimiento, desde redes filamentosas laxas hasta colonias embebidas en matrices mucilaginosas compactas. La inoculación con las cianobacterias incrementó significativamente los contenidos de EPSt, C y N respecto al tratamiento sin inocular. La cepa 1 se destacó por su mayor producción de EPS_t y mayores incrementos de C y N del sustrato. Se observó una correlación positiva entre EPS_t, C y N, lo que evidencia el rol de los EPS en la incorporación de nutrientes al sustrato. Estos resultados resaltan el potencial de cianobacterias locales como agentes estructurantes y la utilidad de los microcosmos como herramienta preliminar para su evaluación previa a ensayos de campo.

PALABRAS CLAVE: cepas, inoculación, microcosmos.

INTRODUCCIÓN

Las cianobacterias tienen una función estructurante en la superficie del suelo gracias a la producción de exopolisacáridos (EPS_t), que interactúan químicamente con sus partículas como agentes cementantes (Rossi *et al.*, 2017).

En suelos agrícolas de Entre Ríos, la presencia de cianobacterias filamentosas no heterocísticas con vaina, como *Phormidium nigrum* (Sánchez y Gregorutti, 2024), sugiere la existencia de especies con potencial producción de EPS_t.

Los suelos del departamento Paraná, predominantemente Molisoles, tienen limitaciones vinculadas a la erosión hídrica como consecuencia del relieve ondulado y de décadas de uso agrícola intensivo (Sasal *et al.*, 2015). Frente a esta problemática, el empleo de cianobacterias autóctonas como herramienta biotecnológica para mejorar la estructura del suelo e incrementar los contenidos de carbono (C) y nitrógeno (N) se perfila como una estrategia promisoria para la restauración de áreas degradadas y la recuperación de la calidad edáfica.

El presente trabajo forma parte de la etapa inicial de evaluación de las cianobacterias como agentes estructurantes de suelos. El objetivo fue establecer la capacidad de cepas autóctonas edáficas del departamento Paraná para colonizar un sustrato inerte (arena) y determinar la producción de exopolisacáridos (EPS_t) y su contribución a los contenidos de C y N del sustrato.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del sitio de estudio

A partir de muestras de suelo provenientes de un experimento de larga duración (ELD) de secuencias de cultivos, ubicado en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Paraná (31°50,9′ S; 60°32,3′ O), Entre Ríos, se aislaron las cepas de cianobacterias utilizadas en el presente trabajo. Este ELD está establecido sobre un suelo Argiudol ácuico de la serie Tezanos Pinto (Plan Mapa de Suelos, 1998; Soil Survey Staff, 2010). El clima de la región es templado húmedo con una temperatura media anual de 18,3 °C y una precipitación media anual de 1.102 mm para el período 1991–2020 (Estación Meteorológica INTA EEA Paraná).

Construcción de microcosmos y determinaciones fisicoquímicas.

Los microcosmos se prepararon con arena proveniente del área costera del río Paraná que presentó valores iniciales de 7,42 de pH, 21,4 μScm^{-1} de conductividad eléctrica, 0,05 de C total y 0,006 de N total.

La arena, utilizada como sustrato, fue esterilizada en autoclave para eliminar la carga microbiana preexistente (Chamizo *et al.*, 2018). Se dispusieron 30 g de sustrato en cajas de Petri, en condiciones estériles (microcosmos). Los microcosmos fueron inoculados con las cianobacterias, previamente producidas en cultivo líquido. Se realizaron tres réplicas por tratamiento. Los inóculos se aplicaron sobre la superficie de los microcosmos siguiendo a Mugnai *et al.* (2018). Se incluyó un tratamiento control sin inocular (arena esterilizada) al cual se le aplicó agua estéril en reemplazo del inoculo líquido (figura 1). Se incubaron en cámara de crecimiento a 24 °C, con un fotoperíodo de 12 horas, por 90 días. Una vez por semana, se les agregó agua estéril a cada microcosmos para evitar su deshidratación.

Se registró fotográficamente la colonización superficial de las cianobacterias en los microcosmos para determinar las características del crecimiento. A los 35 días de la inoculación, se realizaron observaciones microscópicas de muestras correspondientes a cada tratamiento, con el fin de verificar el crecimiento de las cepas ensayadas entre las partículas de arena. Se empleó microscopio óptico Leica DM500 equipado con cámara Leica ICC50 W.

Al finalizar el ensayo, se determinaron los contenidos de carbono orgánico (C) y nitrógeno total (N) del sustrato. El C se determinó por la técnica de Walkley y Black (1934) y el N, por método de Kjeldhal (Bremner y Mulvaney, 1982). La producción de exopolisacáridos totales (EPS_t) en el sustrato se determinó siguiendo la metodología de Chamizo *et al.* (2018). Se empleó como extractante Na_2EDTA y se midió en espectrofotómetro a 488 nm. Los resultados se expresaron en mg C g $arena^{-1}$.

Los resultados se analizaron utilizando el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013). Se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de las variables fisicoquímicas. Para la comparación de medias se utilizó la prueba de Duncan ($\alpha = 0,05$). Las relaciones entre variables se realizaron mediante correlación de Pearson.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Colonización de las cianobacterias en sustrato inerte

La observación microscópica de las cepas con las que se trabajó evidenció que los tres aislamientos se corresponden con morfotipos de la familia Nostocaceae.

La Figura 1 muestra la colonización superficial de los microscosmos con las cepas ensayadas a los días 0, 14, 28 y 42.

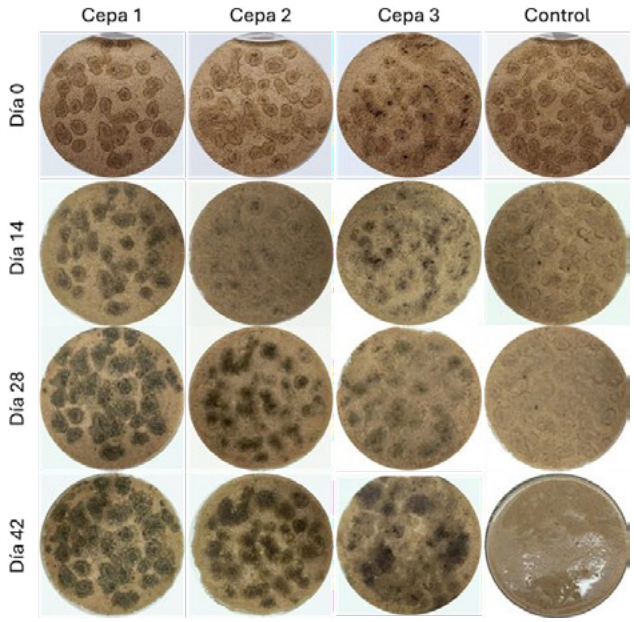


Figura 1. Desarrollo de costras en sustratos arenosos. Cepa 1 (primera columna), cepa 2 (segunda columna), cepa 3 (tercera columna) y control (cuarta columna), registradas los días de inoculación (día 0, primera fila), y días 14, 28 y 42 luego de la inoculación.

La colonización superficial evidenció diferencias en el establecimiento y en los patrones de expansión espacial de las cepas de cianobacterias. La cepa 1 mostró un establecimiento temprano y rápido, caracterizado por la aparición de parches bien definidos que aumentaron progresivamente en tamaño y densidad. La cepa 2 presentó una expansión más gradual y homogénea. En contraste, la cepa 3 exhibió un establecimiento más lento en las fases iniciales, aunque con un incremento sostenido de la cobertura que forman parches hacia los días 28 y 42. El control no mostró cambios comparables a lo largo del tiempo.

El crecimiento de las cepas de cianobacterias entre las partículas del sustrato inerte se muestra en la Figura 2.

El análisis microscópico mostró patrones contrastantes de colonización de las cianobacterias en el sustrato. Los filamentos de la cepa 1 se dispusieron formando una red laxa entre las partículas de arena. Los tricomas crecieron sin formar estructuras compactas, lo que permitió maximizar el contacto del microorganismo con el microambiente que generan los granos de arena. En cuanto a la cepa 2, los filamentos se embebieron en una matriz mucilaginosa compacta formando colonias definidas que crecieron en los espacios libres que dejaron los gránulos de arena. Las estructuras formaron puentes entre los granos de arena que probablemente redujeron la movilidad de las partículas minerales. La cepa 3 mostró un patrón de crecimiento que tiene características de los dos antes descriptos. Estos resultados son consistentes con lo informado por Chamizo *et al.* (2019), quienes indican que las especies de cianobacterias presentan mecanismos de establecimientos diferenciados en suelos degradados.

a) b)

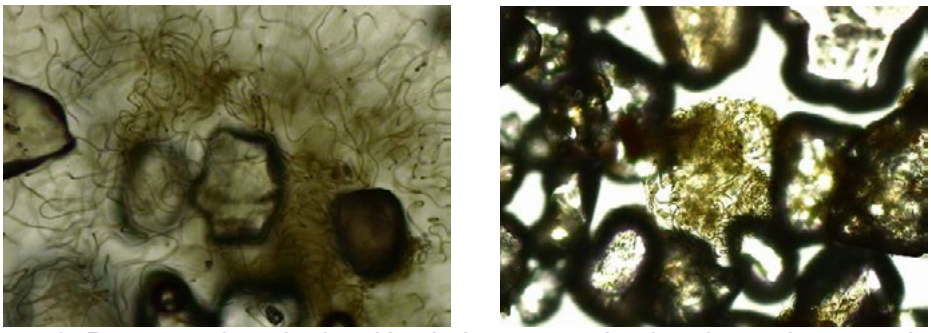


Figura 2. Patrones de colonización de las cepas de cianobacterias entre los gránulos de arena del microscosmo. a) Cepa 1. Aumento: 400X b) Cepa 2. Aumento: 400X.

Análisis fisicoquímico del sustrato inerte

La inoculación de la arena con las cepas de cianobacterias ensayadas resultó en un incremento significativo de los contenidos de EPS_t, C y N totales en relación con el control, sin inocular.

Los valores EPS_t hallados en este trabajo son mayores a los reportados por Chamizo *et al.* (2018) y Román *et al.* (2021), quienes en suelos arenosos inoculados reportan contenidos de hasta 0,9 mg C g suelo^{-1}.

Las cepas ensayadas mostraron diferencias en la producción de EPS_t siendo la cepa 1 la que tuvo niveles significativos respecto de las otras y el tratamiento sin inocular ($p < 0,0001$). Las cepas 2 y 3 no presentaron diferencias significativas entre sí, aunque ambas se diferenciaron del tratamiento sin inocular (Tabla1).

434 Tabla 1. Contenido de carbono total, nitrógeno total, y producción de exopolisacáridos totales (EPS_t) en arena inoculada con tres cepas de cianobacterias.

	EPS_t **mg C g arena^{-1}**		**Carbono total** **mg C g arena^{-1}**		**Nitrógeno total** **mg N g arena^{-1}**	
Cepa 1	2,06	a	1,73	a	0,15	a
Cepa 2	1,53	b	0,93	ab	0,08	ab
Cepa 3	1,40	b	0,77	b	0,08	ab
Control	0,34	c	0,50	b	0,06	b

Letras diferentes indican diferencias significativas según prueba de Duncan (α=0,05)

Las especies de cianobacterias naturalmente presentan diferencias en la capacidad de producción de EPS_t. Pero, factores como el tipo de suelo y las condiciones ambientales, afectan el nivel de producción y composición química de la estructura extracelular del microorganismo (Chamizo *et al.*, 2020). Los ensayos de laboratorio con microcosmos ofrecen la información preliminar de la actividad potencial de las cianobacterias antes de ser utilizadas en situaciones de campo.

La inoculación con cepas de cianobacterias promovió la ganancia en C y N en los microcosmos. Al finalizar el ensayo, el contenido de estos macronutrientes aumentó significativamente en los tratamientos inoculados con las cepas, en comparación con el control sin inocular (Tabla 1).

Entre las cianobacterias utilizadas para la inoculación de suelos, aquellas relacionadas con especies de *Nostoc* sp. tienen el potencial agronómico para incrementar el stock de C y N de los suelos degradados. Maqubela *et al.* (2019), señalan que este género coloniza rápidamente suelos con distintas características fisicoquímicas.

En concordancia con la producción de EPS, los incrementos de C y N resultaron mayores con la cepa 1, que presentó un 70% de C y 60% más de N con relación al control. Asimismo, la inoculación con las cepas 2 y 3 aumentaron un 40% el C y un 25% el N con respecto al control (Tabla 1).

Relación entre variables: exopolisacáridos, carbono orgánico y nitrógeno total
El incremento de C y N observado en los tratamientos inoculados se atribuye a la producción de EPS_t por parte de las cepas de cianobacterias.

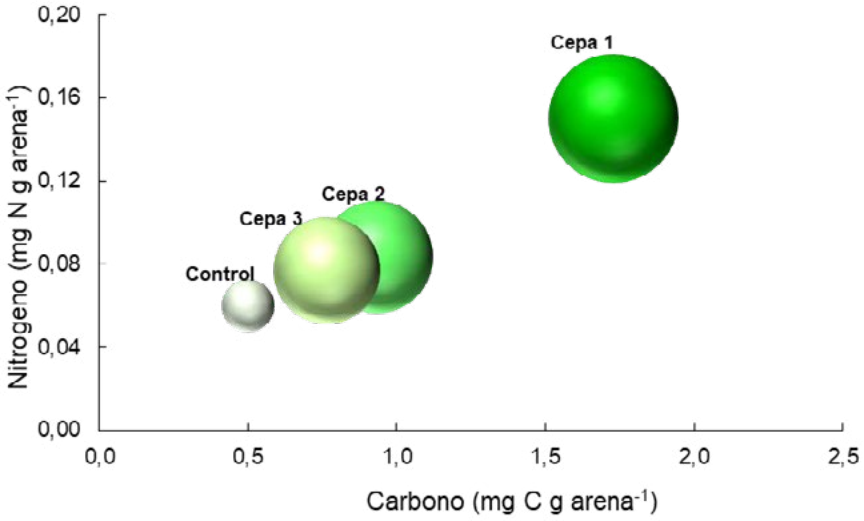


Figura 3. Relación entre el contenido de carbono orgánico, nitrógeno total y la producción de exopolisacáridos totales (EPS_t) en los microscosmos.

Los EPS_t se correlacionaron significativamente con el C total (r = 0,78; p = 0,003) y N total (r = 0,66; p = 0,02). La relación hallada entre estas tres variables se observa en el gráfico de burbujas (Figura 3), en la que cada punto representa la combinación de los C y N totales del sustrato, mientras que el tamaño de la burbuja indica la cantidad promedio de EPS_t producida por las cepas evaluadas. Resultados similares a los encontrados por Chamizo *et al.* (2019) y Maqubela *et al.* (2019), quienes lo atribuyen al metabolismo fotoautotrófico de las cianobacterias que estimula la producción de biomasa microbiana y exopolisacáridos. Los EPS son de naturaleza heteropolisacarídica cuya composición depende de la especie de cianobacteria y las condiciones de crecimiento del microorganismo y son fuente de C que enriquece el sustrato inorgánico sobre el cual crecen (De Phillippis y Vicenzini, 1998; Rossi *et al.*, 2015; Chamizo *et al.*, 2019). Los componentes frecuentes son monosacáridos (Rossi et al., 2015; Chamizo et al., 2019), aminoazúcares, ácidos urónicos, ácidos grasos y menos frecuente, ADN, péptidos y aminoácidos asociados a los monosacáridos (Rossi et al., 2015). Además, los EPS podrían proporcionar una barrera física que limita la difusión de oxígeno, generando un microambiente estable que favorece la fijación biológica de nitrógeno. La eficiencia en el proceso se traduce en un aumento del N en el suelo.
Los resultados obtenidos en esta etapa permiten sentar las bases para futuros ensayos en suelos de la región, orientados a evaluar la efectividad de estas cepas bajo condiciones edáficas reales y resaltan la utilidad de los microcosmos como herramienta experimental para la evaluación preliminar de su desempeño para aplicaciones en condiciones de campo.

CONCLUSIONES
Las cepas cianobacterianas locales tienen capacidad para colonizar sustratos de naturaleza inorgánica, presentando diferencias en los patrones de establecimiento y expansión espacial entre las partículas de arena.
Las mismas, produjeron EPS_t y contribuyeron a los contenidos de C y N del sustrato destacándose la cepa 1 por una mayor producción de EPSt y por un establecimiento superficial temprano y rápido en los microcosmos.
Los incrementos de C y N registrados en los tratamientos inoculados están asociados a la producción de EPSt por parte de las cianobacterias, evidenciando una relación directa entre la síntesis de EPSt y la incorporación de C y N al sustrato inerte.

BIBLIOGRAFÍA

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C.W. (2018) InfoStat versión 2018. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina

Chamizo, S., Mugnai, G., Rossi, F., Certini, G. y De Philippis, R. (2018). Cyanobacteria inoculation improves soil stability and fertility on different textured soils: gaining insights for applicability in soil restoration. *Frontiers in Environmental Science*, 6:(49)

Chamizo, S., Adessi, A., Mugnai, G., Simiani, A. y De Philippis, R. (2019) Soil type and cyanobacteria species influence the macromolecular and chemical characteristics of the polysaccharidic matrix in induced biocrusts. Microbial Ecology, 78:482–493.

Chamizo, S., Adessi, A., Torzillo, G., y De Philippis, R. (2020). *Exopolysaccharide features influence growth success in biocrust-forming cyanobacteria, moving from liquid culture to sand microcosms. Frontiers in Microbiology, 11*, 568224.

De Philippis, R. y Vincenzini M. (1998) Exocellular polysaccharides from cyanobacteria and their possible applications. *FEMS Microbiology Reviews*, 22: 151-175.

Maqubela M. P., Mnkeni P., Mallam Issa O., Pardo M. T. y D'Acqui L. P. (2009). Nostoc cyanobacterial inoculation in South African agricultural soils enhances soil structure, fertility, and maize growth. Plant and Soil, 315 (1-2), p. 79-92.

Mugnai, G., Rossi, F., Felde, V., Colesie, C., Büdel, B., Peth, S., Kaplan, A. y De Philippis, R. (2018) Development of the polysaccharidic matrix in biocrusts induced by a cyanobacterium inoculated in sand microcosms. *Biol. Fertil. Soils*, 54:27–40.

Plan Mapa de Suelos de la Provincia de Entre Ríos (1984). Suelos y erosión de la Provincia de Entre Ríos. Tomos I y II. INTA, Estación Experimental Agropecuaria Paraná. Convenio INTA-Gobierno de Entre Ríos. Serie Relevamiento de Recursos Naturales Nº 1 (3 edición). 192 p.

Román J. R., Chamizo, S., Roncero-Ramos, B., Adessi, A., De Philippis, R. y Cantón, Y. (2021) Overcoming field barriers to restore dryland soils by cyanobacteria inoculation. Soil y Tillage Research, 207: 1-11.

Rossi, F., Li, H., Liu, Y. y De Philippis, R. (2017). Cyanobacterial inoculation (cyanobacterisation): perspectives for the development of a standardized multifunctional technology for soil fertilization and desertification reversal. Earth-Science Reviews, 171: 28–43.

Sánchez, C. I. y Gregorutti, V. C. (2024). Cyanobacteria in soils under dryland agricultural production systems. Revista Argentina de Microbiología, 56(3), 346-347.

Sasal, M. C., Wilson, M. G., Bedendo, D. J. y G. Schulz. (2015). Capítulo Provincia de Entre Ríos. En: El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina (Casas, R. y G. Albarracín, eds.). PROSA, FECIC, INTA. 111-120.

Soil Survey Staff, 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. USDA-Natural Resources.

EFECTOS TEMPRANOS DE BIOINSUMOS EN EL CRECIMIENTO DE SOJA MEDIANTE ANALISIS DE LÍPIDOS

Leonardi, M. P.[1], Diz, J.[2], Silva, A.[2], Wall, L. G.[1], Ferrari, A. E.[1*]

[1]Laboratorio de Bioquímica y Biología de Suelos, Centro de Bioquímica y Microbiología de Suelos, Universidad Nacional de Quilmes, R. Sáenz Peña 352, Bernal, Buenos Aires; [2]Agrocube S. A., Cerrito 1136, piso 11, Ciudad Autónoma de Buenos Aires; * alejandroeferrari@gmail.com

RESUMEN: Se estudió el efecto del agregado de distintos bioestimulantes vegetales como ser polifenoles, una cepa de *Bradyrhizobium* y esporas de hongos de micorrizas arbusculares (*Glomus* sp.) en el crecimiento a corto plazo de plantines de soja en suelo en dispositivos de diseño propio, tipo *rizotrones,* en invernadero. Los prebióticos se aplicaron en forma individual (polifenol y *Bradyrhizobium* por separado), y también en dos combinaciones: polifenol con *Bradyrhizobium* (inoculación doble) y polifenol con *Bradyrhizobium* más un consorcio microbiano liofilizado con esporas de hongos micorrícicos (inoculación triple). El análisis de lípidos por la técnica WSFA (*whole soil fatty acid*) revela importantes diferencias tempranas entre el suelo rizosférico y el no rizosferico, con diferencias también en el tiempo de cosecha (9 vs 30 días). Aunque no se observaron diferencias en la biomasa de las plantas tratadas luego de 30 días, hubo una tendencia a mayor crecimiento en longitud. La inoculación doble y triple mejoraron significativamente la nodulación de las plantas, representando un gran potencial para el crecimiento futuro. El agregado de polifenoles significó un ingreso de materia orgánica lábil al suelo, que fue visualizado a través de un aumento de los ácidos grasos mono-insaturados, generalmente asociados a suelos prístinos y ricos en materia orgánica. El agregado de esporas de micorrizas. fue detectado en forma sensible por el ácido graso *16.1w5c*, reconocido biomarcador de micorrizas arbusculares en la técnica de fosfolípidos, pero que también funcionó como marcador sensible en la técnica WSFA. Tanto en este trabajo como en trabajos anteriores nuestros, la técnica WSFA resultó una herramienta sensible y eficiente para monitorear sistemas suelo-planta-microbioma de interés agrícola; tanto mediante análisis de lípidos individuales como agrupados en categorías químicas (funcionales) o en relaciones taxonómicas con grupos de microorganismos del suelo.

PALABRAS CLAVE: Polifenoles, *Bradyrhizobium*, Micorrizas arbusculares.

INTRODUCCIÓN

Los polifenoles de origen vegetal han empezado a usarse como bioinsumos agrícolas para aumentar la resistencia de las plantas a plagas y distintos tipos de estrés, y para mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo a través de una mejor absorción de nutrientes, regulación de la actividad microbiana y estabilización de la materia orgánica. Resultados previos en otros cultivos (tomate, vid, maní, olivo) sugieren que los polifenoles promueven el desarrollo y la sanidad de las plantas en cultivo por interacción con la microbiota del suelo. Sin embargo, aún no hay suficiente información experimental sobre las complejas interacciones suelo-planta-microbiota en relación al agregado de bioinsumos agrícolas como los polifenoles y otros productos utilizados como prebióticos o bioestimulantes. El objetivo de este trabajo es estudiar dichas interacciones mediante análisis de lípidos del suelo, conocidos biomarcadores de calidad, en dispositivos de crecimiento de plantines en suelo que permiten monitorear el desarrollo y arquitectura radical, en el invernadero.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron dispositivos plásticos de diseño propio para el crecimiento de plantas en suelo tipo *sandwich*, colocando allí el suelo substrato junto con las semillas de soja pre-tratadas con los distintos bioinsumos. A los 9 y a los 30 días se cosecharon las plantas, se analizó la estructura radical, se midió el peso seco y la nodulación, y se analizó el suelo para determinar el perfil de ácidos grasos mediante la técnica de lípidos totales o WSFA (Ferrari et al, 2024). El suelo substrato proviene de campos de la Estación Experimental de Agrocube en Londrina, estado de Paraná, Brasil. El suelo es un latosol rojo eutroférrico típico. Los tratamientos aplicados a la semilla fueron los siguientes (3 réplicas por tratamiento):

- **TESTIGO (T)**: (sin agregado de bioinsumos a la semilla)
- **BRADYRHIZOBIUM (B)**: agregado de un cultivo de *Bradyrhizobium japonicum* (cepa E-110)
- **POLIFENOL (P)**: se utilizó el producto Mist^{R} de la empresa Agrocube S.A. Es una mezcla de polifenoles aislada de especies forestales.
- **PB**: tratamiento simultaneo con polifenol y *Bradyrhizobium*
- **PBM**: ídem P+B más el agregado de un consorcio microbiano con un mix de micorrizas arbusculares marca Ecorrhiza^{R} (4 cepas de *Glomus y otras bacterias*)

A los 9 días se desarmaron los dispositivos y se analizó tanto el suelo rizosférico como el suelo no rizosférico (suelo *bulk*). A los 30 días, se muestreó solamente suelo rizosférico, ya que las raíces ocupaban la casi totalidad del dispositivo. El análisis de lípidos se hizo por la técnica WSFA (Ferrari et al 2024), usando el perfil completo de lípidos individuales y el perfil de lípidos agrupados en categorías químicas (cadena lineal, ramificados, hidroxilados, mono- y poli-insaturados, metilados, cíclicos y mixtos); y en categorías taxonómicas de acuerdo a asignaciones establecidas sobre ácidos grasos comunes en ciertos grupos de microorganismos (bacterias Gram positivas, bacterias Gram negativas, actinomicetes, micorrizas arbusculares y hongos saprófitos).

438

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Primera cosecha (9 días post siembra):

Las plantas de soja mostraron un crecimiento sin diferencias significativas en los pesos secos, ninguna planta tenía nódulos a los 9 días. El análisis multivariado discriminante, en base a lípidos individuales, ya muestra (Figura 1) en forma temprana perfiles de lípidos distintos para el suelo *bulk* y para el suelo rizosférico. Los tratamientos que se separaron en las muestras *bulk* fueron **P** y **B**, ambos caracterizados por baja riqueza (número total de ácidos grasos) y diversidad (calculada mediante un índice tipo Shannon-Wiener) de los ácidos grasos. En el suelo rizosférico, la separación entre tratamientos fue menos evidente.

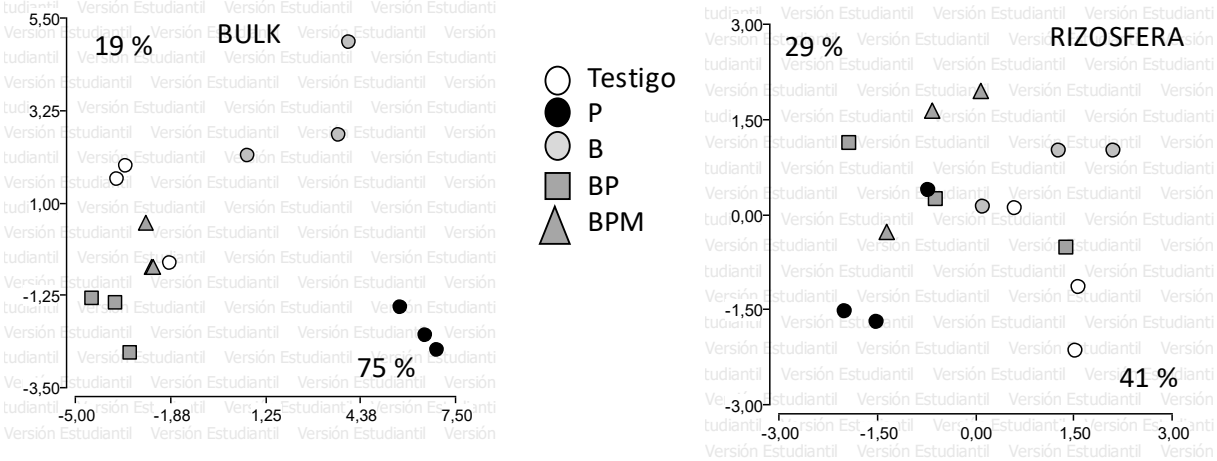


Figura 1. Análisis discriminante de lípidos individuales de muestras de suelo *bulk* (izquierda) y de suelo rizosférico (derecha), en la cosecha a los 9 días (Tratamientos: P: polifenol; B: *Bradyrhizobium*, BP: polifenol + *Bradyrhizobium*; BPM: polifenol + *Bradyrhizobium* + micorriza).

Cuando los lípidos se agruparon en categorías taxonómicas, el tratamiento **BPM**, que contiene esporas de *Glomus* sp., mostró en el suelo *bulk* (Fig 2) una fuerte asociación con el ácido graso *16.1 w5c*, reconocido marcador de micorrizas arbusculares (Zelles, 1999). Este marcador fue probado antes en experimentos con la técnica de fosfolípidos (Larsen y Bodker, 2001; Ferrari et al, 2014), pero no con la técnica WSFA. En cambio, en el perfil de suelo rizosférico en este trabajo, no se observó tal asociación, lo que sugiere que en solo 9 días no habrían llegado a infectarse las raíces con los hongos micorrícicos del inoculante. Se han reportado tantos efectos positivos como negativos del agregado de polifenoles sobre la micorrización de las plantas (Hattenschwiler and Vitousek, 2000; Adamczyc, 2024), pero en este trabajo solo se confirmó la mejora en el caso de la inoculación múltiple.

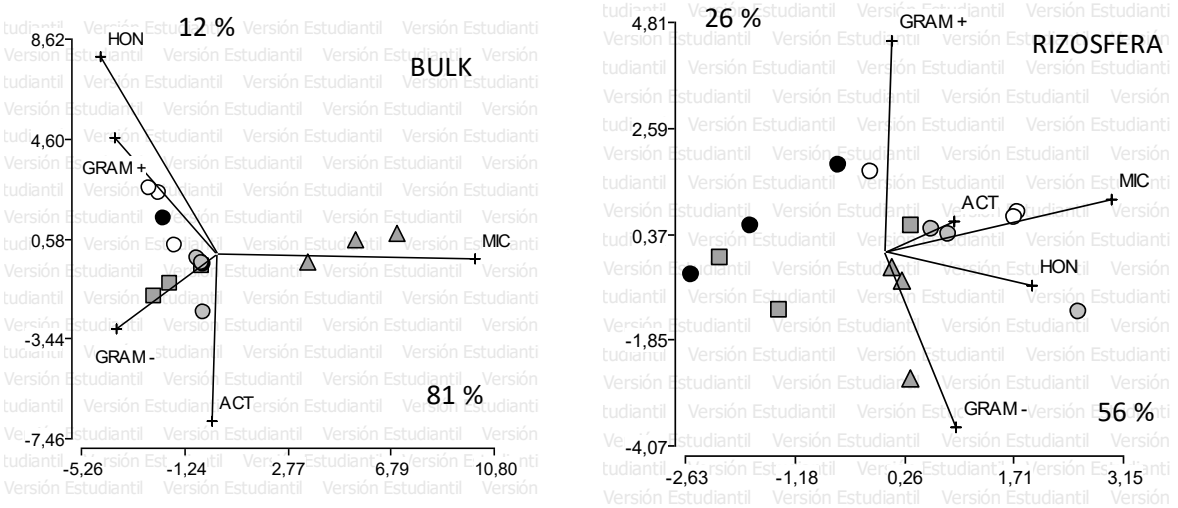


Figura 2. Análisis discriminante (biplot) de lípidos agrupados en categorías taxonómicas, de muestras de suelo *bulk* (izquierda) y de suelo rizosférico (derecha), en la cosecha a los 9 días. (Tratamientos: ver leyenda de figura 1). (Grupos: GRAM -: bacterias Gram negativas; GRAM+: bacterias Gram positivas, ACT: actinomicetes; MIC: micorrizas arbusculares; HON: hongos saprófitos).

El análisis discriminante por grupos químicos, tanto en el suelo *bulk* como en la rizósfera, indica (datos no mostrados) una asociación de los ácidos grasos mono-insaturados con el tratamiento **P**. En experimentos anteriores (Ferrari et al 2018; 2024), este grupo siempre se asoció a sitios pristiños con abundante materia orgánica fresca o lábil. La observación aquí sugiere que los polifenoles indujeron el aumento de materia orgánica fresca al suelo.

Segunda cosecha (30 días):
A los 30 días, las plantas mostraron buen crecimiento y activa nodulación. No hubo diferencias significativas en la biomasa pero si una tendencia a mayor altura de las plantas (dato no mostrado). Así mismo, se encontraron diferencias significativas en la nodulación; se observó que la co-inoculación con polifenoles y ecorrhiza (**BPM**) mejoró la nodulación respecto del tratamiento **B**, de modo que la inoculación con polifenoles y micorrizas estimularon el desarrollo de nódulos.

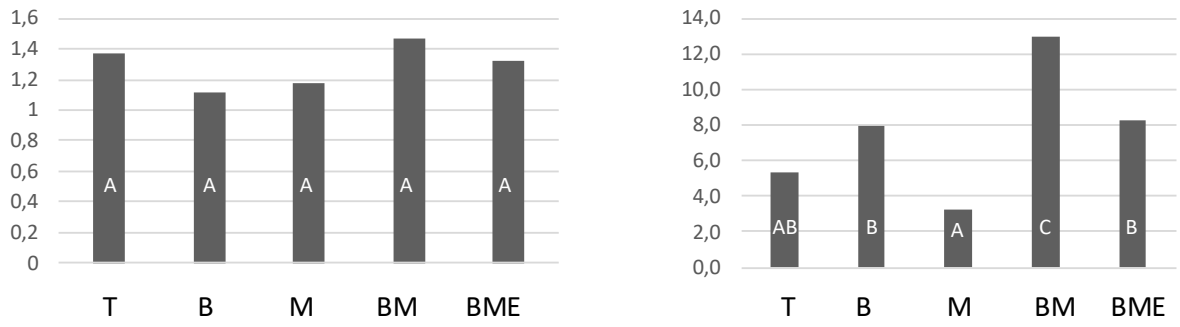


Figura 3: Análisis de varianza del peso seco en mg (izquierda) y del número de nódulos por planta (derecha) de plantas de soja en la cosecha a 30 días (letras diferentes indican diferencia significativa para p=0,05)

El análisis discriminante del suelo rizosférico muestra (figura 4) una clara separación del tratamiento **BPM**, que tuvo mayor riqueza y diversidad de ácidos grasos, y una fuerte asociación con el grupo de micorrizas arbusculares, confirmando lo observado en el suelo *bulk* de la primera cosecha. Se observa un fuerte efecto sinérgico de la triple inoculación **BPM** respecto de la inoculación doble **BP** y de las inoculaciones individuales **P** y **B**.

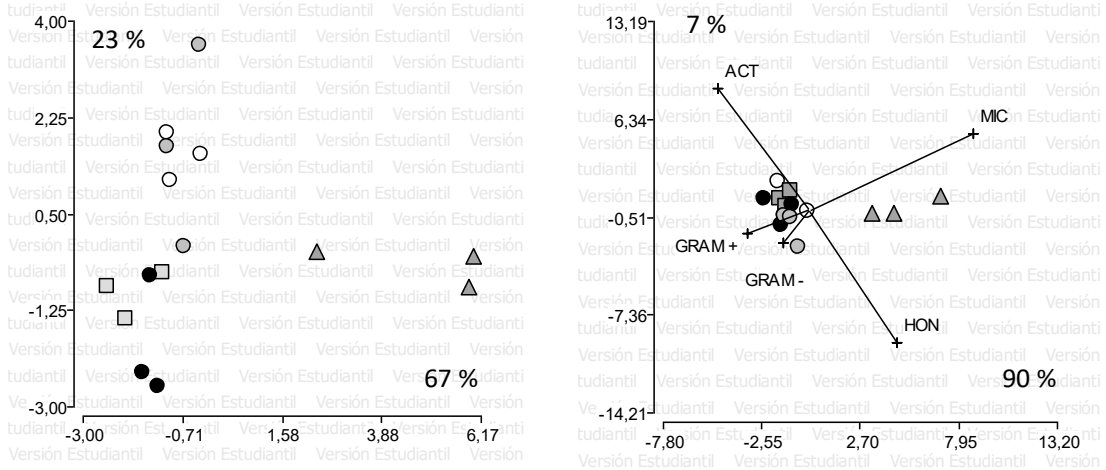


Figura 4. Análisis discriminante de lípidos individuales (izquierda) y de grupos taxonómicos (derecha) de muestras de suelo rizosférico en la cosecha de 30 días. (Tratamientos: ver leyenda de figura 1). (Referencias de los grupos: GRAM-: bacterias Gram negativas; GRAM+: bacterias Gram positivas; ACT: actinomicetes; MIC: micorrizas arbusculares; HON: hongos saprófitos)

El análisis discriminante en base a grupos químicos confirma la separación del tratamiento **BPM**, y también una fuerte asociación entre los ácidos grasos mono-insaturados con los tratamientos **P** y **BP**.

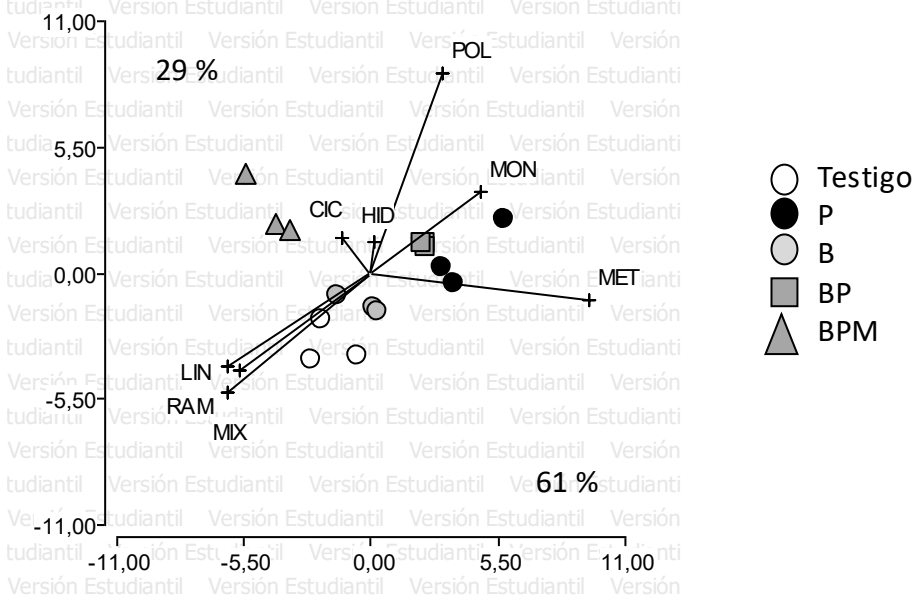


Figura 5. Análisis discriminante de lípidos en grupos químicos en la segunda cosecha (Referencias de los grupos: LIN: lineales; RAM: ramificados; HID: hidroxilados; MON: mono-insaturados; POL: poli-insaturados; MET: metilados, CIC: cíclicos; MIX: mixtos)

CONCLUSIONES

- Solo nueve días después de comenzado el experimento, el perfil de lípidos ya distingue claramente entre el suelo rizosferico y el no rizosferico o *bulk*; donde los distintos tratamientos de semilla modificaron la riqueza y diversidad de los ácidos grasos.
- El agregado de polifenoles determina un cambio de microbioma que genera un ingreso de materia orgánica lábil, sugerido por la asociación con ácidos grasos mono-insaturados.
- El agregado de polifenoles, por sí solo o en combinación con otros bioinsumos, aumento el desarrollo longitudinal de las plantas y no su biomasa, lo que sugiere cambios en la síntesis de ligninas.
- La inoculación múltiple pudo mejorar la nodulación de las plantas de soja, sugiriendo un mejor desarrollo vegetal futuro.
- La co-inoculacion con polifenoles, *Bradyrhizobium* y micorrizas arbusculares mostró fuertes efectos sinérgicos sobre el perfil de lípidos; con indicadores lipídicos que sugieren una mejora en la biofertilidad del suelo. Esto representa un gran potencial de la triple inoculación para el manejo del sistema soja-suelo.
- El ácido graso *16.1w5c* funcionó como un eficiente marcador de micorrizas arbusculares. Esto se explica en cuanto a que la técnica WSFA incluye tanto fosfolípidos como lípidos neutros, que permiten detectar la presencia de hifas activas y esporas, respectivamente.
- La técnica WSFA de análisis de lípidos se muestra como una herramienta muy sensible y eficiente para monitorear cambios en el microboma del suelo y de la planta por manejo de semillas por agregado de sustancias bioestimulantes, allí donde los marcadores químicos tradicionales de calidad no podrían distinguir entre estos diferentes tipos de agregados de bioinsumos.

BIBLIOGRAFÍA

Adamczyk, B. (2024). Tannins and climate change: Are tannins able to stabilize carbon in the soil? Journal of Agricultural and Food Chemistry. Doi.org/10.1021/acs.jafc.4c00703

Ferrari, A. E., Ravnskov, S., Larsen, J., Tønnersen, T., Maronna, R. y Wall, L. G. (2014). Crop rotation and seasonal effects on fatty acid profiles of neutral and phospolipids extracted from no-till agricultural soils. *Soil Use & Management* 31, issue 1, 165-175. doi: 10.1111/sum.12165.

Ferrari, A. E., Ravnskov, S. y Wall, L. G. (2018). Crop rotation in no-till soils modifies the fatty acids signature. *Soil Use & Management* (ISSN 1475-2743) 34: 427-436 (Septiembre). doi 10.1111/sum.12440

Ferrari, A. E., Covelli, J. M. y Wall, L. G. (2024). Whole soil fatty acid lipidic signature discriminates agriculture intensification in no-till systems. *Applied Soil Ecology*, 198, 105382.

Hattenschwiler, S. y Vitousek, P. M. (2000). The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. Tree, 15, 6.

Larsen, J. y Bodker, L. (2001). Interaction between pea-root-inhabiting fungi examined using signature fatty acids. New Phytologist, 149, 487-493.

Zelles, L. (1999). Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterization of microbial communities in the soil. Biology and Fertility of Soils, 29, 111-129.

ESTIMULACIÓN DE LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN EL SUELO DE LAS COLONIAS DE UNA ESPECIE INVASORA

Mancini, M. M.[1*], Moreyra, S.[1], Barrios Garcia, N.[2, 3], Gonzalez Polo, M.[1]

[1]Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medio Ambiente (INIBIOMA) - CONICET - Universidad Nacional del Comahue (CRUB), Quintral 1250 (8400) Bariloche, Argentina; [2]CONICET, CENAC-APN, Fagnano 244 (8400) Bariloche, Argentina; [3]Rubenstein School of Environment and Natural Resources, University of Vermont, Burlington, VT 05405, USA.* miguelmartinmancini@comahue-conicet.gob.ar

RESUMEN: Los microorganismos del suelo están limitados por el C lábil. La remoción de la limitación por C lábil de las comunidades microbianas aumentaría la actividad biológica y/o la biomasa microbiana, generando 'hotspots'. Estudios previos demuestran que los insectos sociales que anidan en el suelo, modifican las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo. Las avispas eusociales invasoras del género *Vespula* presentan un ciclo de vida anual con colonias generalmente subterráneas. La muerte de estas colonias podría constituir una fuente de C lábil y nutrientes, que altere la biomasa microbiana (MB-C) y la actividad enzimática, dejando efectos de legado a lo largo del tiempo. El objetivo de este trabajo fue conocer la magnitud y duración del efecto de legado de las colonias de *Vespula* sobre la biomasa microbiana y la actividad enzimática del suelo a lo largo de un gradiente de precipitación. Para ello se evaluó la magnitud del legado calculando la diferencia entre la MBC y la actividad de 5 enzimas de suelo de Nido - suelo Control, para tres tiempos de incubación y en tres sitios del gradiente. La magnitud del efecto de legado de las variables mensuradas fue significativa para todos los tiempos de incubación y en los tres sitios. Se demuestra que el legado de *Vespula* se mantiene hasta dos años después de la muerte de las colonias, pero estos resultados varían entre los sitios de la invasión, siendo el extremo húmedo el que muestra mayor magnitud de actividad enzimática.

PALABRAS CLAVE: efectos de legado, actividad enzimática, invasión biológica.

INTRODUCCIÓN

Los microorganismos del suelo intervienen en el ciclo de los nutrientes a través de la regulación de los procesos de mineralización de materia orgánica y mantenimiento de los stocks de nutrientes en el suelo. Están limitados por el C lábil y, por lo tanto, permanecen en su mayoría en estado de dormancia (Soong et al., 2019; Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008; Schimel y Weintraub, 2003). Es por ello que la remoción de la limitación por C lábil de las comunidades microbianas aumentaría la actividad y la liberación de exoenzimas a la solución del suelo (activando los microorganismos inactivos en estado de dormancia) y/o la biomasa microbiana (produciendo crecimiento). Dicha remoción generaría lo que se conoce como 'hotspots': pequeños volúmenes de suelo con tasas de actividad microbiana más rápidas e interacciones más intensas en comparación con las condiciones de suelo promedio (Kuzyakov y Blagodatskaya, 2015). Así, la ocurrencia simultánea en tiempo y espacio de numerosos hotspots podría modificar las tasas de los procesos mediados por los microorganismos a escala de ecosistema. Estudios previos demuestran que los insectos sociales que anidan en el suelo, como hormigas y termitas, afectan las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo (Moreyra et al., 2025; Bardgett y Wardle, 2010). Las avispas eusociales *Vespula germanica* y *Vespula vulgaris* presentan un ciclo de vida anual con colonias generalmente subterráneas (Estay et al., 2008). Al final de la temporada, cuando la colonia muere, el material de los nidos (compuesto de celulosa), y la gran cantidad de individuos que forman la colonia, constituyen una fuente de C lábil y nutrientes, que alteran la biomasa microbiana y la actividad enzimática (Moreyra et al., 2025). En definitiva, las colonias muertas de *Vespula* podrían dejar

efectos de legado en el suelo: efectos que persisten durante algún período de tiempo posterior a su eliminación, generando cambios mensurables en las condiciones biológicas, químicas y físicas en el ecosistema receptor (Cuddington, 2011). Por otro lado, ya que el aporte de las colonias muertas de *Vespula* se va degradando a lo largo del tiempo, la duración de este legado biológico podría variar (Moreyra et al., 2025; Albertson et al., 2022; Cuddington, 2011). Asimismo, numerosos estudios reportan un gran potencial de invasión de estos véspidos (Lester y Beggs, 2019; Zhang et al., 2024). Ya que se desconoce si la magnitud de los legados de estos organismos invasores varía con el contexto ambiental, el **objetivo** de este trabajo es conocer la magnitud y duración del efecto de legado de las colonias de *Vespula* sobre la biomasa microbiana y la actividad enzimática del suelo a lo largo de un gradiente de precipitación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para evaluar el efecto de legado de las colonias muertas se marcaron nidos activos de *V. germanica* y *V. vulgaris* en un gradiente dominado por un abrupto aumento de las precipitaciones de este a oeste de 300 a 3000 mm año^{-1}, en una distancia de aproximadamente 100 km (Muñoz, 1985). Se seleccionaron tres sitios representativos: estepa arbustiva graminosa (41°05' S - 71°08' O); ecotono (41°07' S - 71°27' O); y bosque húmedo (41°03´ S - 71°31´ O).

Se recolectaron 36 muestras de suelo pareadas: suelo en el sitio donde se encontraba la colonia, y suelo sin su influencia (control) a 1,5 m del túnel de ingreso. Dieciséis muestras pareadas se recolectaron después de 8 meses de la muerte de la colonia, diez muestras pareadas después de 16 meses de la muerte de la colonia, y diez muestras pareadas después de 24 meses de la muerte de la colonia.

En cada muestra se analizó la biomasa microbiana mediante la técnica de fumigación-extracción (Vance et al., 1987), basada en liberación de C que se produce por la muerte de los microorganismos por la fumigación con cloroformo. También se analizó la actividad enzimática relacionada con la obtención de C (β-glucosidasa [sustrato celulosa] y fenol oxidasa [sustrato compuestos policíclicos]), de N (leucina-aminopeptidasa [sustrato proteínas y péptidos] y N-acetil-glucosaminidasa [sustrato quitina]) y P (fosfatasa ácida) por métodos colorimétricos (Sinsabaugh et al., 1999).

La magnitud del legado se evaluó calculando la diferencia entre Nido- Control, ya que es necesario estandarizar las variables debido a las grandes diferencias en actividad biológica a lo largo del gradiente.

Los análisis estadísticos se realizaron usando el software R (R Core Team, 2022). Se construyó el mejor modelo por LRT mediante transformación logarítmica. Se realizó un ANOVA de dos vías, con tiempos de incubación (8 meses, 16 meses y 24 meses) y sitios (bosque, ecotono y estepa) como factores, a fin de evaluar la respuesta de las variables biomasa microbiana y actividad de las cinco enzimas. Si se encontraban diferencias significativas entre los grupos, se realizaron tests post-hoc.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En primer lugar, la actividad y biomasa microbiana fue significativamente mayor en el suelo influenciado por las colonias en comparación con el control, en todos los tiempos de incubación y en todos los sitios. La Figura 1 sirve a modo de ejemplo (se evalúa como variable respuesta el logaritmo de la biomasa microbiana, en la estepa, a 24 meses de incubación).

La actividad enzimática es considerablemente superior en las colonias respecto a los controles, es decir, la magnitud del legado es positiva. En particular, la actividad fosfatasa es mayor que la actividad de las otras enzimas (Figura 2). Los costos de producción de enzimas incluyen la energía metabólica requerida para la síntesis y excreción de proteínas, así como el contenido de C y nutrientes de las propias enzimas (Allison et al., 2010). Es por ello que las colonias, al levantar la limitación por C lábil, permiten que la comunidad microbiana invierta en la producción enzimática, por ejemplo, en la producción de fosfatasa. Además, el suelo asociado a las colonias presenta altas concentraciones de P, probablemente derivadas de la

descomposición de los cuerpos de las avispas. En suelos de origen volcánico con alta capacidad de retención de fosfato, como los encontrados en el área de estudio, la acción de las fosfatasas cumple un rol fundamental, contribuyendo con la disponibilidad de P.

Las principales diferencias en la magnitud del efecto de las colonias sobre la actividad enzimática entre los tiempos de incubación para cada sitio se dan en la estepa, entre los 8 y los 24 meses, donde la señal disminuye con el tiempo (Figura 2). Esto se puede explicar porque la disponibilidad de C lábil es acotada en el tiempo: el input de nutrientes sería un pulso más acentuado porque hay menos contribución de C lábil desde otras fuentes, es decir, hay mayor magnitud del legado. A su vez, la baja humedad del sitio podría determinar que el efecto dure menos, porque es menor el espacio activo disponible para la actividad de las exoenzimas (un espacio en que las condiciones del sustrato, pH y contenido de agua sea adecuado para la supervivencia de la microbiota del suelo) (Nannipieri et al., 1983).

Si comparamos los efectos entre los sitios para cada tiempo de incubación, encontramos que a los 24 meses el bosque y la estepa son más distintos que en las otras fechas (Figura 2). Misma tendencia encontramos a los 24 meses entre el ecotono y la estepa (Figura 2). Estos resultados muestran que el efecto de legado en la actividad enzimática entre los sitios se mantiene a largo plazo. A su vez, este efecto se diferencia entre sitios, el extremo húmedo representado por el bosque exhibe las magnitudes de actividades enzimáticas más elevadas (Figura 2). Este efecto diferencial estaría indicando que las actividades de las enzimas evaluadas son mayores mientras más húmedad haya en el suelo.

Resulta intrigante que no se hayan encontrado diferencias significativas en la magnitud del efecto en MBC entre tiempos de incubación ni entre sitios. No obstante, los nidos sí tienen un efecto diferencial sobre la magnitud de la MBC a corto y largo plazo, y en los tres sitios de análisis (Figura 1). La biomasa microbiana constituye una fracción reducida de la materia orgánica del suelo, representando menos del 5 % del total (Dalal, 1998). No obstante, esta fracción desempeña un rol clave en los procesos de transformación del carbono (C), cuyo crecimiento microbiano se encuentra limitado por la disponibilidad de C lábil y por la eficiencia de uso del C asociada a cada sustrato (Soong et al., 2019). Asimismo, la remoción de la limitación de C lábil podría inducir no solo incrementos en la biomasa microbiana, sino también modificaciones en la asignación de recursos hacia la producción de enzimas extracelulares. Sin embargo, los resultados observados podrían estar influenciados por aspectos metodológicos, ya que el método de fumigación-extracción no distingue entre MBC activa y MBC en estado de dormancia.

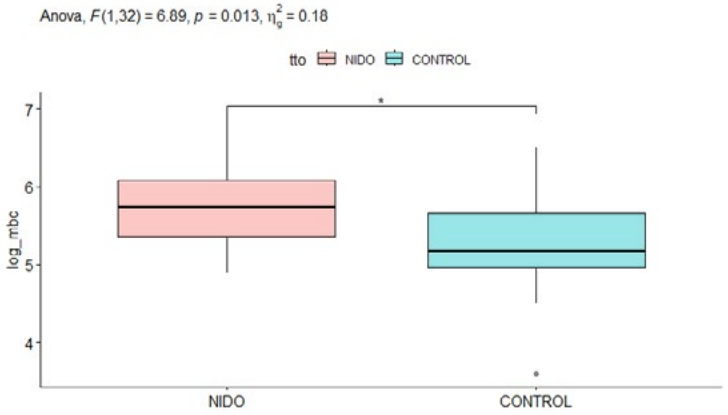


Figura 1. Logaritmo de biomasa microbiana en función del tratamiento Nido vs. Control, en el sitio Estepa, a 24 meses de incubación. Los valores quedan expresados como media aritmética ± SE., $p < 0.05$.

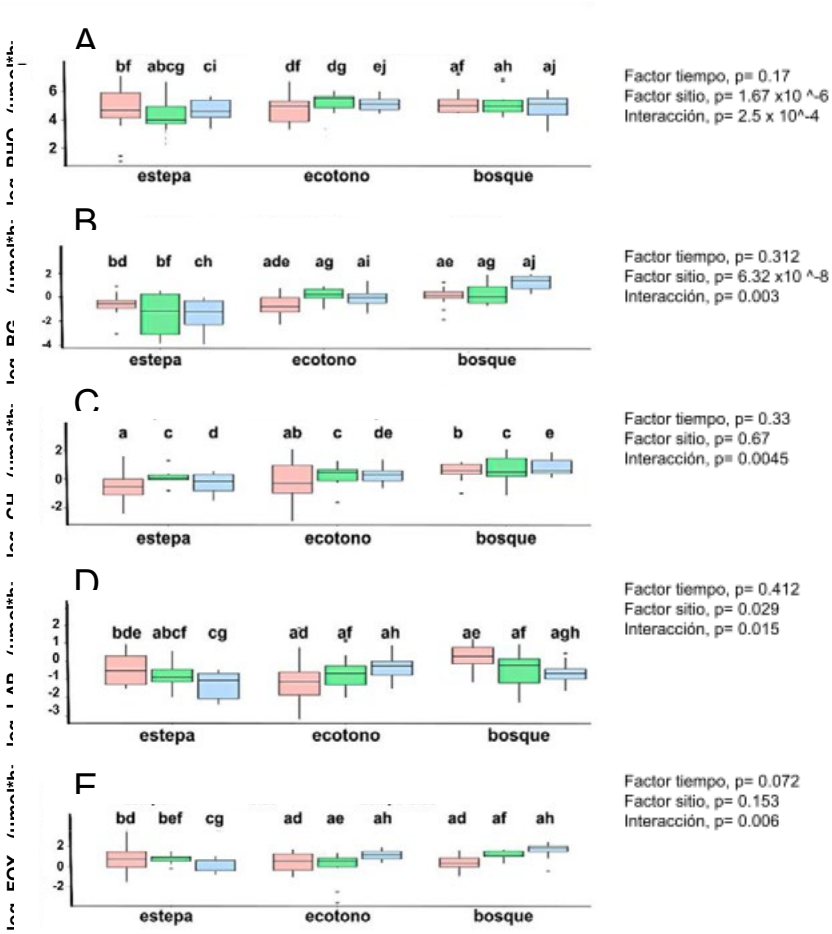


Figura 2. Logaritmo de actividad enzimática (µmol*h^{-1}*g) en función del sitio y el tiempo de incubación. (A) fosfatasa, (B) β-glucosidasa, (C) quitinasa, (D) leucoaminopeptidasa, (E) fenoloxidasa. Referencias: rojo para 8 meses de incubación, verde para 16 meses de incubación, y azul para 24 meses de incubación. Letras diferentes indican diferencias entre los grupos. Los valores quedan expresados como media aritmética ± SE., *p < 0.05.

CONCLUSIONES

Este trabajo aporta nueva evidencia sobre los impactos de las especies invasoras, en particular, muestra efectos de legado de especies invasoras animales en propiedades ecosistémicas del suelo. Este trabajo, en línea con los resultados de Moreyra et al. (2025), demuestra que el legado de *Vespula* se mantiene hasta dos años después de la muerte de las colonias. Dado que el aporte de las colonias a la MBC y a la actividad biológica del suelo es significativo y duradero, las mismas pueden considerarse hotspots. Estos resultados no son homogéneos en todos los sitios de la invasión, por el contrario, la magnitud del aporte de C lábil de las colonias al suelo depende de las características del sitio. En particular, la magnitud del legado es mayor en el bosque que en los otros sitios. Este resultado es relevante, ya que si bien, la limitación por C lábil en la estepa es mayor, las condiciones del sustrato en el bosque, i.e. mayor húmedad, permiten mayor descomposición de las colonias.

BIBLIOGRAFÍA

Albertson, L. K., Sklar, L. S., Tumolo, B. B., Cross, W. F., Collins, S. F. y Woods, H. A. (2022). The ghosts of ecosystem engineers: Legacy effects of biogenic modifications. *Functional Ecology*, *38*(1), 52-72.

Allison, S. D., Weintraub, M. N., Gartner, T. B. y Waldrop, M. P. (2010). Evolutionary-economic principles as regulators of soil enzyme production and ecosystem function. In: Shukla, G., y Varma, A. (Eds.), *Soil Enzymology* (pp. 229-243). Springer-Verlag, Berlin.

Bardgett, R. D. y Wardle, D. A. (2010). *Aboveground-belowground linkages: biotic interactions, ecosystem processes, and global change*. Oxford University Press, Oxford.

Blagodatskaya, E. y Kuzyakov, Y. (2008). Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. *Biology and Fertility of Soils, 45***,** 115–131.

Cuddington, K. (2011). Legacy effects: the persistent impact of ecological interactions. *Biological Theory*, *6*(3), 203-210.

Dalal, R. C. (1998). Soil microbial biomass—what do the numbers really mean? *Australian Journal of experimental agriculture*, *38*(7), 649-665.

Estay, P. P., Ripa, R. S., Gerding, M. P., Araya, J. C. y Curkovic, T. S. (2008). Manejo integrado de la avispa chaqueta amarilla *Vespula germanica* (Fabricius) (Hymenoptera: Vespidae). *Boletín INIA*, *174*, 1-74.

Kuzyakov, Y. y Blagodatskaya, E. (2015). Microbial hotspots and hot moments in soil: concept y review. *Soil Biology and Biochemistry*, *83*, 184-199.

Lester, P. J. y Beggs, J. R. (2019). Invasion success and management strategies for social *Vespula* wasps. *Annual review of entomology*, *64*, 51-71.

Moreyra, S., Gonzalez-Polo, M. y Barrios-Garcia, M. N. (2025). Afterlife effects of invasive wasp nests on ecosystem functioning. *Ecology* 106(7): e70140.

Muñoz, E. (1985). Relevamiento integrado de los recursos naturales de la provincia de Río Negro. *Comunicación Técnica N° 14, Agrometeorología*. INTA, EEA Bariloche.

Nannipieri, P., Muccini, L. y Ciardi, C. (1983). Microbial biomass and enzyme activities: production and persistence. *Soil biology and biochemistry*, *15*(6), 679-685.

Schimel, J. P. y Weintraub, M. N. (2003). The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry*, *35*(4), 549-563.

Sinsabaugh, R. L., Klug, M. J. y Yeager, P.E. (1999). Characterizing Soil Microbial. *Standard soil methods for long-term ecological research*, 318.

Soong, J. L., Fuchslueger, L., Marañon-Jimenez, S., Torn, M. S., Janssens, I. A., Penuelas, J. y Richter, A. (2019). Microbial carbon limitation: the need for integrating microorganisms into our understanding of ecosystem carbon cycling. *Global change biology*, *26*(4), 1953-1961.

Vance, E. D., Brookes, P. C. y Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry, 19*, 703-707.

Zhang, X., Nie, P., Hu, X. y Feng, J. (2024). Future Range Expansions of Invasive Wasps Suggest Their Increasing Impacts on Global Apiculture. Insects, 15(7), 1–17. https://doi.org/10.3390/insects15070546

COMPOSICIÓN BACTERIANA DEL SUELO FRENTE A ESTRATEGIAS DE MANEJO ORIENTADAS A REDUCIR FITOSANITARIOS

Molina, C.[1*], Frasier, I.[1, 2], Montoya, J. C.[3]

[1] Instituto de Suelos, Centro de Investigación de Recursos Naturales, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Hurlingham, Buenos Aires, Argentina; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [3] Estación Experimental Agropecuaria "Ing. Agr. Guillermo Covas" Anguil, INTA La Pampa, Argentina;
[*] molina.catalina@inta.gob.ar

RESUMEN: La intensificación del uso de fitosanitarios genera impactos productivos, ambientales y socioeconómicos que impulsan la necesidad de alternativas de manejo más sostenibles. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cambio en el sistema de manejo de los cultivos para la reducción del uso de fitosanitarios sobre la salud del suelo, focalizándonos en la diversidad y composición de la comunidad bacteriana. El estudio se realizó en dos módulos de co-innovación durante cinco años de efectos acumulados, en provincia de Buenos Aires, con 3 repeticiones por tratamiento en cada sitio de estudio. Se amplificó y secuenció la región V4 del gen 16S rRNA para la identificación de variantes de secuencia de amplicón (ASV). Las secuencias crudas fueron procesadas utilizando el flujo de trabajo DADA2 junto con la aplicación de un enfoque analítico avanzado, que modela explícitamente la estructura de ceros en los datos de secuenciación, y posteriormente un análisis de diversidad diferencial. Esto permitió discernir un patrón de respuesta más sutil y biológicamente relevante. Este método identificó un núcleo de taxones significativos que responden de manera diferencial al manejo (~36-48% de la comunidad total), contribuyendo de forma sustancial a la divergencia en la composición microbiana entre tratamientos. El análisis clásico de diversidad reveló que la estructura comunitaria general y la riqueza específica a nivel de toda la comunidad se mantuvieron estables y predominantemente estructuradas por el sitio de estudio, evidenciando la resiliencia inherente del microbioma edáfico. El tratamiento MU modificó la composición bacteriana del suelo mediante la aparición, desaparición y cambios significativos en la abundancia relativa de múltiples géneros. Los hallazgos de este estudio demuestran que la menor carga de fitosanitarios en sistemas agrícolas de la región subhúmeda pampeana ejerce una influencia significativa y selectiva sobre la microbiota del suelo.

PALABRAS CLAVE: microbiota edáfica, diversidad, manejo.

448

INTRODUCCIÓN

La intensificación en el uso de fitosanitarios en los sistemas agrícolas genera impactos agronómicos, económicos, ambientales y socio-comerciales interconectados. En el plano productivo, se ha documentado la expansión de malezas resistentes, lo que incrementa la frecuencia de aplicaciones, eleva los costos y reduce la eficiencia del manejo químico tradicional (Oreja et al., 2024). Ambientalmente, se evidencia una contaminación multisistémica, con reportes de principios activos en cursos de agua, agua de consumo, suelos e, incluso, en material particulado atmosférico (PM10), que actúa como vector de transporte, demostrando la persistencia y movilidad de estos compuestos (Aparicio y De Gerónimo, 2024). Estas presiones derivan, a su vez, en conflictos sociales por restricciones locales y en riesgos comerciales asociados al incumplimiento de límites máximos de residuos. Frente a este escenario, surge como alternativa la implementación de estrategias integradas

para la reducción del uso de fitosanitarios, que combinen manejo integrado de plagas, rotaciones diversificadas, cultivos de cobertura y tecnologías de precisión. Si bien estas estrategias han demostrado eficacia en el ahorro químico y económico, existe un vacío de conocimiento respecto a su impacto en indicadores fundamentales de la salud del suelo que subyacen a la productividad de largo plazo (Zhang et al., 2025). En particular, la microbiota del suelo, y específicamente las comunidades bacterianas, son sensibles a los disturbios y constituyen un indicador temprano de cambios en la calidad del suelo. El objetivo general de este trabajo fue evaluar el efecto del cambio en el sistema de manejo de los cultivos para la reducción del uso de fitosanitarios sobre la salud del suelo, focalizándonos en la diversidad y composición de la comunidad bacteriana en dos sitios piloto de la región subhúmeda pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio y diseño experimental: El estudio se realizó en dos módulos de larga duración establecidos en 2018, ubicados en las localidades de 30 de Agosto (sitio EC) y Mari Lauquen (sitio NC), provincia de Buenos Aires. Los tratamientos evaluados, con cinco años de efectos acumulados, consistieron en rotaciones maíz–soja con cultivos de cobertura (centeno + vicia) bajo dos manejos fitosanitarios contrastantes: manejo clásico (CLÁSICO) y manejo con uso mínimo de fitosanitarios (MU), en un diseño en franjas con tres repeticiones. El programa MU se implementó como una estrategia integral destinada a reducir la presión química sobre el agroecosistema, combinando manejo integrado de plagas, rotaciones diversificadas y cultivos de cobertura, ajustes agronómicos (fecha de siembra, densidad y espaciamiento), uso de cultivares resistentes y priorización de fitosanitarios de banda verde.

Muestreo y procesamiento: A fines de la primavera del 2023, se recolectaron muestras de suelo asociado a rizosfera (0-10 cm) siguiendo una transecta en zigzag de 15-30 m, obteniéndose dos muestras compuestas a partir de 10 submuestras en cada franja, totalizando 6 repeticiones por tratamiento en cada sitio de estudio. Las muestras de suelo se conservaron a -80 °C hasta su análisis.

Extracción y procesamiento de datos: El ADN se extrajo con DNeasy PowerSoil Pro (QIAGEN) y se amplificó la región V4 del 16S rRNA para identificar variantes de secuencia de amplicón (ASV). Las secuencias crudas fueron procesadas con DADA2 (Callahan et al., 2016), aplicando filtros de calidad y recortes (error máximo esperado = 2; truncLen forward/reverse = 224/220 pb). Se obtuvo una tabla de abundancias de ASVs de alta resolución (NC: 19.881 ASVs; EC: 19.760 ASVs), y la taxonomía se asignó con SILVA v138.2 (Chuvochina et al., 2025). Los datos fueron integrados en un objeto phyloseq v1.52.0 en R v4.5.1. para la construcción de matrices de abundancia, taxonomía y metadatos experimentales.

Análisis estadísticos: Se empleó un enfoque en dos etapas: primero ZINB-WaVE (Zero-Inflated Negative Binomial) se utilizó para modelar explícitamente la estructura de ceros de las tablas de abundancias, permitiendo distinguir entre ceros biológicos (ausencias reales en los conteos) y ceros técnicos (Abegaz et al., 2024). a continuación, análisis de abundancia diferencial con DESeq2 por sitio (~Tratamiento), discriminando ASVs con presencia/ausencia influida por ceros de aquellas con cambios en abundancia relativa ($p < 0.05$). Las ASVs diferenciales se visualizaron por filo y género. Se calcularon índices de α-diversidad (Shannon) y se compararon entre tratamientos y sitios mediante t-test o Wilcoxon según supuestos; Las contribuciones a la diversidad β se evaluaron mediante pruebas de Mantel (999 permutaciones) y análisis de Procrustes, comparando las disimilitudes de Bray–Curtis de subconjuntos específicos con la matriz completa de la comunidad. Adicionalmente, la β-diversidad se analizó mediante distancias Bray–Curtis y PERMANOVA para determinar diferencias en la composición microbiana entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cambios en la diversidad de bacterias en respuesta al manejo

Los datos de abundancia microbiana suelen ser desafiantes de analizar debido a la presencia de taxones no detectados en determinados grupos o muestras, lo que se traduce en abundantes ceros en los conteos. Esta estructura, frecuente en datos de microbiomas, no es

manejada adecuadamente por los métodos estadísticos tradicionales, y en algunos casos, conduce a la exclusión de taxones ausentes en uno de los tratamientos, generando posibles sesgos en la interpretación (Kaul et al., 2017). El enfoque analítico avanzado aplicado en este estudio permitió superar estas limitaciones, diferenciando taxones con cambios significativos en respuesta a los tratamientos y taxones estables o redundantes, resultando en un análisis de abundancia diferencial más sensible y robusto. La diversidad α estimada mediante el índice de Shannon, que integra tanto la abundancia como la distribución de los taxones, mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en ambos sitios para el grupo de taxones significativos (Fig. 1). En NC, los valores promedio fueron 3.5 para el tratamiento CLÁSICO y 3.7 para MU ($p = 0.01$), mientras que en EC fueron 4.3 para CLÁSICO y 4.9 para MU ($p < 0.0001$). Estos resultados indican que el mínimo uso de herbicidas (MU) favoreció un incremento en la diversidad para un subconjunto de taxones sensibles al manejo, mientras que los taxones estables conservaron su diversidad con valores similares entre tratamientos evidenciando una estructura basal de la comunidad resistente y resiliente frente a perturbaciones (Allison y Martiny, 2008). En contraste, el análisis tradicional basado en la comunidad completa no detectó diferencias asociadas al manejo en los índices de diversidad α (Fig. 1). Este resultado evidencia la pérdida de potencia analítica del enfoque tradicional, en el que al considerar la comunidad global se diluyen los cambios en abundancia de ASVs sensibles al manejo llevando a la conclusión errónea de que no hubo variaciones apreciables en la comunidad microbiana tras cinco años de efectos acumulados. Es decir, el comportamiento estable de los taxones dominantes reduce la capacidad de detectar cambios reales.

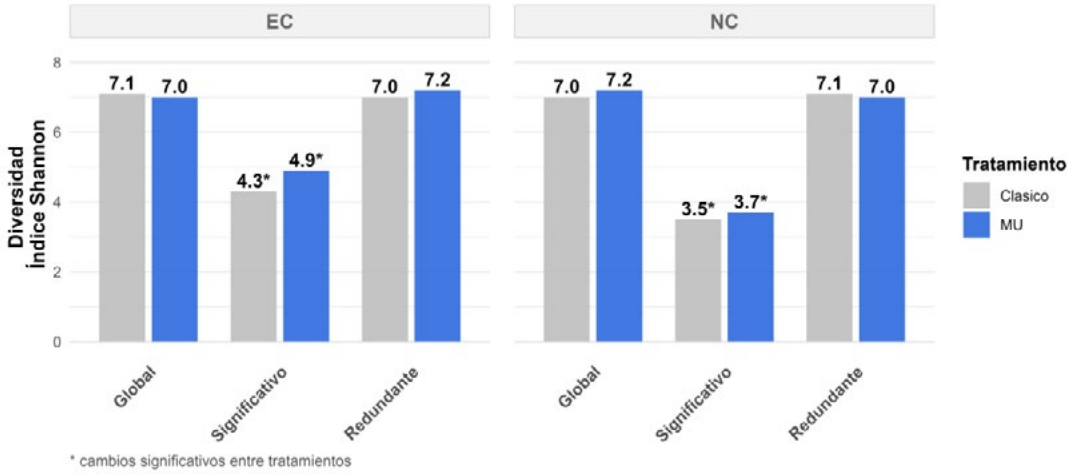


Figura 1. Cambios en la diversidad α (índice de Shannon) asociados al manejo (MU vs CLASICO) con diferentes abordajes.

De manera complementaria, con el enfoque aplicado en este trabajo, la diversidad β, que refleja los cambios en la estructura de la comunidad entre grupos, reveló diferencias significativas en los tratamientos CLÁSICO y MU en ambos sitios (Fig. 2). La descomposición de la β-diversidad en sus componentes ecológicos reveló que los taxones redundantes explicaron la mayor parte de la estructura general de la comunidad (63.8% en NC y 51.6% en EC), reflejando la arquitectura estable y compartida del microbioma (Louca et al., 2016). Por su parte, el conjunto de taxones significativos, los cuales, representan una fracción menor de la comunidad total, contribuyeron de forma sustancial a la divergencia en la composición microbiana entre tratamientos, siendo el 36.2% en NC mientras que en EC ese porcentaje aumenta a 48.4%. La presencia de este componente sensible es coherente con la evidencia de que ciertos grupos bacterianos responden rápidamente a cambios en el uso del suelo o perturbaciones (Graham et al., 2016).

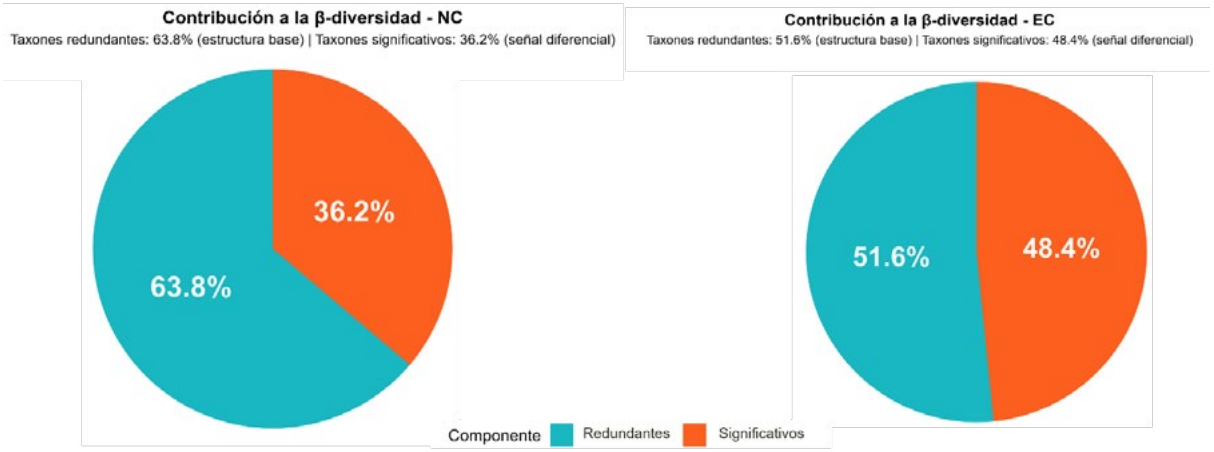


Figura 2. Contribución a la β-diversidad entre los sitios NC y EC. En celeste se grafican los taxones redundantes, mientras que en naranja aquellos que presentaron diferencias significativas entre los tratamientos MU y Clásico.

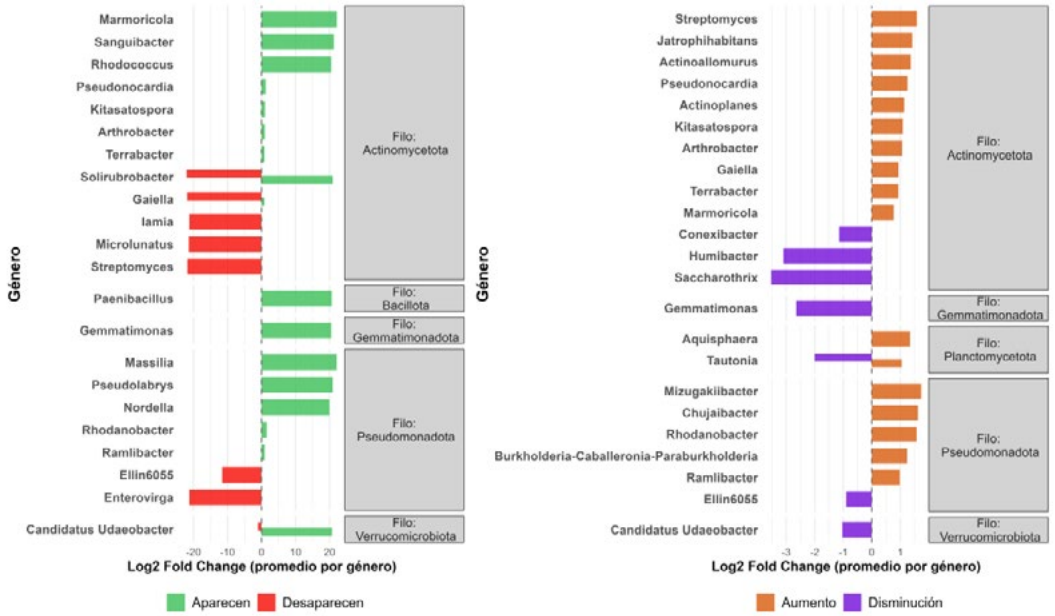


Figura 3. Taxones diferenciales entre ambos tratamientos ($p < 0.05$) para el sitio NC. Verde: taxones que aparecen en MU; rojo: taxones que desaparecen en MU; naranja: aumentan en MU; violeta: disminuyen en MU.

Cambios en la composición de la comunidad de bacterias en respuesta al manejo

El enfoque abordado en este trabajo permitió identificar un conjunto de taxones significativamente afectados por los tratamientos, organizados en dos categorías analíticas: (i) taxones cuya presencia/ausencia difiere entre tratamientos y (ii) taxones presentes en ambos grupos, pero cuya abundancia relativa aumenta o disminuye significativamente. En NC se identificaron 17 géneros que aparecen exclusivamente en MU, 8 que desaparecen, 17 que aumentan su abundancia relativa y 7 que disminuyen (Fig. 3). En EC, se observó mayor variación en los taxones afectados, siendo 86 los géneros que aparecieron bajo MU, 8 que se perdieron, 37 que se enriquecieron y 9 los empobrecidos (Fig. 4). La detección de estos taxones significativos, particularmente aquellos cuya presencia/ausencia o variación en abundancia explicó casi la mitad de la β-diversidad, sugiere que actúan como reguladores sensibles del sistema o potenciales bioindicadores de cambios en la salud edáfica. Este comportamiento coincide con estudios que muestran que ciertos grupos bacterianos responden rápidamente a perturbaciones, mientras que otros conforman un núcleo más estable que sostiene la estructura funcional del microbioma del suelo (Delgado-Baquerizo et

al., 2018). En ambos sitios y categorías, *Actinomycetota* dominó la composición bacteriana, seguido por *Pseudomonadota*, un patrón ampliamente reportado para suelos de diversos ecosistemas. Otros filos, como *Acidobacteriota, Bacillota, Chloroflexota, Planctomycetota* y *Verrucomicrobiota*, se detectaron en proporciones menores, lo cual es consistente con estudios globales que describen su presencia moderada a baja en comunidades edáficas (Kielak et al., 2016). Además, en el sitio EC, la categoría (i) fue la única en la que se registraron cambios en cinco géneros del filo *Bacteroidota* (Fig. 4), lo cual podría reflejar una mayor sensibilidad de este grupo a la reducción de herbicidas.

Cabe destacar que los valores de cambio alcanzados en la categoría (i), correspondiente a taxones presentes en un tratamiento, pero ausentes en el otro, fueron extremas ($\log_2 \approx 20$ o –20). Estas estimaciones no representan cambios biológicos reales, sino artefactos matemáticos derivados de la transformación logarítmica ante la presencia de ceros, un comportamiento típico en datos de microbiomas (Kaul et al., 2017). Por el contrario, los taxones de la categoría (ii), detectados en ambos tratamientos, exhibieron cambios de menor magnitud (entre $\log_2$ 3 y –3 dependiendo de si aumentan o disminuyen las abundancias con MU), reflejando variaciones genuinas en abundancia relativa.

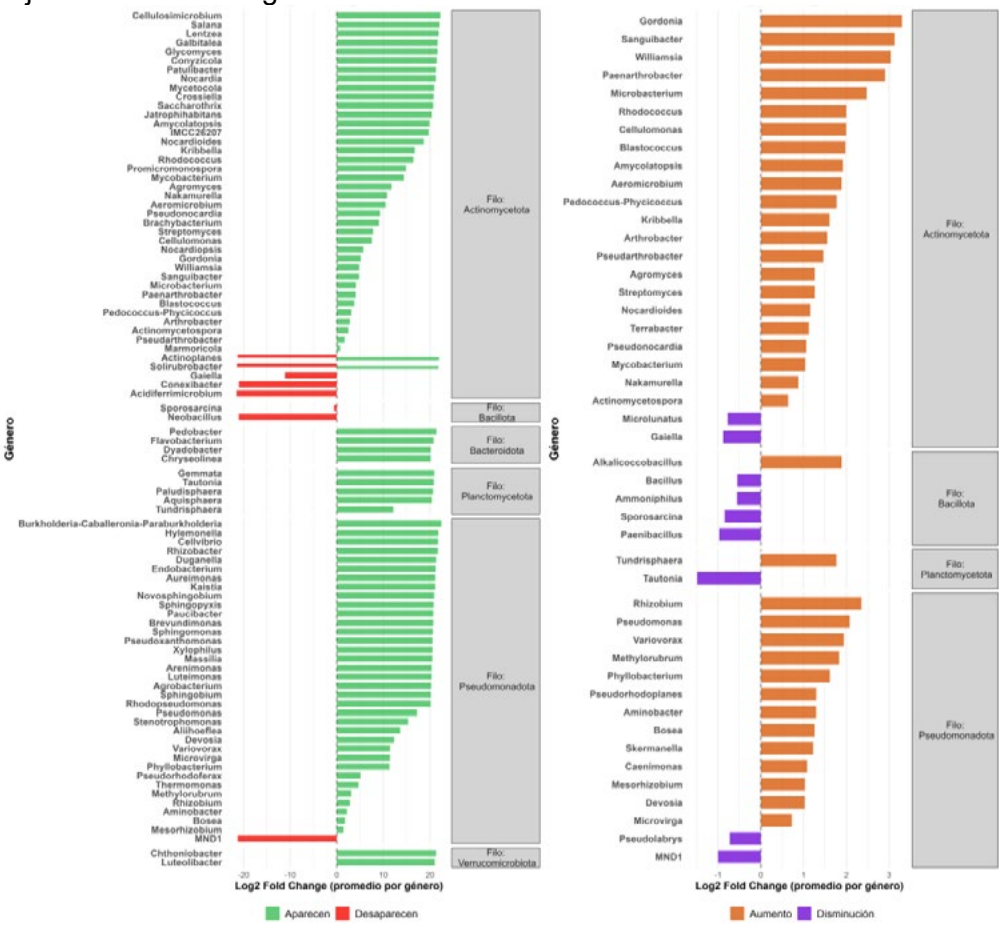


Figura 4. Taxones diferenciales entre ambos tratamientos ($p < 0.05$) para el sitio EC. Verde: taxones que aparecen en MU; rojo: taxones que desaparecen en MU; naranja: aumentan en MU; violeta: disminuyen en MU.

Estos resultados demuestran que el uso de un enfoque analítico capaz de manejar la inflación de ceros permite distinguir con mayor precisión los cambios atribuibles al manejo. La separación entre taxones estables y taxones sensibles reveló patrones que el análisis tradicional no detectaba, proporcionando una representación más fiel de la dinámica microbiana bajo MU. Así, esta aproximación ofrece una herramienta robusta para evaluar respuestas en el microbioma en sistemas agrícolas con cambios graduales en el manejo.

CONCLUSIONES

La implementación de estrategias de reducción de fitosanitarios y, por ende, cambios en los sistemas de cultivo a mediano plazo (5 años) promueve un redireccionamiento en la composición de la comunidad bacteriana del suelo, sin comprometer la diversidad microbiana global. Estos cambios selectivos sugieren el potencial del MU para fomentar un estado microbiológico diferenciado, lo que podría tener implicancias profundas en la funcionalidad, la resiliencia y la salud del suelo en el largo plazo. En conjunto, los resultados de este trabajo sustentan un modelo de respuesta dual de la microbiota: una estabilidad estructural general mediada por taxones redundantes que confieren robustez al ecosistema, coexistiendo con cambios específicos en un conjunto de taxones sensibles que actúan como bioindicadores de la perturbación.

BIBLIOGRAFÍA

Abegaz, F., Abedini, D., White, F., Guerrieri, A., *et al.* y Smilde, A. K. (2024). A strategy for differential abundance analysis of sparse microbiome data with group-wise structured zeros. *Scientific Reports 2024 14:1*, *14*(1), 1–16. https://doi.org/10.1038/s41598-024-62437-w

Allison, S. D., y Martiny, J. B. H. (2008). Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *105*(SUPPL. 1), 11512–11519. https://doi.org/10.1073/PNAS.0801925105/SUPPL_FILE/0801925105SI.PDF

Aparicio, V., y De Gerónimo, E. (2024). Pesticide pollution in argentine drinking water: A call to ensure safe access. *Environmental Challenges*, *14*, 100808. https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2023.100808

Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., y Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods 2016 13:7*, *13*(7), 581–583. https://doi.org/10.1038/nmeth.3869

Chuvochina, M., Gerken, J., Frentrup, M., Sandikci, Y., Goldmann, R., Freese, H. M., Göker, M., Sikorski, J., Yarza, P., Quast, C., Peplies, J., Glöckner, F. O., y Reimer, L. C. (2025). SILVA in 2026: a global core biodata resource for rRNA within the DSMZ digital diversity. *Nucleic Acids Research*, *1*(1256879), 13–14. https://doi.org/10.1093/NAR/GKAF1247

Delgado-Baquerizo, M., Oliverio, A. M., Brewer, T. E., *et al.*y Fierer, N. (2018). A global atlas of the dominant bacteria found in soil. *Science*, *359*(6373), 320–325. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAP9516/SUPPL_FILE/AAP9516_TABLE_S1_V2.XLSX

Graham, E. B., Knelman, J. E., Schindlbacher, A., Siciliano, S., Breulmann, M., Yannarell, A., Beman, J. M., Abell, G., *et al.,* Nemergut, D. R. (2016). Microbes as engines of ecosystem function: When does community structure enhance predictions of ecosystem processes? *Frontiers in Microbiology*, *7*(FEB), 181167. https://doi.org/10.3389/FMICB.2016.00214/BIBTEX

Kaul, A., Mandal, S., Davidov, O., y Peddada, S. D. (2017). Analysis of microbiome data in the presence of excess zeros. *Frontiers in Microbiology*, *8*(NOV), 283205. https://doi.org/10.3389/FMICB.2017.02114/BIBTEX

Kielak, A. M., Barreto, C. C., Kowalchuk, G. A., van Veen, J. A., y Kuramae, E. E. (2016). The ecology of Acidobacteria: Moving beyond genes and genomes. *Frontiers in Microbiology*, *7*(MAY), 171794. https://doi.org/10.3389/FMICB.2016.00744/XML

Louca, S., Wegener Parfrey, L., y Doebeli, M. (2016). Decoupling function and taxonomy in the global ocean microbiome. *Science*, *353*(6305), 1268–1272. https://doi.org/10.1126/science.aad8279

Oreja, F. H., Moreno, N., Gundel, P. E., Vercellino, R. B., Pandolfo, C. E., Presotto, A., Perotti, V., Permingeat, H., Tuesca, D., Scursoni, J. A., Dellaferrera, I., Cortes, E., Yanniccari, M., y Vila-Aiub, M. (2024). Herbicide-resistant weeds from dryland agriculture in Argentina. *Weed Research*, *64*(2), 89–106. https://doi.org/10.1111/WRE.12613

Zhang, M., Wang, S., Zhao, Y., Yasir, M., Hossain, A., y Pratap-Singh, A. (2025). Pesticide Degradation: Impacts on Soil Fertility and Nutrient Cycling. *Environments 2025, Vol. 12, Page 272*, *12*(8), 272. https://doi.org/10.3390/ENVIRONMENTS12080272

EL SUELO Y EL MANEJO AGRÍCOLA RECONFIGURAN EL MICROBIOMA Y SU FUNCIONALIDAD

Molina, C.[1*], Frasier, I.[1, 2], Rörig, M. L.[1], Montoya, J. C.[3]

[1] Instituto de Suelos, Centro de Investigación de Recursos Naturales, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Hurlingham, Buenos Aires, Argentina; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [3] Estación Experimental Agropecuaria "Ing. Agr. Guillermo Covas" Anguil, INTA La Pampa, Argentina;
[*] molina.catalina@inta.gob.ar

RESUMEN: La intensificación agrícola y los cambios en el manejo del suelo pueden modificar la estructura del microbioma edáfico y, en consecuencia, los procesos biogeoquímicos que este sustenta. El objetivo de este trabajo fue analizar la influencia de las variables ambientales sobre la estructura del microbioma del suelo bajo un manejo agrícola con reducción del uso de fitosanitarios, y sus funciones metabólicas potenciales. El estudio se realizó en un módulo de co-innovación con cinco años de efectos acumulados, en la provincia de Buenos Aires, con tres repeticiones por tratamiento en cada sitio. Se amplificó y secuenció la región V4 del gen 16S rRNA para identificar variantes de secuencia de amplicón (ASVs). La relación entre la estructura del microbioma y las variables ambientales se evaluó mediante un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) basado en la distancia de Hellinger. Los taxones con abundancia diferencial entre tratamientos se identificaron y sus funciones metabólicas potenciales se infirieron utilizando la base de datos FAPROTAX. Se identificaron ocho variables ambientales que explicaron el 91% de la variación en la estructura de la comunidad microbiana, principalmente asociadas a propiedades vinculadas con la abundancia y actividad biológica del suelo (carbono de la biomasa microbiana, respiración acumulada y actividad celulolítica). El manejo agrícola emergió como un factor determinante en la estructuración del microbioma edáfico, con asociaciones diferenciales de taxones entre tratamientos. El análisis funcional evidenció una reorganización de las funciones metabólicas potenciales del microbioma bajo el manejo MU, particularmente asociada a los ciclos del carbono y del nitrógeno. En conjunto, los resultados sugieren que el manejo no solo modifica la composición taxonómica del microbioma del suelo, sino que también se asocia con cambios en su funcionalidad potencial, con implicancias para el ciclado de nutrientes y la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: microbiota edáfica, reorganización funcional, cambios en el uso del suelo.

454

INTRODUCCIÓN

El microbioma del suelo desempeña un papel central en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres, al sostener una amplia gama de servicios ecosistémicos fundamentales (Singh y Rai, 2024). Entre ellos se destacan la provisión de nutrientes, mediante la mineralización de compuestos orgánicos y la promoción de la disponibilidad de nitrógeno (N) y fósforo (P), con impacto directo sobre la fertilidad y productividad de sistemas naturales y agrícolas; la regulación climática, a través de la descomposición de la materia orgánica del suelo y la regulación de los flujos de CO_2; y la calidad y resiliencia del suelo, donde la microbiota contribuye a la homeostasis edáfica, la degradación de contaminantes y la resistencia frente a perturbaciones ambientales (Naylor et al., 2020).

La composición y el funcionamiento del microbioma edáfico resultan de la interacción de factores abióticos y bióticos, incluyendo propiedades intrínsecas del suelo y condiciones moduladas por el manejo agrícola (Jetter y Schäfer, 2025). En particular, la intensificación

agrícola y los cambios en el uso del suelo han sido reconocidos como motores de transformación de la diversidad funcional microbiana, afectando la capacidad del suelo para mineralizar C y N (Naylor et al., 2020). Asimismo, variables edáficas como el pH, el contenido de carbono, la textura y la salinidad ejercen un fuerte control sobre la estructura y función de las comunidades microbianas (Fierer, 2017; Lauber et al., 2009). Mientras algunas de estas propiedades pueden ser modificadas por el manejo, otras están condicionadas por la génesis del suelo, imponiendo límites estructurales a la respuesta del microbioma frente a las intervenciones antrópicas.

A pesar de los avances en la caracterización taxonómica de las comunidades microbianas del suelo, el vínculo entre la composición y los procesos ecosistémicos que estos microrganismos sustentan aún no se encuentran completamente dilucidados (Graham et al., 2016). Si bien numerosos estudios han identificado patrones globales en la composición taxonómica de la microbiota asociados a gradientes ambientales, la traducción de estas variaciones taxonómicas en funciones ecosistémicas concretas continúa siendo un desafío conceptual y metodológico (Saccá et al., 2017).

En este marco, la estructura general de la comunidad microbiana puede entenderse como el resultado de la superposición entre su estructura funcional, fuertemente determinada por las condiciones ambientales, y la composición taxonómica dentro de los grupos funcionales, que suele mostrar una relación más débil con dichas variables (Louca et al., 2019). La elevada riqueza taxonómica y la variabilidad intra-funcional observadas en los suelos sugieren la existencia de una marcada redundancia funcional, donde distintos taxones pueden desempeñar funciones metabólicas similares. Esta redundancia complica la interpretación ecológica de los cambios en la composición taxonómica, pero al mismo tiempo resalta la importancia de abordar el estudio del microbioma desde una perspectiva funcional. En este contexto, la comparación entre perfiles funcionales microbianos y variables ambientales emerge como una herramienta clave para comprender cómo la variación ambiental y el manejo del suelo se reflejan en la estructura funcional de las comunidades microbianas y cómo estos cambios pueden impactar, de manera potencial, en los procesos biogeoquímicos y los servicios ecosistémicos del suelo.

Bajo este enfoque, los objetivos de este trabajo fueron: i) identificar qué variables ambientales explican la variación en la estructura del microbioma del suelo en un sistema de manejo agrícola orientado a la reducción del uso de fitosanitarios, y ii) evaluar cómo los cambios en la composición microbiana se asocian con diferencias en las funciones metabólicas potenciales y los servicios ecosistémicos del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y diseño experimental*:* El estudio se realizó en un módulo de larga duración establecido en 2018, ubicado en la localidad de Marilauquen (sitio NC), provincia de Buenos Aires. Los tratamientos evaluados, con cinco años de efectos acumulados, consistieron en rotaciones maíz–soja con cultivos de cobertura (centeno + vicia) bajo dos manejos fitosanitarios contrastantes: manejo CLÁSICO y manejo con uso mínimo de fitosanitarios (MU), en un diseño en franjas con tres repeticiones. El programa MU se implementó como una estrategia integral destinada a reducir la presión química sobre el agroecosistema, combinando manejo integrado de plagas, rotaciones diversificadas y cultivos de cobertura, ajustes agronómicos (fecha de siembra, densidad y espaciamiento), uso de cultivares resistentes y priorización de fitosanitarios de banda verde.

Muestreo y procesamiento*:* A fines de la primavera del 2023, se recolectaron muestras de suelo asociado a rizosfera (0-10 cm) siguiendo una transecta en zigzag de 15-30 m, obteniéndose dos muestras compuestas a partir de 10 submuestras en cada franja, totalizando 6 repeticiones por tratamiento en cada sitio de estudio. Las muestras de suelo se conservaron a -80 °C hasta su análisis.

Extracción y procesamiento de datos: El ADN se extrajo con DNeasy PowerSoil Pro (QIAGEN) y se amplificó la región V4 del 16S rRNA para identificar variantes de secuencia de amplicón (ASV). Las secuencias crudas fueron procesadas con DADA2 (Callahan et al., 2016), aplicando filtros de calidad (error máximo esperado = 2; truncLen forward/reverse =

224/220 pb). Se obtuvo una tabla de abundancias de ASVs de alta resolución (NC: 19.881 ASVs), y la taxonomía se asignó con SILVA v138.2 (Chuvochina et al., 2025). Los datos fueron integrados en un objeto phyloseq v1.52.0 en R v4.5.1. para la construcción de matrices de abundancia, taxonomía y metadatos experimentales.

Para evaluar la relación entre la comunidad microbiana del suelo y las variables ambientales bajo diferentes sistemas de manejo agrícola, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) basado en la distancia de Hellinger calculada a partir de la matriz de abundancia de ASVs. Previamente, las variables ambientales fueron sometidas a un procedimiento de selección para reducir la multicolinealidad y retener aquellas con mayor poder explicativo. La significancia de las asociaciones entre estas variables y la estructura de la comunidad microbiana se evaluó mediante envfit con 999 permutaciones ($p < 0.05$). La representación gráfica se realizó mediante un triplot que integra muestras, variables edáficas significativas y taxones microbianos.

Se realizó un análisis de abundancia diferencial con DESeq2 para identificar qué taxones muestran diferencias significativas en su abundancia relativa entre tratamientos. Estos taxones, fueron mapeados con la base de datos funcionales FAPROTAX (Functional Annotation of Prokaryotic Taxa), la cual predice las funciones metabólicas de bacterias y arqueas. Posteriormente fueron reclasificados en tres niveles jerárquicos: (1) Funciones microbianas, (2) Procesos o ciclos biogeoquímicos, y (3) Servicios ecosistémicos asociados. Para visualizar los cambios potenciales en las funciones microbianas entre los tratamientos de manejo agrícolas, se realizó un análisis de flujos mediante diagramas de Sankey (Sjoberg D 2025). La magnitud del cambio (log2FoldChange) entre los tratamientos MU y Clásico, realizada en análisis anteriores, fue utilizada como peso para dimensionar los flujos, donde grosores mayores indican funciones con cambios más pronunciados.

456

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los cambios en el microbioma estuvieron explicados por las propiedades del suelo.

El análisis de correlaciones entre las variables ambientales reveló una estructura integrada entre los indicadores biológicos y químicos (Fig. 1). En particular, el carbono de la biomasa microbiana (CBM), la respiración acumulada (R acum), la concentración de proteínas de tipo “glomalinas” y el fósforo potencialmente mineralizable (PMP) mostraron correlaciones positivas fuertes y significativas entre sí, así como con múltiples actividades enzimáticas asociadas a los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo (GLC, GLS, CEL, FOS, SUL y LEU), las cuales presentaron un patrón de covariación marcado. El contenido de materia orgánica del suelo (MOS) se asoció positivamente con CBM, R acum y varias enzimas del suelo, reforzando su rol como variable integradora de la actividad biológica del suelo. En contraste, las variables químicas como nitratos, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y algunos cationes intercambiables mostraron correlaciones negativas o débiles con este conjunto de variables biológicas.

A partir de las variables edáficas medidas, se identificó un subconjunto óptimo de ocho variables que maximiza la correlación con la estructura de la comunidad microbiana, utilizando un procedimiento de selección que reduce la redundancia entre variables y minimiza problemas de multicolinealidad (Clarke y Ainsworth, 1993; Oksanen et al., 2022). En conjunto, este grupo de variables explicó el 91% de la variación en la estructura del microbioma. Sobre esta base, el análisis de NMDS mostró una adecuada representación de los datos, con un valor de *stress* de 0,054. El ajuste de las variables ambientales mediante el procedimiento *envfit* permitió cuantificar la contribución individual de cada variable y visualizar su dirección e intensidad de asociación con la composición microbiana (Oksanen et al., 2022). Las variables que resultaron significativamente asociadas ($p < 0,05$) se proyectaron como vectores en el espacio de ordenación, representando los principales gradientes ambientales que estructuran la comunidad microbiana bajo los distintos tratamientos (Fig. 2).

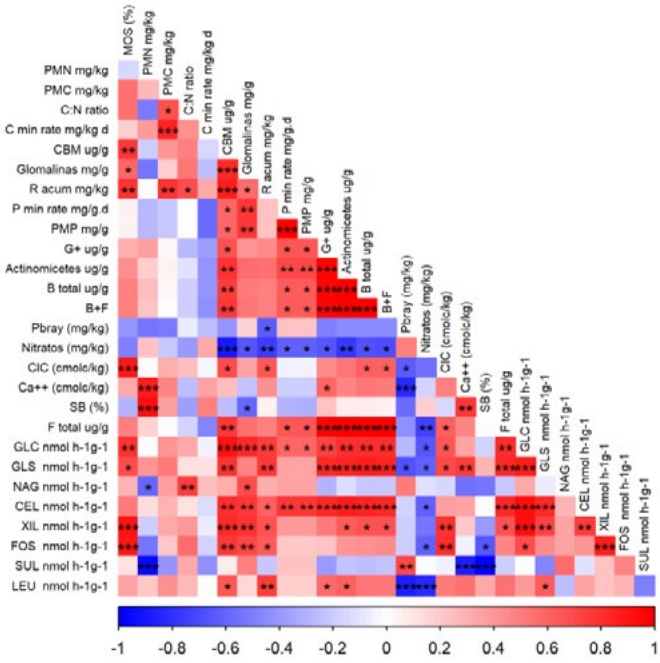


Figura 1. Coeficientes de correlación (Pearson) entre variables ambientales. Azul: correlaciones negativas; Rojo: correlaciones positivas. Los asteriscos indican niveles de significancia estadística (* p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001).

El NMDS reveló una clara separación en la composición de la comunidad microbiana entre los tratamientos CLÁSICO y MU, indicando que el manejo agrícola constituye un factor determinante en la estructuración del microbioma edáfico. En particular, los vectores ambientales mostraron que esta diferenciación se encontró principalmente asociada a variables vinculadas con la abundancia y actividad biológica del suelo, como el carbono de la biomasa microbiana (CBM; $r^2 = 0,98$) y la respiración acumulada (R acum; $r^2 = 0,84$), las cuales presentaron una fuerte asociación con el tratamiento MU. Asimismo, la distribución de los taxones microbianos en el espacio de ordenación indica o evidencia asociaciones diferenciales con los tratamientos evaluados (Fig. 2), sugiriendo que las prácticas de manejo influyeron en la selección de taxones microbianos específicos, posiblemente mediado por cambios en las propiedades del suelo. De este modo, el análisis de correlaciones (Fig. 1) permite interpretar ecológicamente los patrones multivariados observados en el NMDS (Fig. 2).

Cambios en la funcionalidad del suelo inducidos por el manejo.

El análisis funcional basado en FAPROTAX, realizado sobre los 81 taxones que presentaron abundancia diferencial significativa entre tratamientos (78 bacterias y 3 arqueas), evidenció una reorganización de las funciones metabólicas potenciales del microbioma del suelo asociada al cambio en el manejo agrícola (Fig. 3). Este reordenamiento funcional se caracterizó por un predominio de funciones microbianas vinculadas principalmente a los ciclos del carbono y del nitrógeno. Bajo el manejo MU, se destacaron funciones asociadas a la oxidación de metanol (71 taxones), la quimioheterotrofía aeróbica (69 taxones), la reducción de nitratos (53 taxones) y la fermentación (29 taxones). En conjunto, estos resultados sugieren una mayor representación potencial de procesos microbianos asociados a la transformación, el reciclado y la disponibilidad de carbono y nutrientes clave para el funcionamiento del suelo. Dentro del ciclo del carbono, el manejo MU promovió un incremento de funciones potenciales asociadas a la degradación de residuos orgánicos, la mineralización de la materia orgánica y procesos de fijación de carbono. Este conjunto de funciones refleja un aumento en la capacidad del suelo para reciclar carbono, sostener la actividad biológica y contribuir al mantenimiento de la estructura y funcionalidad edáfica, aspectos centrales de los servicios ecosistémicos de soporte y regulación.

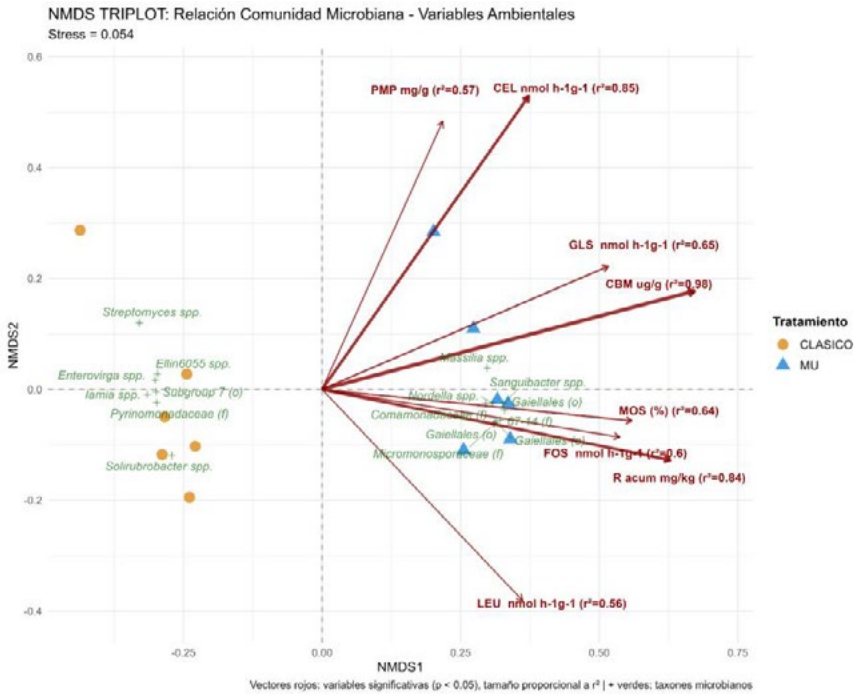


Figura 2. NMDS Triplot. Relación de la composición de la comunidad microbiana con las variables ambientales. CBM= carbono de la biomasa microbiana, R acum= respiración basal, PMP= fósforo potencialmente mineralizable, MOS= materia orgánica, actividades enzimáticas: GLS= glucuronidasa, CEL= actividad celulolítica, FOS= monofosfoesterasa, LEU= leucina. Las letras entre paréntesis al lado de los taxones representan el máximo nivel de taxonomía descrito en la base de datos.

458

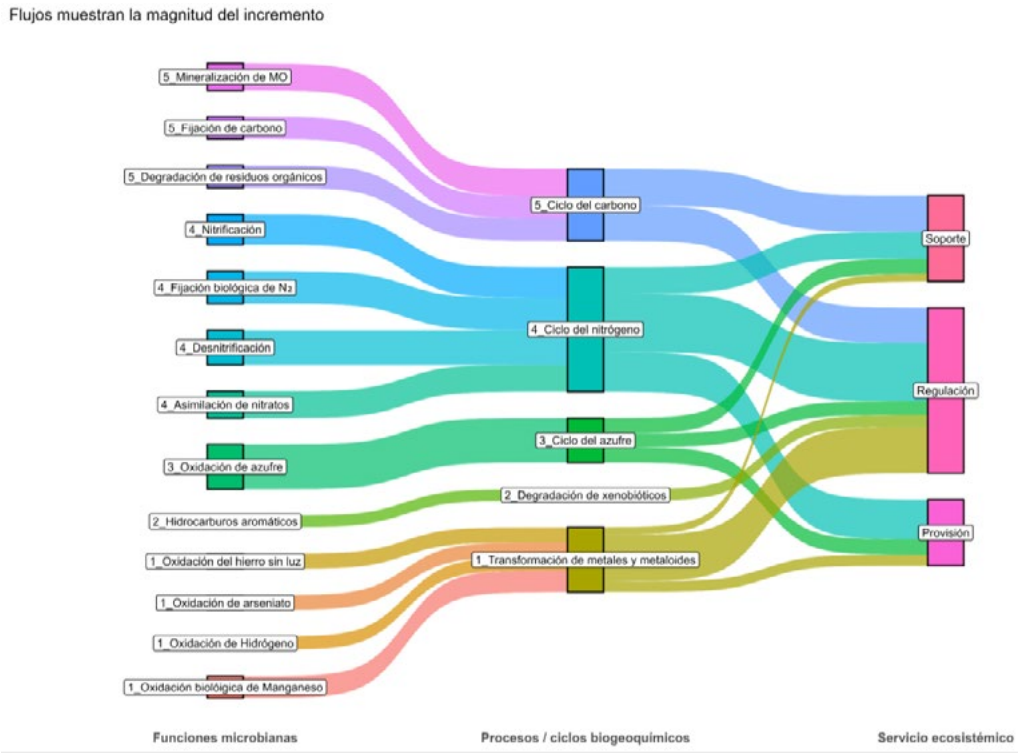


Figura 3. Patrones de reorganización funcional inducidos por el cambio en el manejo del suelo. Los flujos representan la magnitud del cambio (log2FoldChange) de las funciones predichas por FAPROTAX a partir de ASVs diferenciales entre tratamientos.

En cuanto al ciclo del nitrógeno, los cambios funcionales observados se vincularon principalmente con procesos de regulación, modulando las transformaciones microbianas que controlan la disponibilidad de nitrógeno en el suelo.
Adicionalmente, el manejo MU mostró un incremento de funciones asociadas a otros ciclos biogeoquímicos y procesos clave, incluyendo el ciclo del azufre (oxidación y respiración de sulfatos), transformaciones de metales y metaloides (oxidación de manganeso, hierro y arsénico) y la degradación de compuestos aromáticos y xenobióticos. Estas funciones amplían el espectro de servicios ecosistémicos, contribuyendo tanto a la regulación ambiental como a la provisión de servicios relacionados con la detoxificación y la resiliencia del suelo frente a perturbaciones.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo muestran que la estructura del microbioma del suelo está fuertemente condicionada por las propiedades edáficas y por el tipo de manejo agrícola, generando cambios en su funcionalidad metabólica potencial, con implicancias en los ciclos biogeoquímicos y la provisión de servicios ecosistémicos. En particular, las diferencias asociadas al manejo evaluado sugieren una reorganización funcional del microbioma vinculada a procesos clave relacionados con la fertilidad del suelo, la dinámica del carbono y nitrógeno y, de manera indirecta, la regulación climática y la resiliencia del sistema edáfico. En conjunto, estos resultados refuerzan la utilidad de integrar información ambiental, taxonómica y funcional para comprender cómo las prácticas de manejo modulan el funcionamiento del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., y Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods 2016 13:7*, *13*(7), 581–583. https://doi.org/10.1038/nmeth.3869

Chuvochina, M., Gerken, J., Frentrup, M., Sandikci, Y., Goldmann, R., Freese, H. M., Göker, M., Sikorski, J., Yarza, P., Quast, C., Peplies, J., Glöckner, F. O., y Reimer, L. C. (2025). SILVA in 2026: a global core biodata resource for rRNA within the DSMZ digital diversity. *Nucleic Acids Research*, *1*(1256879), 13–14. https://doi.org/10.1093/NAR/GKAF1247

Graham, E. B., Knelman, J. E., Schindlbacher, A., Siciliano, S., Breulmann, M., Yannarell, A., Beman, J. M., Abell, G., Philippot, L., Prosser, J., Foulquier, A., Yuste, J. C., Glanville, H. C., Jones, D. L., Angel, R., Salminen, J., Newton, R. J., Bürgmann, H., Ingram, L. J., … Nemergut, D. R. (2016). Microbes as engines of ecosystem function: When does community structure enhance predictions of ecosystem processes? *Frontiers in Microbiology*, *7*(FEB), 181167. https://doi.org/10.3389/FMICB.2016.00214/BIBTEX

Jetter, K., y Schäfer, P. (2025). *Advances in understanding soil microbiomes in ecosystem functions across trophic chains*. 205–227. https://doi.org/10.19103/AS.2024.0136.31

Louca, S., Mazel, F., Doebeli, M., y Parfrey, L. W. (2019). A census-based estimate of Earth's bacterial and archaeal diversity. *PLOS Biology*, *17*(2), e3000106. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PBIO.3000106

Naylor, D., Sadler, N., Bhattacharjee, A., Graham, E. B., Anderton, C. R., McClure, R., Lipton, M., Hofmockel, K. S., y Jansson, J. K. (2020). Soil microbiomes under climate change and implications for carbon cycling. *Annual Review of Environment and Resources*, *45*(Volume 45, 2020), 29–59. https://doi.org/10.1146/ANNUREV-ENVIRON-012320-082720/CITE/REFWORKS

Saccá, M. L., Barra Caracciolo, A., Di Lenola, M., y Grenni, P. (2017). Ecosystem Services Provided By Soil Microorganisms. *Soil Biological Communities and Ecosystem Resilience*, 9–24. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63336-7_2

Singh, N. K., y Rai, A. K. (2024). Unraveling the Complex Dynamics of Soil Microbiome Diversity and Its Implications for Ecosystem Functioning: A Comprehensive Review. *Microbiology Research Journal International*, *34*(3), 17–47. https://doi.org/10.9734/MRJI/2024/V34I31434

ARTRÓPODOS EDÁFICOS DE LOS USOS DEL SUELO DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ

Nanni, A. S.[1*]

[1] IIIA, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Escuela de Hábitat y Sostenibilidad, Universidad Nacional de Gral. San Martín (CONICET-UNSAM), Buenos Aires, Argentina. [*] nanni.analia@gmail.com

RESUMEN: Los artrópodos edáficos constituyen un componente clave de la biodiversidad del suelo y cumplen un rol fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas, siendo sensibles a los cambios en el uso del suelo y al manejo hidrológico. El Bajo Delta insular del río Paraná es un sistema de humedales fluviales altamente dinámico, cuya estructura y funcionamiento han sido intensamente modificados por actividades humanas como la forestación con salicáceas, la ganadería, los sistemas silvopastoriles y las urbanizaciones. Estas intervenciones generan ambientes contrastantes en términos de humedad edáfica, cobertura vegetal y grado de disturbio, con potenciales efectos sobre las comunidades del suelo. El presente trabajo integra información proveniente de muestreos realizados entre 2008-2017 con el objetivo de analizar comparativamente la abundancia de artrópodos edáficos en los principales usos del suelo productivos de la región. Los artrópodos fueron colectados mediante trampas de caída, identificados taxonómicamente a nivel de familias y, para grupos seleccionados, a nivel específico. En total se registraron 26.132 individuos, distribuidos en 86 familias, con una marcada dominancia del subphylum Hexapoda. Los coleópteros de las familias Carabidae y Aphodiinae, junto con Formicidae, Phoridae y Lycosidae, representaron los grupos más abundantes. Los carábidos mostraron una elevada especificidad de hábitat, con más del 50% de las especies restringidas en uno o dos usos del suelo, evidenciando su sensibilidad a las variaciones en la estructura del hábitat. En contraste, los afódidos y las cucarachas silvestres presentaron mayores abundancias en ambientes con acumulación de materia orgánica y presencia de ganado, reflejando la influencia del pastoreo sobre la fauna edáfica. Los resultados ponen de manifiesto que el manejo hidrológico y el grado de intervención antrópica generan gradientes ambientales que estructuran diferencialmente las comunidades de artrópodos edáficos. Esta síntesis destaca la importancia de integrar la biodiversidad del suelo en las estrategias de manejo y conservación de los humedales fluviales del Bajo Delta insular del río Paraná.

PALABRAS CLAVE: Humedal fluvial, Manejo hidrológico, Actividades productivas.

460

INTRODUCCIÓN

Los artrópodos edáficos constituyen un componente clave de la biodiversidad del suelo, ya que participan activamente en procesos ecológicos fundamentales y responden de manera sensible a los cambios en el uso del suelo y al manejo hidrológico (Díaz Porres et al., 2014; Malaque et al. 2009; Dunn, 2005). Diversos estudios realizados en el Bajo Delta insular del río Paraná han demostrado que la composición y la abundancia de las comunidades de artrópodos del suelo varían significativamente entre los distintos usos y en relación con el grado de modificación antrópica (Nanni et al. 2025a y b, Nanni et al. 2022, Nanni et al. 2011).

El Bajo Delta del río Paraná es un sistema de humedales fluviales de alta heterogeneidad ambiental, cuyo funcionamiento está fuertemente condicionado por el régimen hidrológico y la dinámica de inundaciones (Quintana y Bó 2011). En las últimas décadas, este ecosistema ha sido intensamente transformado por actividades productivas como la forestación con salicáceas, la ganadería y los sistemas silvopastoriles, y urbanizaciones, acompañadas por

obras de endicamiento, drenaje y control del agua (Aquino et al. 2022; Sica et al. 2016). Estas intervenciones modificaron la estructura del paisaje y los procesos edáficos, generando cambios en las características del suelo, como el porcentaje de humedad, la acumulación de materia orgánica, lo que repercute en la disponibilidad de microhábitats para los artrópodos edáficos.

En este contexto, las forestaciones, los campos ganaderos y los bosques secundarios (con remanentes de vegetación nativa y sin intervención) presentan ensambles contrastantes, con diferencias marcadas en la abundancia relativa de los principales grupos edáficos (Rubio 2004; Nanni et al. 2017). En particular, los cambios en el régimen de inundación y en la cobertura vegetal influyen sobre la presencia de especies hidrófilas, especialistas de hábitat y tolerantes a este tipo de disturbios, configurando patrones espaciales de biodiversidad a escala de paisaje (Nanni et al 2021; Nanni et al 2019).

El presente trabajo integra los hallazgos obtenidos en estudios previos sobre artrópodos edáficos en el Bajo Delta insular del río Paraná, con el objetivo de analizar comparativamente su abundancia y distribución en los principales usos del suelo de la región. Esta síntesis busca aportar una visión integrada del efecto de las actividades productivas sobre la biodiversidad edáfica y generar información relevante para el manejo y la conservación de los suelos en los humedales fluviales de la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende el Bajo Delta insular del río Paraná, localizado en el sector inferior de la cuenca, en la provincia de Buenos Aires. Esta región se caracteriza por estar conformada por un mosaico de islas con albardones y depresiones hacia el interior de las mismas. Su dinámica ecológica está fuertemente vinculada con el régimen hidrológico del río y los pulsos de inundación (Kandus y Quintana 2016). Los suelos son predominantemente hidromórficos, con altos contenidos de materia orgánica y condiciones de anegamiento temporario o permanente (Ceballos et al. 2013), lo que determina una elevada heterogeneidad ambiental.

Desde fines del siglo XIX, el Bajo Delta ha sido intensamente modificado por actividades productivas, principalmente la forestación con salicáceas (álamo y sauce), la ganadería extensiva y sistemas silvopastoriles, acompañadas por infraestructura de manejo hídrico como endicamientos, canales y compuertas (Quintana et al. 2014). Estas prácticas de manejo han alterado el régimen natural de inundación (Gardner et al. 2015), la estructura de la vegetación y las propiedades del suelo (Aquino et al. 2022), generando ambientes con distintos grados de intervención antrópica. En este contexto, los usos del suelo analizados en los trabajos previos incluyen forestaciones de Salicáceas de distintos tipos y edades de rodal (álamo y sauce, maduro y joven respectivamente), forestaciones de álamo silvopastoriles, campos ganaderos y bosques secundarios con recolonización de especies vegetales nativas, dentro y fuera de dique. Entre los usos de suelo analizados existen distintos grados de manejo antrópico o tipos de intervenciones, que representan condiciones contrastantes en términos de humedad edáfica, cobertura vegetal y grado de disturbio (Tabla 1).

Tabla 1. https://www.researchgate.net/publication/401632743_Nanni-TE-XXXCACS-2-1-_Tablas_y_Figuras

Muestreo de artrópodos edáficos

La información analizada en este trabajo corresponde a la compilación de distintos muestreos de artrópodos edáficos realizados en el Bajo Delta insular del río Paraná entre los años 2008 y 2017, utilizando de manera consistente la misma metodología de captura. En todos los estudios, los artrópodos edáficos fueron colectados mediante trampas de caída (pitfall traps) (Woodcock 2005), consistentes en recipientes plásticos enterrados a ras del suelo, con un diámetro aproximado de 10 cm y una profundidad de 12 cm. Las trampas fueron parcialmente llenadas con una solución conservante (glicerina + alcohol), destinada a

romper la tensión superficial y preservar los ejemplares capturados (Nanni et al. 2025a). Las trampas permanecieron activas durante períodos estandarizados y se distribuyeron en cada sitio de muestreo siguiendo un diseño sistemático, representativo de los distintos usos del suelo. Los artrópodos recolectados fueron posteriormente identificados taxonómicamente hasta diferentes niveles (Familia, Género, Especie) dependiendo los grupos de interés, cuantificados y colocados en la colección entomológica del IIIA. Los grupos de interés son los carábidos, afódidos, chinches y cucarachas silvestres debido a la falta de conocimiento previo existente sobre estos grupos particulares en la región de estudio. La información de abundancia fue integrada para analizar patrones generales asociados a los usos del suelo productivos de la región.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En total se colectaron 26.132 individuos de artrópodos edáficos, distribuidos en 86 familias (Tabla 2). El Subphylum Hexápoda fue el más representado, seguido por Chelicerata, Crustácea y Miriápoda respectivamente. El elenco de Hexápoda estuvo caracterizado por una marcada dominancia de unos pocos grupos, como los coleópteros de las familias Carabidae, Nitidulidae y la subfamilia Aphodiidae, las hormigas de la familia Formicidae y los dípteros de la familia Phoridae. En el caso de los Chelicarata, la familia de arañas Lycosidae fue la que presento una abundancia significativamente mayor a el resto de las familias encontradas. La familia de crustáceos Talitridae fue la que presentó mayor abundancia para este Subphylum (Tabla 2). En este sentido, cabe destacar que la mayoría de las familias encontradas presentó bajas abundancias (Tabla 2) teniendo en cuenta que se muestran las abundancias absolutas para todos los usos del suelo analizados.

Tabla 2. https://www.researchgate.net/publication/401632743_Nanni-TE-XXXCACS-2-1-_Tablas_y_Figuras

Las cucarachas silvestres (Blattodeos) estuvieron representadas por 766 individuos (Tabla 3). Cuatro de las siete especies registradas se encontraron distribuidas en todos los usos del suelo analizados, mientras que las tres restantes se encontraron en más de tres usos del suelo (Tabla 3). Particularmente, para el grupo de las cucarachas silvestres encontradas, no hay especies especialistas de hábitat. La especie más abundante fue *Epilampra* sp., seguida por *Ischnoptera* sp.1 (Tabla 3). Sus abundancias variaron entre los usos del suelo, con mayores valores en ambientes con elevada cobertura vegetal y acumulación de materia orgánica superficial, lo que sugiere una respuesta positiva a condiciones de mayor estabilidad microambiental y disponibilidad de detritos (Nanni et al. 2023; Nanni et al. 2025b).

Tabla 3. https://www.researchgate.net/publication/401632743_Nanni-TE-XXXCACS-2-1-_Tablas_y_Figuras

Los carábidos (Coleoptera: Carabidae) fueron uno de los grupos mejor representados, con 3.376 individuos registrados distribuidos en 60 especies (Tabla 4). El 53,3% de las especies fueron encontradas en uno o dos usos del suelo solamente, lo que demuestra que los carábidos son un grupo de coleópteros con elevada especificidad de hábitat. La composición y abundancia de especies mostró diferencias claras entre los usos del suelo, evidenciando la sensibilidad de este grupo a los cambios en la estructura del hábitat, la humedad del suelo y las prácticas de manejo (Nanni et al 2025a, Nanni et al. 2021, Waite et al. 2022). Estos resultados refuerzan el valor de los carábidos como indicadores de condiciones ambientales locales en sistemas de humedales sujetos a distintos grados de intervención (Williams et al. 2013).

Tabla 4. https://www.researchgate.net/publication/401632743_Nanni-TE-XXXCACS-2-1-_Tablas_y_Figuras

En el caso de los afódidos (Coleoptera: Scarabaeidae: Aphodiinae), se registraron 1.065 individuos distribuidos en 13 especies (Tabla 5). El 38,5% de las especies habitan uno o dos usos del suelo, con abundancias mayores en usos del suelo con presencia de bosta, alto porcentaje de mantillo y materia orgánica (Nanni 2017), algo similar a lo ocurrido con las cucarachas. Es decir, las mayores abundancias se asociaron a ambientes con presencia de ganado, lo que concuerda con la ecología del grupo y su estrecha relación con la disponibilidad de materia orgánica de origen animal (Nanni et al. 2019; Audino et al. 2014; Cabrero Sañudo y Lobo 2003). Este patrón resalta la influencia del pastoreo como factor estructurante de las comunidades edáficas.

Tabla 5. https://www.researchgate.net/publication/401632743_Nanni-TE-XXXCACS-2-1-_Tablas_y_Figuras

Las chinches (Hemiptera) estuvieron representadas por 32 especies con un total de 356 individuos (Tabla 6). La baja abundancia presentada, en general, por todas las especies se relaciona con el tipo de trampa de captura utilizada. Las trampas de caída no son las indicadas para la captura de todo el elenco de chinches, por lo que la presencia de estas especies podría considerarse un patrón azaroso. Sin embargo, el alto número de especies encontradas, confirma la presencia de una comunidad de chinches muy diversa en esta región (Nanni et al 2011). El 71,9% de las especies registradas resultó encontrase en uno o dos usos del suelo, demostrando un alto porcentaje de especificidad de hábitat. Las variaciones entre el manejo y la intensidad de intervención en los usos del suelo se vinculan a diferencias en la estructura de la vegetación y en las características del suelo (Nanni et al. 2025a). La respuesta de este grupo sugiere una relación indirecta con las propiedades edáficas, mediada principalmente por el tipo y porcentaje de la cobertura vegetación.

Tabla 6. https://www.researchgate.net/publication/401632743_Nanni-TE-XXXCACS-2-1-_Tablas_y_Figuras

De forma comparativa, se muestran en la Figura 1, las abundancias de los grupos taxonómicos considerados de interés para este trabajo. En la figura 1 se puede observar como ambas familias de coleópteros (Carabidae y Aphodiinae) se diferencian ampliamente de los otros dos grupos taxonómicos analizados.

Figura 1. https://www.researchgate.net/publication/401632743_Nanni-TE-XXXCACS-2-1-_Tablas_y_Figuras

Las diferencias observadas en la abundancia de los artrópodos edáficos entre los usos del suelo reflejan la influencia del grado de intervención antrópica, el manejo hidrológico y las condiciones de humedad edáfica. Estos factores generan ambientes contrastantes que afectan la disponibilidad de refugio, recursos tróficos y condiciones microclimáticas para la macrofauna del suelo.

CONCLUSIONES

En conclusión, los distintos usos del suelo y las prácticas de manejo asociadas en el Bajo Delta insular del río Paraná generan gradientes ambientales vinculados al manejo hidrológico, la humedad edáfica y la cobertura vegetal, que influyen de manera diferencial sobre las comunidades de artrópodos edáficos. Estos resultados resaltan la necesidad de considerar la interacción entre producción, hidrología y biota del suelo para comprender el funcionamiento y la resiliencia de los humedales fluviales frente a disturbios antrópicos.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco especialmente a Armando Cicchino por su colaboración y formación en la identificación taxonómica de los coleópteros Carabidae y Aphodiinae; a Diego Carpintero por la identificación de las especies de Hemiptera; y a María Marta González por la identificación

de las cucarachas silvestres (Blattodea). Además, agradezco a Rubén Quintana por financiar estos trabajos con proyectos de investigación.

BIBLIOGRAFÍA

Aquino, D. S., Gavier-Pizarro, G. I. y Quintana, R. D. (2022). Water management infrastructure alters plant species composition, functional diversity and soil condition in a livestock-impaired mosaic of wetlands. Applied Vegetation Science 25:e12698. https://doi.org/10.1111/avsc.12698

Audino, L., Louzada, J. y Comita, L. (2014). Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? Biological Conservation 169:248–257. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.023

Cabrero-Sañudo, F. J. y Lobo, J. M. (2003). Reconocimiento de los factores determinantes de la riqueza de especies: el caso de los Aphodiinae (Coleoptera, Scarabaeoidea, Aphodiidae) en la península ibérica. Graellsia 59:155–177. https://doi.org/10.3989/graellsia.2003.v59.i2-3.240

Ceballos, D. S., Frangi, J. y Jobbágy, E. G. (2013). Soil volume and carbon storage shifts in drained and afforested wetlands of the Paraná River Delta. Biogeochemistry 112:359–372. https://doi.org/10.1007/s10533-012-9731-2

Díaz Porres, M., Rionda, M., Duhour, A. E. y Momo, F. R. (2014). Artrópodos del suelo: relaciones entre la composición faunística y la intensificación agropecuaria. Ecología Austral 24:327–334.

Dunn, R. R. (2005). Modern insect extinctions, the neglected majority. Conservation Biology 19:1030–1036.

Gardner, R. C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C. M., Galewski, T., Harrison, I. et al. (2015). State of the world's wetlands and their services to people: a compilation of recent analyses. SSRN Electronic Journal. https://doi.org/10.2139/ssrn.

Kandus, P. y Quintana, R. D. (2016). The Paraná River Delta. En The Wetland Book, C. M. Finlayson et al. (eds.). https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_232-1

Maleque, M. A., Maeto, K. e Ishii, H. T. (2009). Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. Applied Entomology and Zoology 44:1–11.

Nanni, A. S., Fracassi, N. G., Magnano, A. L., Cicchino, A. C. y Quintana, R. D. (2019). Ground beetles in a changing world: communities in a modified wetland landscape. Neotropical Entomology 48:729–738.

Nanni, A. S., Krug, P., Cicchino, A. C. y Quintana, R. D. (2021). Effects of intensive human management on the taxonomic and functional diversity of ground beetles in a planted forest landscape. Biodiversity and Conservation 30:3717–3735.

Nanni, A. S., Magnano, A. L. y Carpintero, D. L. (2011). Los Heteroptera (Insecta: Hemiptera) edáficos del INTA Delta del Paraná (partido de Campana, Buenos Aires): variación espacial y temporal del elenco de especies en distintos usos de la tierra. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales 13:27–39.

Nanni, A. S., Pérez, N. N., Quintana, R. D. y Sfara, V. (2022). How are arthropod communities structured in a modified wetland under different productive activities. Acta Oecologica 117:103851.

Nanni, A. S., Quintana, R. D., Fracassi, N. G. y Cicchino, A. C. (2017). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) inhabiting anthropogenic habitats in the lower delta of the Paraná River, Argentina: geographic distribution and ecological characteristics. Austral Entomology 56:244–254.

Nanni, A. S. (2017). Análisis de las comunidades de Carabidae y Aphodiidae (Insecta, Coleoptera) bajo diferentes usos del suelo en el Bajo Delta del río Paraná. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Nanni, A., González, M. M. y Boné, E. (2023). Abundancia y riqueza de blatodeos (Blattodea) asociados a la producción forestal y silvopastoril del Bajo Delta Insular del Río Paraná. En R. Estrada-Álvarez, N. Núñez-Bazán, M. Valero-Pérez, M. R. F. Domínguez y

M. de Luna (eds.), Memorias del Primer Coloquio de Cucarachas Silvestres (Blattodea: Blattaria) de Latinoamérica, pp. 96–111.
Quintana, R. D., Bó, R., Astrada, E. y Reeves, C. (2014). Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. Fundación Humedales / Wetlands International, Buenos Aires.
Quintana, R. D. y Bó, R. F. (2011). ¿Por qué el Delta del Paraná es una región única dentro del territorio de la Argentina? En R. D. Quintana, V. Villar, E. Astrada, P. Saccone y S. Malzof (eds.), El patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná. Bases para su conservación y uso sostenible, pp. 43–53.
Rubio, A. (2004). Variaciones en comunidades de artrópodos durante el turno de cosecha del sauce americano (*Salix babylonica*) en el Delta del Paraná. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
Sica, Y. V., Quintana, R. D., Radeloff, V. C. y Gavier-Pizarro, G. I. (2016). Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. Science of the Total Environment 568:967–978. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.
Waite, E. S., Houseman, G. R., Jensen, W. E., Reichenborn, M. M. y Jameson, M. L. (2022). Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) responses to cattle grazing, grassland restoration, and habitat across a precipitation gradient. Insects 13:696. https://doi.org/10.3390/insects13080696
Williams, C. D., Hayes, M., McDonnell, R. J., Anderson, R., Bleasdale, R. y Gormally, M. J. (2013). Factors affecting wetland ground beetle (Carabidae) assemblages: how important are habitats, conservation designations and management? Insect Conservation and Diversity 7:206–222. https://doi.org/10.1111/icad.12048
Woodcock, B. A. (2005). Pitfall trapping in ecological studies. En S. Leather (ed.), Insect Sampling in Forest Ecosystems, pp. 37–57. Blackwell, Oxford.

COMUNIDADES MICROBIANAS COMO PREDICTORAS DE LA CALIDAD DEL SUELO

Ortiz, J.[1*], Baigorria, T.[1], Pegoraro, V. R.[1], Velez, G.[1], Aimetta, M. B.[1], Lorenzon, C. A.[1], Belluccini, P. A.[1], Gudelj, O.[1], Gabbarini, L. A.[2, 3]

[1] EEA INTA Marcos Juárez; [2] Universidad Nacional de Hurlingam; [3] CONICET. * Ruta Provincial 12, km 3, (2580) Marcos Juárez, Prov. de Córdoba; jimnaortiz@gmail.com; ortiz.jimena@inta.gob.ar

RESUMEN: En el sudeste de la provincia de Córdoba, los sistemas agrícolas se caracterizan por rotaciones simplificadas basadas en cultivos estivales, lo que ha contribuido a la degradación de la calidad del suelo. La incorporación de cultivos de cobertura (CC) y enmiendas orgánicas se presenta como una estrategia clave para mejorar las propiedades edáficas y favorecer procesos biológicos asociados a la fertilidad. Las comunidades microbianas edáficas constituyen integradores sensibles de las condiciones ambientales y del manejo agrícola, con potencial para actuar como indicadores de calidad del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la relación entre la comunidad microbiana bacteriana y parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo bajo distintos manejos con y sin CC y fertilización orgánica. El estudio se realizó en un experimento de largo plazo iniciado en 2016 en la EEA INTA Marcos Juárez, sobre un Argiudol típico. Se compararon cuatro tratamientos: CC con y sin fertilización con compost, y sin CC con y sin fertilización. Se analizaron propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y la comunidad bacteriana se caracterizó mediante secuenciación del gen 16S rRNA (Illumina MiSeq). Se obtuvieron más de 2,6 millones de lecturas agrupadas en 937 ASVs. Los filos bacterianos dominantes fueron Acidobacteriota, Verrucomicrobiota y Chloroflexi, sin diferencias significativas en su abundancia relativa entre tratamientos. Sin embargo, el análisis LEfSe permitió identificar géneros bacterianos indicadores específicos para cada manejo, asociados a procesos claves como la fijación biológica de nitrógeno, la descomposición de residuos y el reciclaje de nutrientes. Las correlaciones entre los géneros indicadores y los parámetros edáficos mostraron tendencias consistentes con la calidad del suelo y la eficiencia metabólica microbiana. Estos resultados evidencian que, aunque los cambios a nivel de filo pueden ser limitados, el análisis de taxones indicadores aporta información relevante sobre el impacto del manejo agrícola en la calidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: Microbioma del suelo, Cultivos de cobertura, Bacterias indicadoras.

466

INTRODUCCIÓN

En el sudeste de la provincia de Córdoba, los sistemas productivos agrícolas se caracterizan predominantemente por la agricultura continua, basada principalmente en cultivos estivales de soja y maíz. En los últimos años, se ha observado además un incremento en la superficie destinada al cultivo de girasol, mientras que la inclusión de cultivos invernales continúa siendo escasa. Esta simplificación de las rotaciones agrícolas, sumada a una insuficiente reposición de nutrientes, ha contribuido a una progresiva pérdida de la fertilidad de los suelos (Sainz Rozas et al., 2019), asociada a cambios en la dinámica de la cobertura vegetal y a una mayor remoción del suelo.

En este contexto, la implantación de cultivos de cobertura (CC) de ciclo invernal se presenta como una de las tecnologías más adecuadas para incrementar el aporte de materia orgánica al sistema y mejorar la calidad del suelo (Colazo & Buschiazzo, 2010). Asimismo, los CC aportan beneficios adicionales, tales como la reducción de la erosión laminar, el control de malezas y la consecuente disminución en el uso de herbicidas. Desde el punto de vista biológico, numerosos estudios han demostrado que el mantenimiento del suelo

permanentemente cubierto ejerce efectos positivos sobre la diversidad microbiana del suelo, al incrementar el aporte de materia orgánica a través de residuos y exudados radiculares, y al sostener una rizosfera activa de manera continua a lo largo del año (Frasier et al., 2016). La composición y diversidad de las comunidades microbianas representan una de las principales propiedades ecológicas del suelo, ya que influyen directamente en procesos clave como los ciclos biogeoquímicos del carbono y el nitrógeno, fundamentales para la nutrición vegetal y el funcionamiento del sistema edáfico en distintos ambientes (Delgado-Baquerizo et al., 2016). Los microorganismos integran información clave tanto pasada como presente. Sin embargo, la alta complejidad de las comunidades microbianas ha limitado tradicionalmente los estudios a enfoques mayormente descriptivos (Correa-Garcia et al., 2023). Según Correa-Garcia et al. (2023) resulta oportuno que la ecología microbiana explote el potencial predictivo de los microbiomas. Por tal motivo el objetivo de este trabajo fue evaluar la relación entre la comunidad microbiana y parámetros de calidad de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios experimentales

El estudio se realizó sobre un experimento establecido en el año 2016 en la estación experimental INTA Marcos Juárez, Córdoba (Argentina) (32°42´44.65´´S, 62°05´46.07´´O). Sobre un suelo Argiudol típico, serie Marcos Juárez Clase I. Es un suelo oscuro, profundo y bien drenado, de lomas casi planas, desarrollado sobre un sedimento loéssico de textura franco-limosa. El contenido de COS es de 18,9 g kg^{-1}, el de NOS de 1,8 g kg^{-1} de suelo y el pH de 6,4 (INTA, 1978). La temperatura media anual es de 16,9°C y las precipitaciones medias anuales son de 890 mm. Se utilizó un diseño en bloques completos, aleatorizados con tres repeticiones. Se evaluaron cuatro tratamientos: CC con fertilización orgánica (CC-F), CC sin fertilización orgánica (CC-SF), sin CC con fertilización orgánica (SCC-F) y sin CC sin fertilización orgánica (SCC-SF). Los tratamientos se evaluaron sobre una secuencia de cultivos de soja-maíz-soja- trigo/soja durante las campañas 2016-2017, 2017-2018, 2018-2019. Cada unidad experimental estuvo compuesta por una parcela de 60 m^2. Los CC utilizados fueron en el primer año Triticale *(×Triticosecale Wittmack*), segundo año vicia (*Vicia villosa Roth*) y tercer año CC multiespecies. Las aplicaciones de compost se realizaron superficialmente previo a la siembra de los cultivos gramíneas, a una dosis equivalente a 20 t ha^{-1}. En este experimento no se realizaron controles químicos de malezas ni insectos, las malezas se controlaron mecánicamente por medio de cultivador de reja plana con una profundidad de labor de 2 cm. Los CC se terminaron de manera mecánica a través de rolado.

Muestreo y determinaciones de suelo

El muestreo se realizó en diciembre de 2018, al momento de la siembra de soja. Se recolectaron muestras compuestas de suelo (0–10 cm) con barreno, fueron tamizadas (2 mm) y fraccionadas según análisis. La estabilidad de agregados se calculó como el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) entre agregados secos y humedecidos; menores valores de CDMP indican mayor estabilidad (Santanatoglia y Fernández (1982). Se determinó carbono orgánico del suelo (COS) (IRAM, 2010) y sus fracciones particuladas (Cambardella y Elliott, 1993). Se separaron COP grueso (106–2000 µm) y COP fino (53–105 µm), en los que se determinó C por combustión seca (LECO) y N (IRAM, 2011). La fracción mineral o estabilizada (COE, <53 µm) se estimó como COS – COP total, siguiendo una adaptación de Cambardella y Elliott (1993). Fósforo extractable (Pe) según (IRAM, 2010); nitrógeno total (NT) (IRAM, 2011); pH (IRAM, 1999) y conductividad eléctrica (CE) (Rhoades, 1996). Las determinaciones biológicas incluyeron la actividad de enzimas asociadas a los ciclos biogeoquímicos del carbono (celobiohidrolasa, CBH; β-glucosidasa, BG; acetilesterasa, ACE), del nitrógeno (N-acetil-β-glucosaminidasa, NAG), del fósforo (fosfatasa ácida, FA) y del azufre (arilsulfatasa, SUL), siguiendo la metodología propuesta por Truong et al. (2019). Asimismo, se determinó respiración microbiana (RM) (Jenkinson y Powlson, 1976), carbono de la biomasa microbiana (CBM) (Vance et al., 1987) y el coeficiente metabólico (qCO_2). El ADN genómico se extrajo utilizando el kit PowerSoil DNA Isolation (MoBio, Carlsbad, CA, USA), siguiendo el protocolo del fabricante. La concentración y pureza del ADN se evaluaron

mediante un espectrofotómetro NanoDrop 8000 (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA). Se amplificó la región V4 del gen 16S rRNA utilizando los cebadores 515F (Parada et al., 2016) y 806R (Apprill et al., 2015). Los amplicones obtenidos se secuenciaron en un equipo Illumina MiSeq. A partir de los archivos FASTQ, se realizó el análisis bioinformático de las secuencias siguiendo el pipeline DADA2 (versión 1.16) (Callahan et al., 2016) en el entorno RStudio. La asignación taxonómica de los ASV se llevó a cabo utilizando la base de datos SILVA versión 138.2 (Quast et al., 2013). Para el análisis estadístico utilizó RStudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron un total de 2606004 lecturas, las cuales se agruparon en 937 ASVS. Donde los filos bacterianos más abundantes fueron Acidobacteriota (31%), Verrucomicrobiota (19%) y Chloroflexi (15%) (Figura 1). No se observaron diferencias en la abundancia relativa de filos bacterianos entre tratamientos (p >0,05).

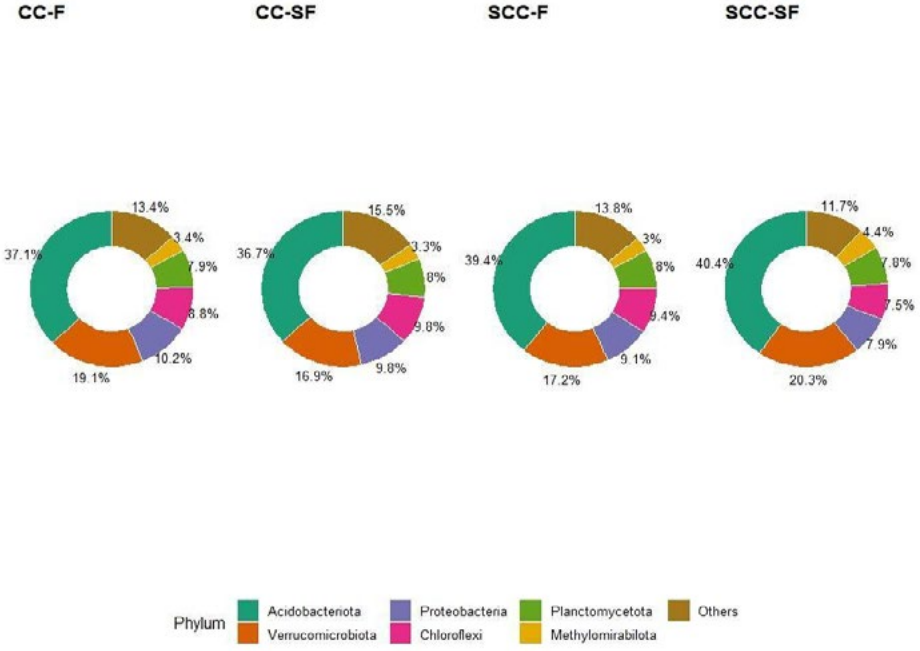


Figura 1. Abundancia relativa de los filos bacterianos más abundantes promedio en cada tratamiento. CC-F: Cultivo de cobertura y fertilización con compost, CC-SF: Cultivo de cobertura sin fertilización con compost, SCC-F: Sin cultivo de cobertura y con fertilización con compost, SCC-SF: Sin cultivo de cobertura y sin fertilización con compost.

A partir de las secuencias obtenidas se realizó el análisis de especies indicadoras LEfSe con valor score 2 y nivel de significancia p <0,05. Se obtuvieron 4 géneros indicadores, uno por tratamiento (Figura 2). Resultaron indicadores los géneros Mesorhizobium, Opitutus, Herpetosiphon y Ellin 6055, en los tratamientos CC-CF, CC-SF, SCC-F y SCC-SF, respectivamente.

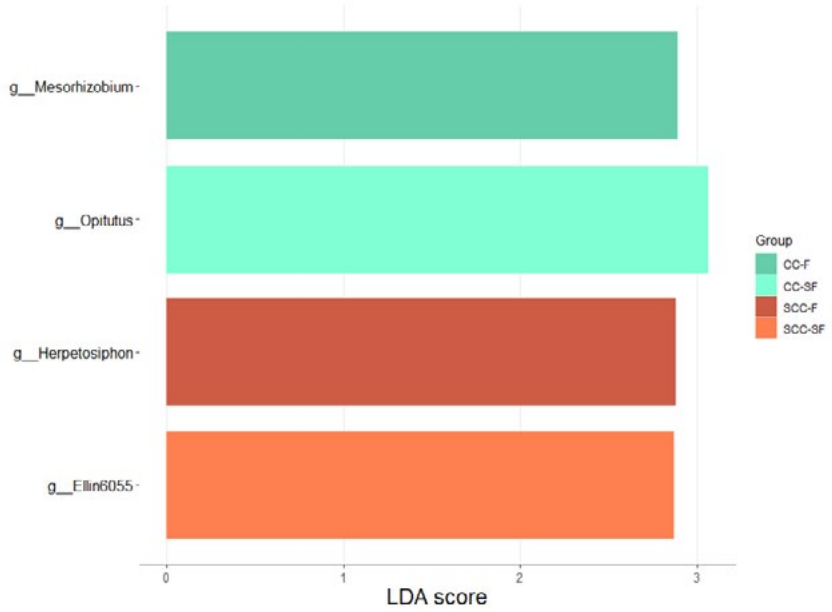
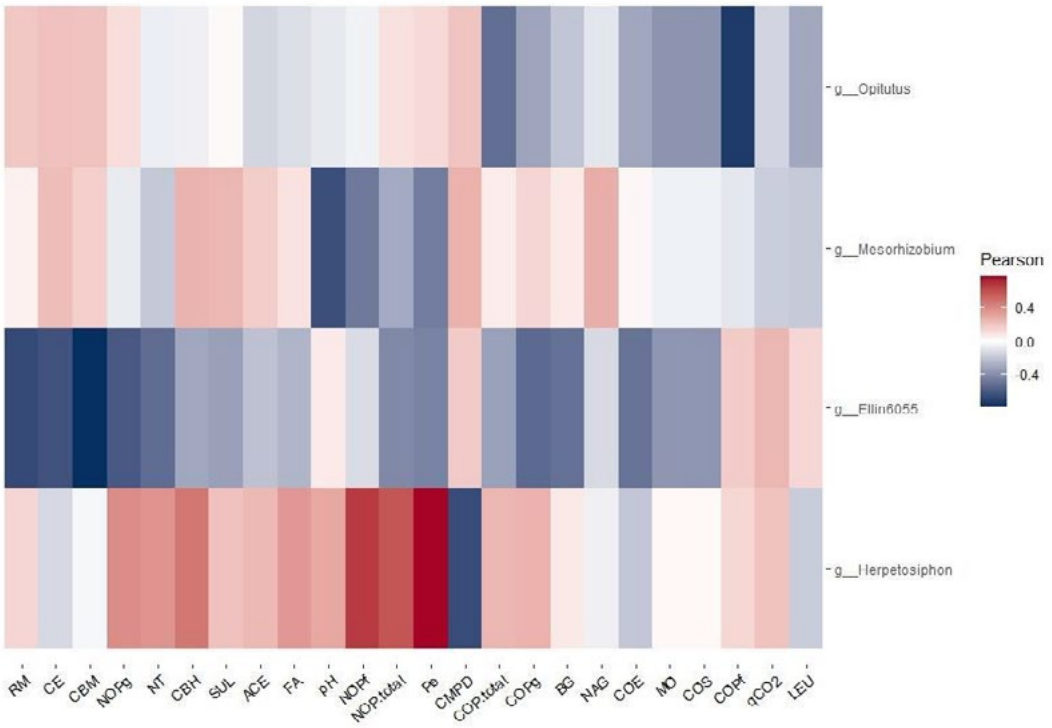


Figura 2. Análisis discriminante lineal del tamaño del efecto (LEfSe- sigla en inglés) que muestra los cambios en la microbiota bacteriana entre los tratamientos. CC-F: Cultivo de cobertura y fertilización con compost, CC-SF: Cultivo de cobertura sin fertilización con compost, SCC-F: Sin cultivo de cobertura y con fertilización con compost, SCC-SF: Sin cultivo de cobertura y sin fertilización con compost.

El género *Mesorhizobium,* perteneciente al filo Proteobacteria, desempeña un papel clave en la productividad de los ecosistemas y en la agricultura sostenible debido a su capacidad para fijar nitrógeno de forma simbiótica y promover el crecimiento vegetal (Balti et al., 2025). Asimismo, la aplicación de enmiendas orgánicas puede incrementar la abundancia relativa de bacterias fijadoras de nitrógeno, incluido *Mesorhizobium*, como consecuencia del aumento del carbono orgánico del suelo (COS) y del carbono orgánico particulado (COP) (Pan et al., 2025). El género *Opitutus*, perteneciente al filo Verrucomicrobiota, participa en procesos de desnitrificación y contribuye a la retención de nitrógeno en el suelo mediante su incorporación a la biomasa microbiana. Además, su presencia, junto con la de otros géneros de este filo, se ha asociado con suelos agrícolas saludables debido a su rol en la descomposición de la materia orgánica y el reciclaje de nutrientes, procesos que pueden verse favorecidos por el uso de cultivos de cobertura (CC) (Baliyarsingh et al., 2022). *Herpetosiphon,* género del filo Chloroflexi, ha sido asociado con suelos agrícolas de alta productividad y elevados contenidos de COS, N, P y K. Los microorganismos de este filo contribuyen significativamente a la descomposición de residuos vegetales y al recambio de la materia orgánica del suelo, y su abundancia puede incrementarse bajo manejos que incluyen la incorporación de enmiendas orgánicas como estiércol (Dobrzyński et al., 2026; Xu et al., 2023). Por otra parte, el género *Ellin6055*, perteneciente al filo Acidobacteriota ha sido reportado en suelos con bajo contenido de nutrientes, ya que muchos miembros de este filo presentan estrategias oligotróficas y tienden a dominar en ambientes con limitada disponibilidad de recursos y bajos niveles de COS (Fierer et al., 2007). Se realizó una correlación entre los géneros bacterianos que resultaron indicadores en el análisis LEfSe y los parámetros edáficos medidos (físicos, químicos y microbiológicos) (Figura 3) donde no se observaron correlaciones significativas ($p>0,05$). Sin embargo, se destaca que el género *Ellin6055,* indicador del tratamiento SCC-SF, correlacionó negativamente con la mayoría de los parámetros edáficos medidos y positivamente con el qCO_2, mientras que los demás géneros *Opitutus, Mesorrhizobium y Herpetosiphon*, mostraron una correlación negativa con el qCO_2. *H*erpetosiphon el género reportado como indicador en el tratamiento SCC-CF mostró una correlación positiva con la mayoría de los parámetros evaluados, destacándose una fuerte correlación con el NT y Pe

como así también una correlación negativa con el parámetro CMPD lo cual es deseable ya que menores valores de dicho parámetro indican una mayor estabilidad de agregados.



470 . Figura 3. Mapa de calor de correlación de géneros bacterianos indicadores resultantes del análisis LEfSe y propiedades de suelo. El tono de color indica la correlación (Pearson) entre la abundancia relativa de cada género y los parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo. RM: respiración microbiana, CE: conductividad eléctrica, CBM: carbono de la biomasa microbiana, NOPg: nitrógeno orgánico particulado grueso, NT: nitrógeno total, PE: fósforo extractable, CMPD: cambio en el diámetro medio ponderado, COP.total: carbono orgánico particulado total, COPg: carbono orgánico particulado grueso, CBH: Celobiohidrolasa, SUL: arilsulfatasa, ACE: acetilesterasa, FA: fosfatasa ácida, pH, potencial hidrogeno, NOPf: nitrógeno orgánico particulado fino, NOPtotal: nitrógeno orgánico particulado total, BG: β-glucosidasa, NAG: N-acetil-β-glucosaminidasa, COE: carbono orgánico estabilizado, MO: materia orgánica, COS: carbono orgánico del suelo, COPf: carbono orgánico particulado fino, qCO_2: coeficiente metabólico, LEU: leucina aminopeptidasa.

CONCLUSIONES

Las comunidades microbianas del suelo reflejan de manera sensible los efectos del manejo agrícola, incluso cuando no se observan cambios marcados en la estructura taxonómica a niveles superiores. La identificación de géneros bacterianos indicadores permitió discriminar los tratamientos y vincularlos con procesos funcionales asociados a la calidad del suelo, como la dinámica del carbono y del nitrógeno. En particular, los sistemas con cultivos de cobertura y fertilización orgánica favorecieron taxones asociados a una mayor eficiencia metabólica y estabilidad edáfica. Estos resultados refuerzan el valor del microbioma como herramienta integradora para evaluar la calidad del suelo y sientan las bases para su uso con fines predictivos en sistemas agrícolas de la región.

BIBLIOGRAFÍA

Apprill, A., McNally, S., Parsons, R., Weber, L., (2015). Minor revision to V4 region SSU rRNA 806R gene primer greatly increases the detection of SAR11 bacterioplankton. Aqua. Microb. Ecol., 75(2), 129-137.

Baliyarsingh, B., Dash, B., Nayak, S., Nayak, S.K. (2022). Soil Verrucomicrobia and Their Role in Sustainable Agriculture. In: Nayak, S.K., Baliyarsingh, B., Mannazzu, I., Singh, A., Mishra, B.B. (eds) Advances in Agricultural and Industrial Microbiology. Springer, Singapore.

Balti, S., Mabrouk, Y., Souihi, M., Hemissi, I., Amri, I., Humm, E., ... & Hirsch, A. M. (2025). Combined inoculation of rhizobacteria with Mesorhizobium promotes growth, nutrient contents, and protects chickpea against Fusarium redolens. *AIMS microbiology*, *11*(2), 318.

Callahan, B., McMurdie, P., Rosen, M., Han, A., Johnson, A., & Holmes, S. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods, 13*, 581–583.

Cambardella, C.A., & Elliott, E.T. (1993). Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 57,1071–1076.

Colazo, J. C. and Buschiazzo, D. E. (2010). Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. Geoderma, 159(1-2), 228-236.

Correa-Garcia, S., Constant, P. and Yergeau, E. (2023). The forecasting power of the microbiome. Trends in Microbiology, 31(5), 444-452.

Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F. T., Reich, P. B., Jeffries, T. C., Gaitan, J. J., Encinar, D., ... and Singh, B. K. (2016). Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. Nature communications, 7(1), 10541.

Dobrzyński J, Gradowski M, Radkowski A and Bujak H (2026) Chloroflexota in agricultural soils: current knowledge and future research directions. Front. Microbiol. 17:1705889.

Fierer, N., Bradford, M. A., & Jackson, R. B. (2007). Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology*, 88(6), 1354–1364.

Frasier, I., Noellemeyer, E., Figuerola, E., Erijman, L., Permingeat, H. and Quiroga, A. (2016). High quality residues from cover crops favor changes in microbial community and enhance C and N sequestration. Global Ecology and Conservation, 6, 242–256.

INTA. (1978). *Carta de suelos de la República Argentina Hoja 3363-17*.

IRAM (Instituto Argentino de Normalización y Certificación). 1999–2023. Normas IRAM-SAGyP para análisis químico de suelos. Buenos Aires, Argentina.

Jenkinson, D., & Powlson, D. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V: A methods for measuring soil biomass. Soil Biology and Biochemistry, 8(3), 209–213.

Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I. and Rillig, M. C. (2021). The concept and future prospects of biochar for soil microbial communities. Soil Biology & Biochemistry, 153, 108117.

Pan, X., Yu, H. J., Zhang, B., Guan, Y. Q., Zhang, N., Du, H. L., ... & Liu, J. (2025). Effects of organic fertilizer replacement on the microbial community structure in the rhizosphere soil of soybeans in albic soil. *Scientific Reports*, *15*(1), 12271.

Parada, A.E., Needham, D.M., Fuhrman, J.A., (2016). Every base matters: assessing small subunit rRNA primers for marine microbiomes with mock communities, time series and global field samples. Environ. Microbiol., 18(5), 1403-1414.

Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., Glöckner, F.O., (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. Opens external link in new window. Nucl. Acids Res. 41: D590-D596.

Rhoades, J.D. (1996). Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. En: D.L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods. SSSA Book Series No. 5. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 417–435.

Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, M., Angelini, H., Reussi Calvo, N. y Wyngaard, N. (2019). Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. Actas Simposio Fertilidad, 141–158.

Santanatoglia, O. J., & Fernández, N. (1982). Modificación del método de De Boodt y De Leenheer para el análisis de la distribución de agregados y efecto del tipo de embalaje y acondicionamiento de la muestra sobre la estabilidad estructural. RIA – Revista de Investigaciones Agropecuarias, 17(1), 23–31.

Truong, C,, Gabbarini, L,A,, Corrales, A,, Mujic, A,B,, Escobar, J,M,, Moretto, A,, Smith, M,E,, (2019). Ectomycorrhizal fungi and soil enzymes exhibit contrasting patterns along elevation gradients in southern Patagonia, New Phytol, 222(4), 1936–1950.

Vance, E. D., Brookes, P. C., & Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, *19*(6), 703–707.

Xu D, Yu X, Chen J, Li X, Chen J and Li J (2023) Effects of compost as a soil amendment on bacterial community diversity in saline–alkali soil. Front. Microbiol. 14:1253415.

CARACTERIZACIÓN DEL MICROBIOMA DEL SUELO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS INTENSIFICADOS DE CÓRDOBA

Ortiz, J.[1*], Muñoz, S. A.[2], Canale, A.[2], Orozco, F.[2], Vicondo, M.[3], Toledo, M.[2], Molina, J.[4], Cuccu, E.[4], Boccolini, M. F.[2]

[1] EEA INTA Marcos Juárez; [2] AER INTA Rio Cuarto; [3] EEA INTA Manfredi; [4] AER INTA Santa Rosa de Rio Primero. * Ruta Provincial 12, km 3, (2580) Marcos Juárez, Prov. de Córdoba, ortiz.jimena@inta.gob.ar.

RESUMEN: Los microorganismos del suelo cumplen un rol central en el ciclado de nutrientes y en la provisión de servicios ecosistémicos, por lo que su caracterización resulta clave para evaluar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. El objetivo de este trabajo fue caracterizar la diversidad y estructura de la comunidad bacteriana del suelo en sistemas agrícolas intensificados del sudoeste de la provincia de Córdoba, comparando lotes bajo siembra directa sin cultivo de cobertura (SCC), sistemas intensificados con cultivos de cobertura (CC) y sitios prístinos utilizados como referencia ecológica. El estudio se realizó en dos localidades (Río Cuarto y Rafael García), sobre suelos Hapludol y Haplustol típicos, respectivamente. El muestreo se efectuó a 0–10 cm de profundidad al momento de la cosecha de soja. La caracterización microbiana se llevó a cabo mediante secuenciación de la región V4 del gen 16S rRNA y análisis bioinformático con el pipeline DADA2, asignando taxonomía con la base SILVA v138.2. Los índices de diversidad alfa mostraron diferencias significativas entre manejos, asociadas principalmente a cambios en la riqueza de ASVs, mientras que la diversidad beta evidenció una clara estructuración de las comunidades bacterianas según el tipo de uso y manejo del suelo (PERMANOVA, p = 0,001). Los sitios prístinos se diferenciaron marcadamente de los sistemas agrícolas, mientras que CC y SCC presentaron comunidades distintas entre sí. A nivel taxonómico, los sistemas con CC mostraron un enriquecimiento de géneros asociados a ambientes rizosféricos activos y al ciclado del carbono y nitrógeno, como Sphingomonas, Flavobacterium y Nitrospira. En contraste, SCC se caracterizó por una mayor presencia de taxones copiotróficos y oportunistas, mientras que los sitios prístinos presentaron géneros oligotróficos típicos de suelos no disturbados.En conjunto, los resultados indican que la intensificación agrícola modifica significativamente la estructura del microbioma del suelo y que la incorporación de cultivos de cobertura promueve comunidades microbianas funcionalmente más activas, acercando el sistema a un estado ecológico intermedio respecto al suelo prístino.

PALABRAS CLAVE: cultivos de cobertura, bacterias, secuenciación.

INTRODUCCIÓN

Los microorganismos del suelo desempeñan un papel central en el ciclado de nutrientes y en el flujo de energía tanto en suelos naturales como en aquellos modificados por la actividad humana (Delgado-Baquerizo et al., 2016. A través de la provisión de servicios ecosistémicos, como el reciclaje de nutrientes, la degradación de contaminantes, el control de organismos patógenos y la regulación climática, contribuyen de manera directa a la fertilidad y productividad del suelo (Frasier et al., 2016). En este contexto, las características microbianas del suelo, tales como la composición de la comunidad, su diversidad, abundancia y funciones metabólicas, constituyen indicadores claves de la salud del suelo y resultan fundamentales para promover sistemas de manejo sustentables. Analizar cómo estas comunidades responden a los cambios en el uso del suelo es esencial para comprender los procesos edáficos que determinan la fertilidad. Caracterizar la diversidad microbiana (bacterias) del

suelo a través de la metagenómica en sistemas agrícolas intensificados (diversificados) del Sudoeste de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios experimentales

Las mediciones se realizaron en monte nativo y en lotes de producción agrícola bajo siembra directa, en las localidades de Río Cuarto y Rafael García, provincia de Córdoba. En cada sitio, el monte nativo asociado se consideró como situación de referencia y se compararon distintas secuencias de cultivos, incluyendo la rotación soja–maíz y misma rotación intensificada con cultivos de cobertura (cultivo de cobertura gramínea como antecesor a la soja y cultivo de cobertura leguminosa como antecesor de maíz). En Río Cuarto, el suelo corresponde a un Hapludol típico (33°09′ S, 64°31′ O), experimento iniciado en 2017, mientras que en Rafael García el suelo es un Haplustol típico (31°19′ S, 64°13′ O), experimento iniciado en 1997.

Muestreo y determinaciones de suelo

El muestreo se realizó en abril del 2024, al momento de la cosecha de la Soja, a una profundidad de 0–10 cm. El diseño de muestreo siguió una metodología previamente descripta (citar libro). En cada situación evaluada se establecieron seis estaciones de muestreo, cada una conformada por diez submuestras. En el laboratorio, las muestras fueron procesadas y tamizadas mediante malla de 2 mm. Posteriormente, se conservaron a −20 ° C hasta la extracción de ADN. El ADN se extrajo utilizando el kit Powersoil DNA Isolation (MoBio Carlsbad, CA, USA) siguiendo el protocolo del fabricante. La concentración y pureza del ADN se midió con NanoDrop 8000 (ThermoFisher Scientific, Waltham, MA, USA). Se amplificó la región V4 del gen 16S rRNA con los primers 515F (Parada et al., 2016) y 806-R (Apprill et al., 2015). Los fragmentos fueron secuenciados en equipo Illumina MiSeq en la unidad genómica. A partir de archivo fastq, el cual se encontraba desmultiplexado y se le habían eliminado nucleótidos no biológicos como cebadores y adaptadores, se procedió al análisis bioinformático de las secuencias siguiendo el pipeline DADA2 (1.16) (Callahan et al., 2016) en RStudio. La asignación taxonomía de los ASV se realizó utilizando la base de datos SILVA versión 138.2 (Quast et al. 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La diversidad alfa y beta de las comunidades microbianas del suelo mostró respuestas diferenciales a los tratamientos evaluados. Los índices de riqueza (Chao1 y Observed) evidenciaron diferencias significativas entre manejos, destacándose el tratamiento RC_P con los valores más bajos, mientras que RC_CC y RC_SCC presentaron las mayores riquezas. En contraste, el índice de Shannon mostró diferencias más acotadas, indicando que los cambios observados estuvieron asociados principalmente a la riqueza más que a la equitatividad de las comunidades. El análisis de diversidad beta (PCoA basado en Bray–Curtis) reveló una clara estructuración de las comunidades según los tratamientos (PERMANOVA, $R^2 = 0,456$; $p = 0,001$), observándose que los sitios Prístinos (RC_P y RG_P) se diferenciaron marcadamente de aquellos con cultivos de cobertura (RC_CC y RG_CC) y de los sitios sin cultivo de cobertura (RC_SCC y RG_SCC). Estos resultados indican que tanto la transición de uso del suelo como el tipo de manejo ejercen una influencia significativa sobre la composición microbiana, sugiriendo procesos de reemplazo de taxones más que variaciones en la diversidad total. Mientras existen autores que sostienen que un mayor número de especies y de individuos por especie otorga al sistema suelo la capacidad de soportar y recuperarse más rápidamente ante condiciones adversas por su uso y manejo en los agroecosistemas. Zhou, Z., Wang, C., & Luo, Y. (2020) sostienen que la alfa diversidad no es suficiente para predecir funcionalidad.

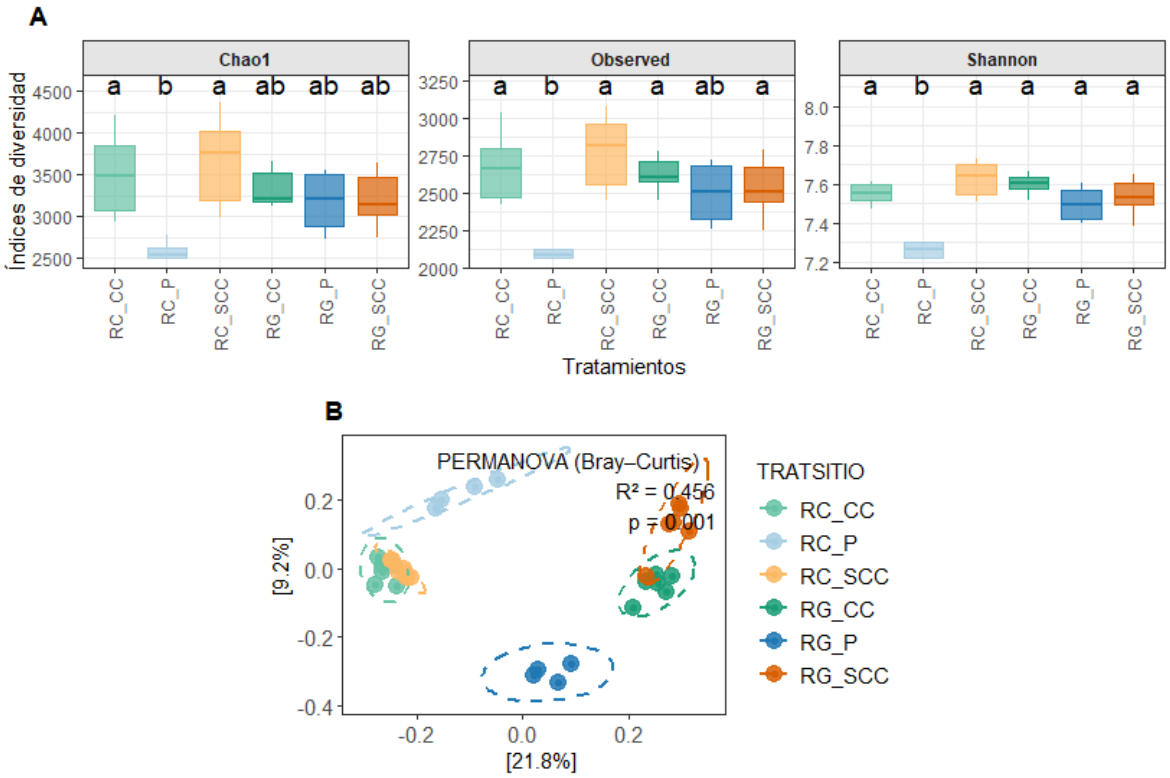


Figura 1. **A**. alfadiversidad. Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas entre tratamientos (ANOVA, Tukey test, $p < 0.05$). **B**. betadiversidad.

Al realizar la asignación taxonómica de los ASVs se logro una mayor asignación a nivel de especies en el sitio RC_P lo que puede estar indicando especies más conservadas en estos sitios donde hay un menor disturbio. Por el contrario los sitios con manejo agrícola como SCC y CC tuvieron una mayor cantidad de ASVs no asignados (Figura 2).

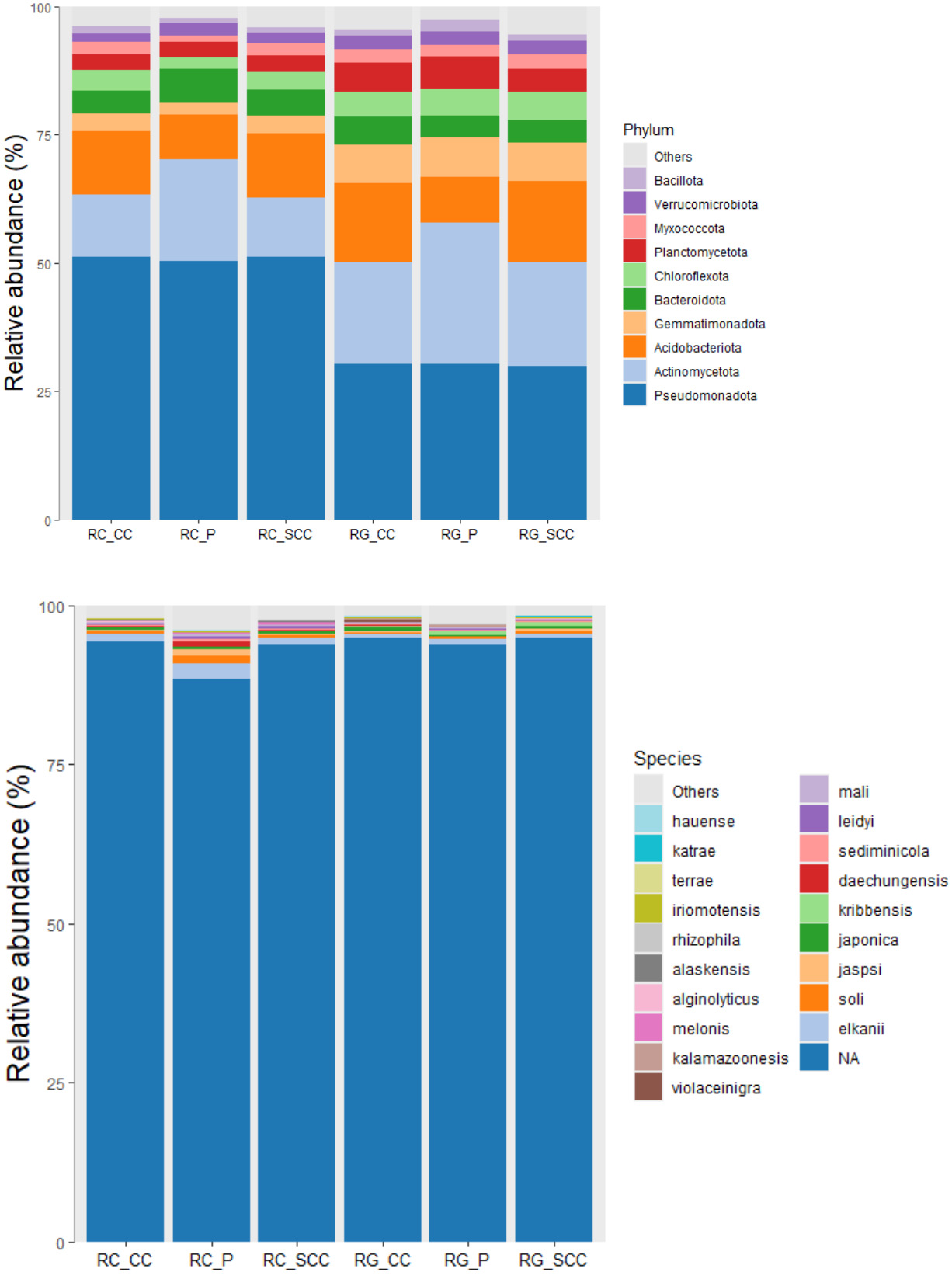
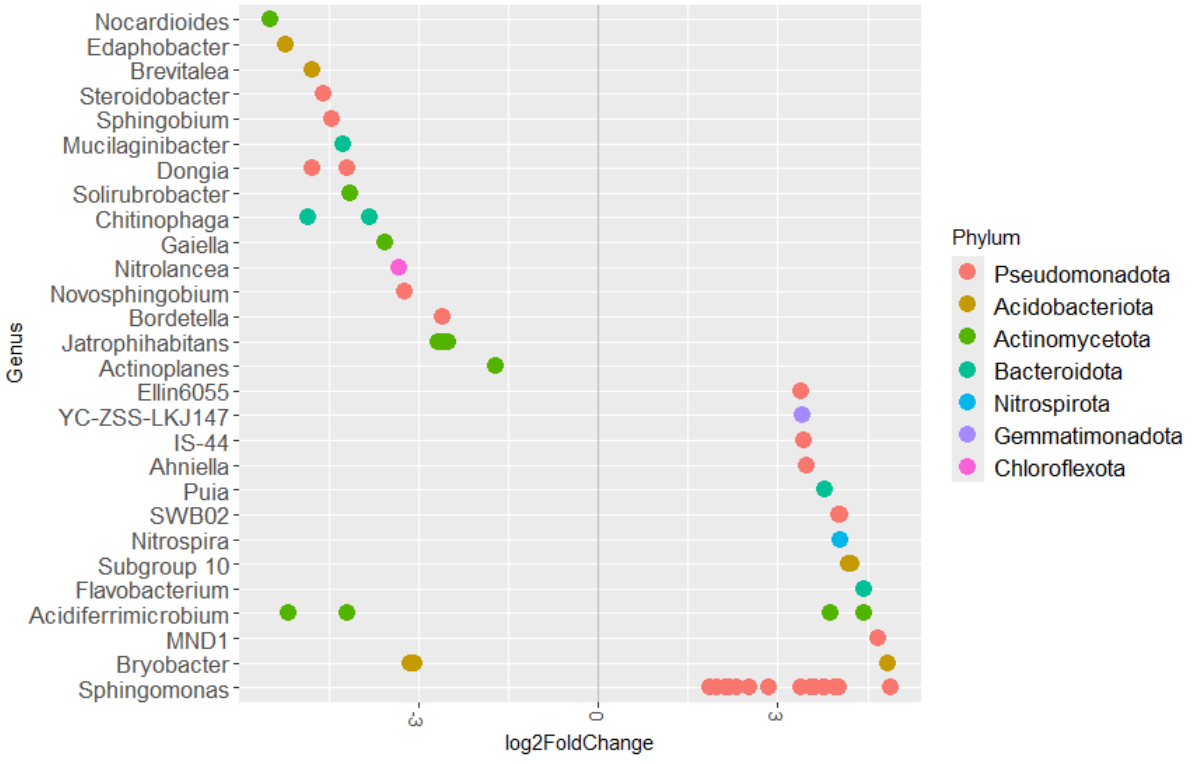


Figura 2. Abundancias relativas por Phylum y Especies (s) para los distintos tratamientos y sitios. RC: Rio cuarto. RG: Rafael Garcia. P: Prístino. CC: Cultivo de cobertura. SCC: Sin cultivo de cobertura.

El análisis de abundancia diferencial a nivel de género entre el sistema con cultivo de cobertura (CC) y el sitio prístino evidenció cambios significativos en la estructura de la comunidad bacteriana del suelo (Figura 3 A). Se observaron géneros significativamente enriquecidos en CC (log2FoldChange > 0), principalmente pertenecientes a Pseudomonadota, Actinomycetota y Bacteroidota, tales como Sphingomonas, Flavobacterium, Nitrospira, Puia y SWB02. Estos grupos están comúnmente asociados a ambientes rizosféricos activos, degradación de compuestos orgánicos y procesos del ciclo del nitrógeno, lo que sugiere que la incorporación de cultivos de cobertura promueve comunidades microbianas funcionalmente más dinámicas. En contraste, el sitio prístino presentó un enriquecimiento significativo (log2FoldChange < 0) de géneros mayormente vinculados a Acidobacteriota y Chloroflexota, como Edaphobacter, Brevitalea, Nitrolancea y Gaiella, típicos de suelos no disturbados, con menor disponibilidad de carbono lábil y estrategias de vida más oligotróficas. En conjunto, estos resultados indican que el uso de cultivos de cobertura induce un desplazamiento de la comunidad bacteriana desde taxones característicos de ambientes estables y poco perturbados hacia grupos copiotróficos y funcionalmente activos, reflejando una mayor influencia de las raíces y de los aportes de residuos vegetales sobre el microbiota del suelo.

En el sistema SCC se observó un enriquecimiento significativo (log2FoldChange > 0) de varios géneros pertenecientes principalmente a Pseudomonadota y Bacteroidota, destacándose Sphingomonas, Terrimonas, Puia, Acidiferimicrobium, Candidatus Udaeobacter y Anaeromyxobacter. Estos taxones están frecuentemente asociados a ambientes agrícolas disturbados, con mayor disponibilidad de sustratos fácilmente degradables y a procesos de mineralización de carbono y nitrógeno, así como a estrategias metabólicas oportunistas.

Por el contrario, el sitio prístino presentó una mayor abundancia relativa de géneros característicos de suelos no disturbados y oligotróficos (log2FoldChange < 0), principalmente de Actinomycetota, Acidobacteriota y Gemmatimonadota, tales como Gaiella, Brevitalea, Gemmatimonas, Solirubrobacter, Nocardioides y Streptomyces. Estos grupos se asocian a ambientes edáficos estables, con menor ingreso de carbono lábil y ciclos biogeoquímicos más conservativos (Figura 3B).



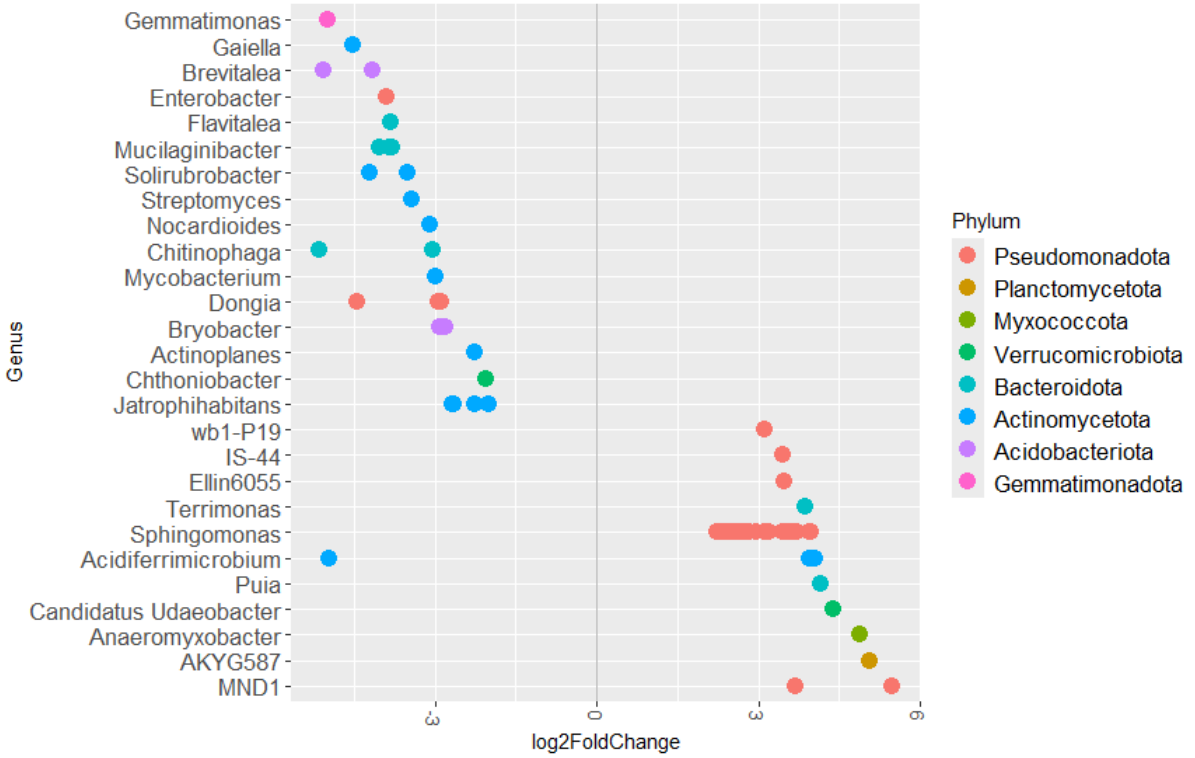


Figura 3. Representación diferencial de ASVs con abundancia significativa a nivel de género entre: A) CC vs Prístino y B) SCC vs Prístino.Los puntos representan los taxones, están coloreados según el filo y etiquetados por género. Los múltiples puntos por género representan distintas especies dentro de un mismo género. Solo se muestran aquellas probabilidades con abundancia diferencial significativa ($p < 0,001$).

CONCLUSIONES

Los sistemas agrícolas intensificados presentaron comunidades bacterianas claramente diferenciadas de los sitios prístinos, evidenciando el impacto del uso y manejo del suelo sobre el microbioma edáfico. La incorporación de cultivos de cobertura modificó la estructura microbiana respecto a los sistemas sin cobertura, promoviendo taxones asociados a la actividad rizosférica y al ciclado de nutrientes, lo que sugiere un mayor potencial funcional del suelo. En contraste, la ausencia de cultivos de cobertura favoreció comunidades dominadas por taxones oportunistas, típicos de ambientes más disturbados. El sitio prístino mantuvo comunidades bacterianas características de suelos estables y oligotróficos. En conjunto, estos resultados destacan el valor de los cultivos de cobertura como herramienta de manejo para mejorar la calidad biológica del suelo y avanzar hacia sistemas agrícolas más sustentables.

BIBLIOGRAFÍA

Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F. T., Reich, P. B., Jeffries, T. C., Gaitan, J. J., Encinar, D., ... y Singh, B. K. (2016). Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. Nature communications, 7(1), 10541.

Frasier, I., Noellemeyer, E., Figuerola, E., Erijman, L., Permingeat, H. y Quiroga, A. (2016). High quality residues from cover crops favor changes in microbial community and enhance C and N sequestration. Global Ecology and Conservation, 6, 242–256.

Zhou, Z., Wang, C. y Luo, Y. (2020). Meta-analysis of the impacts of global change factors on soil microbial diversity and functionality. Nature communications, 11(1), 3072.

CONTRIBUCIONES DE HONGOS MICORRÍCICOS ARBUSCULRAES Y RIZOBIOS A LA PRODUCTIVIDAD DE PASTURAS FESTUCA-LOTUS FERTILIZADAS

Oyharçabal, E.[1, 2, 4*], Covacevich, F.[1, 3], Bain, I.[2], Acuña, C.[2], Berone, G.[4, 5]

[1] CONICET; [2] INTA EEA Chubut; [3] INBIOTEC; [4] FCA-UNMDP; [5] INTA EEA Balcarce; [*]Chubut, estefania.oy@gmail.com

RESUMEN: Se estudió la contribución de hongos micorrícicos arbusculares (AMF) y rizobios a la productividad forrajera de una pastura festuca-lotus y cómo distintas fuentes de fertilización nitrogenada (estiércol seco vs. urea) podrían afectar la actividad/abundancia de dicha microbiota asociada a las raíces, en el Valle Inferior del Río Chubut, Patagonia Argentina. Las pasturas fueron cultivadas en suelos contrastantes por su condición normal (suelo-A) o reducida (R) de sus poblaciones microbianas nativas. No hubo efectos significativos sobre la actividad/abundancia microbiana por el agregado de estiércol, a diferencia del agregado de urea que redujo la micorrización de raíces particularmente en suelo-A y la nodulación en ambos suelos. Hubo efecto significativo de la microbiota ($p<0,05$; suelo-A > suelo-R) sobre el crecimiento de la pastura debido principalmente a un aumento de *L. tenuis*. Estos resultados contribuyen a la búsqueda de prácticas de manejo de la fertilización con objetivos de sustentabilidad en los sistemas ganaderos pastoriles.

PALABRAS CLAVE: microbiota asociada a las raíces, nitrógeno, forrajes.

INTRODUCCIÓN

Existe una creciente demanda mundial sobre prácticas agropecuarias que favorezcan procesos naturales y promuevan la sustentabilidad de los agroecosistemas (Franzluebbers et al. 2020). Comprender las interacciones entre plantas y la microbiota edáfica nativa asociada a las raíces es clave para desarrollar estrategias de manejo agropecuario que potencien las relaciones ecológicas (Covacevich et al. 2012; Franzluebbers et al. 2020). Entre ellas, las establecidas con hongos micorrícicos arbusculares (AMF) y rizobios en sistemas de pasturas mixtas gramínea-leguminosa, con capacidades promotoras del crecimiento vegetal (Oyharçabal et al. 2024) son de especial interés. La fertilización es una práctica que modifica la disponibilidad de nutrientes, con impactos en la actividad/abundancia de la microbiota simbionte (Mendoza et al. 2016; Nyfeler et al. 2009). Los efectos de los fertilizantes pueden diferir según la fuente de fertilización. A modo de ejemplo, a igual dosis de N agregado se lograron similares niveles productivos con fertilizante sintético (urea) y orgánico (estiércol), aunque solo con urea se observó una disminución de la leguminosa (*Lotus*) y de sus nódulos asociados (Oyharçabal et al. 2024). Con un abordaje sobre la salud del suelo y la sustentabilidad de los sistemas ganaderos pastoriles, se destaca la importancia de considerar la interacción planta-microbiota, las características del suelo y la composición de las pasturas mixtas para diseñar estrategias de manejo y fertilización. El objetivo de este trabajo fue conocer la contribución de la microbiota asociada a las raíces (AMF y rizobios) de una pastura mixta fertilizada (estiércol vs urea) sobre la productividad forrajera, el estado nutricional de las plantas (N y P) y cómo la fertilización podría afectar la actividad/abundancia de la microbiota nativa. Las hipótesis planteadas son que un suelo con su microbiota normal (suelo-A) es más favorable al crecimiento y estado nutricional de la pastura mixta, respecto a un suelo con sus poblaciones microbianas reducidas (suelo-R) (H1) y que la fertilización con estiércol incrementa la actividad/abundancia microbiana de AMF y rizobios, respecto a la urea (H2).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en INTA EEA Chubut en Valle Inferior del Río Chubut – NE Chubut, Argentina. Se utilizó un DCA (n=4) para evaluar 6 tratamientos (24 unidades experimentales) que resultaron de la combinación de 2 niveles de microbiota edáfica (nativa, suelo-A y reducida, suelo-R) × 3 niveles de fertilización (testigo sin fertilización y fertilizado con estiércol bovino seco, M y urea, U) en adelante: A, AM, AU, R, RM y RU. Las unidades experimentales (macetas de 0,4 x 0,6m x 0,3m de profundidad) se completaron con sustrato de suelo de una pastura festuca-lotus y arena (1:1 v:v). La mitad del sustrato se usó para la condición de suelo-A, y la mitad restante se trató (suelo-R) para reducir las poblaciones microbianas (formaldehído 5%, 10µl g^{-1} SS, con posterior irradiación UV, 5mm SS 30min). La siembra de *Festuca arundinacea* y *Lotus tenuis* fue al voleo (476 y 833 semillas m^2 para festuca y lotus respectivamente). El experimento tuvo una etapa de implantación en invernadero (julio-setiembre) y una segunda etapa (octubre-marzo) en condiciones climáticas naturales con temperaturas de ~17,6 °C (5,5°C min y 30,8 °C máx) y riego (~1000 mm anual). Se fertilizó al voleo con M y U (120 kg N ha^{-1} $año^{-1}$; 60:40 primavera:verano). El suelo presentó valores medios de 1,2 %MO, 0,07 %N total, 63 mg kg^{-1} P disponible y 7,83 pH. El M provino de animales que consumían heno de alfalfa (EEA Chubut) y presentó valores medios de 1,5 %N total, 0,37% y P total. Entre octubre-marzo, se realizaron cuatro cortes (3 cm de altura desde el suelo) de forraje. Se determinó la materia seca acumulada (MS) total y de cada componente (estufa 60°C por 48 horas), el índice de nutrición nitrogenada (INN; Lemaire y Gastal 1997) y el de nutrición fosforada (INP; Duru y Ducrocq, 1997). En muestras de suelo y raíces (0-0,2m de profundidad, con cilindro de 33 cm^2) extraídas ~20 días después de cada fertilización se estimó: actividad microbiana edáfica total (FDA) mediante técnica de hidrólisis de la fluoresceína (Green et al. 2006) y en raíces se determinó la nodulación rizobiana, la masa nodular fresca (MNF), la frecuencia de micorrización total (AMC%) y de formación de arbúsculos (A%) por AMF mediante observación y cuantificación microscópica (20×) previa tinción con azul Tripán en lactoglicerol, de acuerdo al INVAM (2024, A); y la cuantificación de la abundancia de esporas de AMF bajo lupa binocular (6×) a partir del suelo (y estiércol) mediante tamizado húmedo (44µM) y decantación de partículas pesadas y centrifugación (INVAM 2024, B). Se realizó ANOVA y prueba de Tukey ($p<0,05$) con *InfoStat* (2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rendimiento forrajero total acumulado fue mayor en el suelo-A respecto al suelo-R, sin efectos por la fertilización en cada condición de suelo (Tabla 1). Esto se explicó por una mayor productividad de *Lotus* en suelo-A, explicado a su vez por un mayor INN de esta especie en dicho suelo-A (Figura 1a, b), lo que evidencia el mayor aporte de la microbiota edáfica asociada en suelo-A (Figura 2). Si bien la microbiota asociada al ciclado y aporte de P, particularmente AMF, fueron también mayores en el suelo-A (Figura 2), eso no se vio reflejado en un mejor INP en la pastura en suelo-A respecto de aquella en suelo-R (Figura 1c, d). La fertilización con U incrementó el rendimiento de la gramínea en ambos suelos y particularmente en suelo-R donde se redujo la leguminosa ($p<0,05$) (Tabla 1). El INN de la gramínea con agregado de urea en primavera obtuvo el mayor valor en ambos tipos de suelo, mientras que en verano esta diferencia solo se observó en el suelo-R (Figura 1a, b).

Tabla 1. Producción acumulada de materia seca (MS) de la pastura mixta total, de la leguminosa y de la gramínea para condiciones de suelo y tratamientos de fertilización (A, AM, AU, R, RM y RU) ±EE de la media (n=4). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para cada componente mix, leguminosa y gramínea (Tukey 0,05).

Tratamiento	t MS mix ha^{-1} $año^{-1}$	t MS leguminosa ha^{-1} $año^{-1}$	t MS gramínea ha^{-1} $año^{-1}$
A	15,5 ±0,5 ab	12,5 ±0,6 a	3,0 ±0,1 d
AM	16,5 ±0,6 a	13,3 ±0,5 a	3,2 ±0,2 d
AU	16,5 ±0,6 a	12,2 ±0,4 a	4,7 ±0,3 bc
R	12,3 ±0,5 c	7,3 ±0,5 b	5,0 ±0,2 c

RM	12,3 ±0,6 c	6,4 ±0,5 bc	5,9 ±0,2 b
RU	13,0 ±0,4 bc	4,6 ±0,5 c	8,5 ±0,3 a

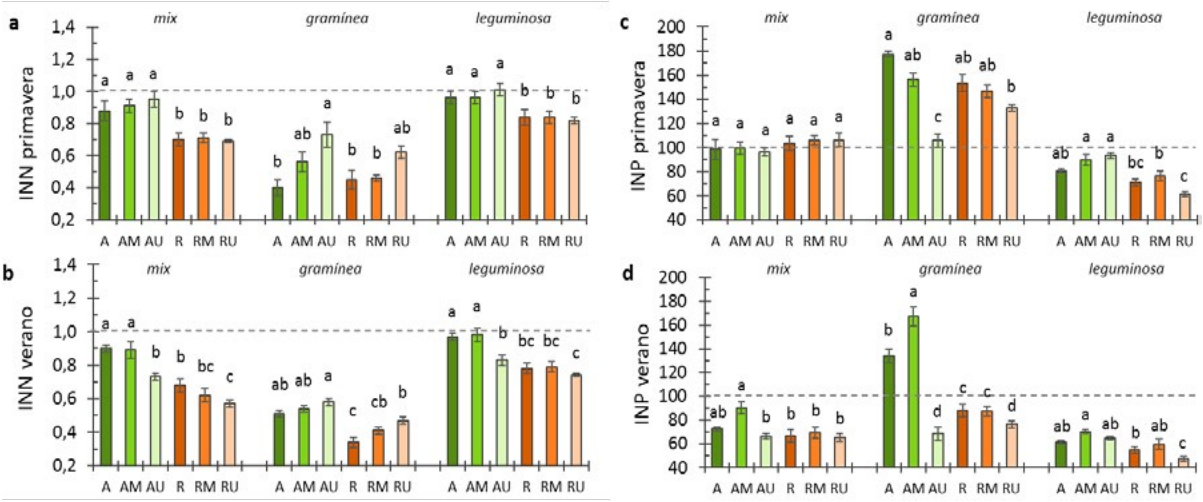


Figura 1. Valores medios del índice de nutrición de la pastura mixta (mix) y cada componente gramínea y leguminosa para cada condición de suelo y tratamiento de fertilización (A, AM, AU, R, RM y RU). Nutrición nitrogenada (INN) en a) primavera y b) verano. La línea horizontal discontinua indica el valor óptimo: INN = 1. Nutrición fosforada (INP) en c) primavera y d) verano. La línea horizontal discontinua indica el valor óptimo: INP = 100. La barra de error indica ±EE de la media (n=4). Letras distintas indican diferencias significativas para cada componente estudiado (mix, gramínea, leguminosa) (Tukey, 0,05).

En general, los parámetros microbianos mostraron una mayor actividad/abundancia en el suelo-A respecto al suelo-R (Figura 2), lo que indica el éxito de los protocolos utilizados para generar la situación de suelo-R. En el suelo-A no se detectaron incrementos por el agregado de estiércol, mientras que la fertilización con urea redujo la micorrización total y la nodulación rizobiana. En el suelo-R en cambio, hubo efectos estacionales por el agregado de estiércol, donde se evidenció mantenimiento o incremento en algunos de los parámetros de actividad/abundancia.

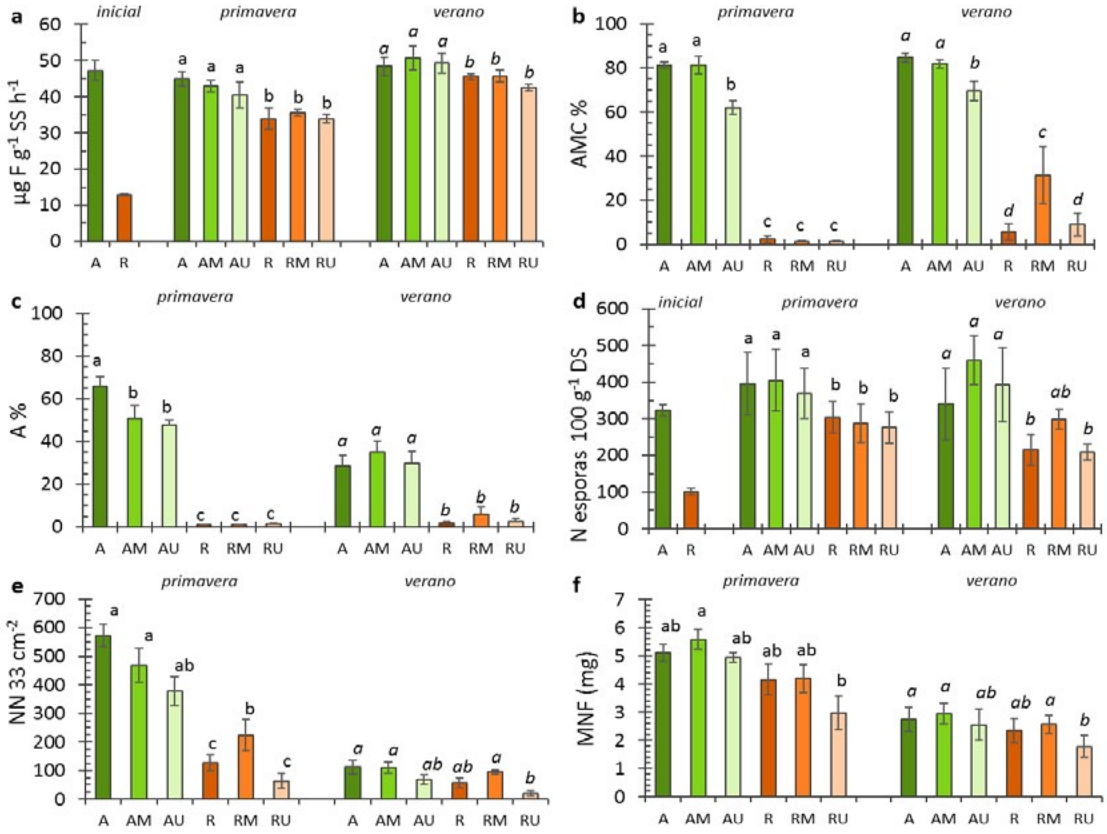


Figura 2. Valores medios estacionales de a) actividad microbiana total (FDA), b) frecuencia de micorrización total por AMF (AMC %), c) frecuencia de formación de arbúsculos (A %), d) abundancia de esporas de AMF (N esporas), e) número de nódulos de rizobios (NN) y f) masa nodular fresca (MNF); de la pastura mixta para cada condición de suelo y tratamiento de fertilización (A, AM, AU, R, RM y RU). La barra de error indica ±EE de la media (n=4). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de cada estación primavera (capital) y verano (cursiva) (Tukey, 0,05).

La actividad microbiana total del suelo (FDA) fue mayor en suelo-A (Figura 2a). Respecto a los AMF, la frecuencia de micorrización (AMC%) fue mayor en suelo-A en ambas estaciones ($p<0,05$) mostrándose el valor más bajo con el agregado de urea ($p<0,05$) (Figura 2b). La frecuencia de formación de arbúsculos (A%) también fue mayor en suelo-A en las dos estaciones (Figura 2c). Además, mostró efecto de fertilización solo en suelo-A en la primavera, con el mayor valor en el testigo respecto a los tratamientos fertilizados (A > AM y AU, $p<0,05$) (Figura 2c). La abundancia de esporas de AMF solo evidenció diferencias por efecto del suelo con el mayor valor en suelo-A ($p<0,05$) sin evidenciar efectos por la fertilización ni posibles interacciones (Figura 2d). Estudios previos indican que la micorrización de raíces depende de la relación N:P del suelo. En suelos limitados de P, el agregado N aumenta la micorrización, pero si el P es abundante, la planta absorbe P sin asociarse a los AMF (Mendoza et al. 2016). En este estudio, se observó que la aplicación de urea en un suelo rico en P redujo la micorrización total especialmente en primavera con dosis altas de N. Sin embargo, la formación de arbúsculos (A%, donde ocurre el intercambio simbiótico) solo disminuyó en primavera y con ambos fertilizantes. Esto sugiere que las cepas nativas de AMF podrían ser tolerantes al alto P o cumplir otras funciones además de facilitar su absorción. El estiércol (agregado de N+P) evidenció respuestas que coinciden el mantenimiento e incremento de la actividad/abundancia de AMF con agregado de P de baja solubilidad (Covacevich et al. 2012; Zhu et al. 2016).

La abundancia de nódulos de rizobios (NN) varió según la interacción suelo × fertilización y suelo × estación ($p<0,05$). En primavera, el suelo-A presentó los valores más altos de NN, sin diferencias por fertilización ($p>0,05$). En suelo-R, el uso de estiércol aumentó

significativamente la NN en comparación con el testigo y la urea (R, RU) (Figura 2e). En verano, los valores de NN disminuyeron en general y no hubo diferencias entre suelos ($p>0,05$), salvo en suelo-R con urea, que mostró el valor más bajo ($p<0,05$) (Figura 2e). La masa nodular fresca (MNF) mostró un comportamiento similar (Figura 2f). Estos resultados coinciden con hallazgos previos, evidenciándose pérdidas de actividad/abundancia rizobiana cuando se agrega urea (Nyfeler et al. 2009) asociado a una menor proporción de leguminosas (Oyharçabal et al. 2024). Por otra parte, la diferencia entre estaciones podría atribuirse a cambios fenológicos (inicio de floración en verano) de la especie *Lotus* con quien asocia. Por otra parte, es posible que estas respuestas se relacionen, por un lado, a que el N total agregado con estiércol (equivalente al agregado con urea) no estaba en su totalidad en estado soluble; y por otro, al simultáneo agregado de materia orgánica y otros nutrientes, desencadenantes de otros procesos microbianos edáficos.

CONCLUSIONES

Nuestros resultados evidenciaron la contribución de las poblaciones microbianas nativas a la productividad y estado nutricional de la pastura (H1). Por su parte, no hubo efectos significativos por la fertilización con estiércol seco sobre la actividad/abundancia de la microbiota estudiada, mientras que el uso de urea disminuyó la micorrización y el número de nódulos (H2). De nuestro conocimiento, el presente estudio reporta los primeros resultados sobre poblaciones microbianas espontáneas en sistemas de pasturas mixtas irrigadas del Valle Inferior del Río Chubut, ante estrategias de fertilización con fuentes contrastantes. Estos resultados permiten comprender la importancia de los suelos biológicamente activos y contribuye a la búsqueda de herramientas de estudio y manejo con foco en la salud del suelo y los sistemas ganadero-pastoriles que nos aproximen a la sustentabilidad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo integra partes de la tesis “Aportes de la fertilización nitrogenada y la microbiota rizosférica nativa a la producción de pasturas mixtas” FCA-UNMDP CONICET INTA; con financiación de INTA (PEI007 Pasturas y Forrajes Conservados, PD-L03-I093 Fertilidad Química, Física y Biológica del suelo) y FCA-UNMDP-AGR603-20. Se agradece a V. Alonso y M. Rajchenberg, responsables de los Laboratorios de Edafología y Fitopatología (CIEFAP). La Dirección de Fauna y Flora Silvestre de Chubut, otorgó los permisos de colectas de muestras biológicas con fines de investigación (EN 1165/2020, MAGIyC DN 868/90, DN17/2022).

BIBLIOGRAFÍA

Covacevich, F., Echeverría, H. E. y Pagano, M. C. (2012). Arbuscular mycorrhizal fungi: essential belowground organisms for earth life but sensitive to a changing environment. *African Journal of Microbiology Research*, 6(27): 5523-5535. http://doi.org/10.5897/AJMR12.160

Duru, M. y Ducrocq, H. (1997). A nitrogen and phosphorus herbage nutrient index as a tool for assessing the effect of N and P supply on the dry matter yield of permanent pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 47(1), 59-69. https://doi.org/10.1007/bf01985719

Franzluebbers, A.J., Wendroth, O., Creamer, N.G. y Feng, G.G. (2020). Focusing the future of farming on agroecology. *Agricultural y Environmental Letters*, 5:e20034. https://doi.org/10.1002/ael2.20034

García, I. V., Covacevich, F., Fernández-López, C. y Cabello, M. N. (2023). Lotus tenuis maintains high Arbuscular mycorrhizal diversity in grasslands regardless of soil properties or management. *Rhizosphere*, 27: 100754. https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100754

Green, V. S., Stott, D. E. y Diack, M. (2006). Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: optimization for soil samples. *Soil Biology y Biochemistry*, 38: 693-701. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.020

INVAM. (2024). The International Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi. University of Kansas. A) https://invam.ku.edu/staining-roots. B) https://invam.ku.edu/spore-extraction

Lemaire, G. y Gastal, F. (1997). N Uptake and Distribution in Plant Canopies. In: G. Lemaire (Ed.), Diagnosis of the Nitrogen Status in Crops, 3-43. https://doi.org/10.1007/978-3-642-60684-7_1

Mendoza, R., García, I., Deplama, D. y López, C. F. (2016). Competition and growth of a grass-legume mixture fertilized with nitrogen and phosphorus: Effect on nutrient acquisition, root morphology and symbiosis with soil microorganisms. *Crop and Pasture Science*, 67(6), 629-640. https://doi.org/10.1071/CP15257

Nyfeler, D., Huguenin-Elie, O., Suter, M., Frossard, E., Connolly, J. y Lüscher, A. (2009). Strong mixture effects among four species in fertilized agricultural grassland led to persistent and consistent transgressive overyielding. *Journal of Applied Ecology*, 46: 638-691. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01653.x

Oyharçabal, E., Covacevich, F., Bain, I., Acuña, C. S. y Berone, G. D. (2024). Cattle dry manure fertilization increases forage yield of grass-legume mixtures, while maintaining the legume proportion and root-associated microbiota. Grass and Forage Science 79: 281-293. https://doi.org/10.1111/gfs.12656

Zhu, C., Ling, N., Wang, M., Guo, J. y Shen, O. (2016). Impact of fertilization regimes on arbuscular mycorrhizal fungal (AMF) community composition were correlated with organic matter composition in maize rhizosphere soil. *Frontier in Microbiology*, 7:1–12. https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01840

MONITOREO DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DEL SUELO Y SU INFLUENCIA EN EL MANEJO DE CAÑA DE AZÚCAR

Pérez-Brandan, C.[1, 2, 3*], Abán, C. L.[1, 2], Álvarez, M. D.[2], Minervini, M.[2], Easdale, C.[4]

[1] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Salta, Argentina; [2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Salta. Cerrillos, Salta, Argentina; [3] Universidad Nacional de Salta. Facultad de Ingeniería. Salta, Argentina; [4] Ingenio Ledesma SAAI.
[*] perez.carolina@inta.gob.ar

RESUMEN: La caña de azúcar es uno de los cultivos agroindustriales más relevantes a nivel mundial, en el Noroeste Argentino constituye una actividad económica central. Históricamente predominó el monocultivo con labranza intensiva y uso de maquinaria pesada, prácticas que contribuyeron al deterioro del suelo. Frente a este escenario, manejos conservacionistas como la rotación de cultivos resultan fundamentales para mejorar la sostenibilidad y promover la biodiversidad edáfica. Dado que los microorganismos del suelo participan en procesos esenciales que regulan su calidad, la evaluación de parámetros microbianos constituye una herramienta clave para monitorear cambios asociados al manejo. El objetivo de este estudio fue determinar, a corto plazo, el efecto del monocultivo de caña y de la rotación caña–soja (con y sin fertilización fosfatada) sobre indicadores físicos, químicos y biológicos del suelo. Se trabajó en un ensayo a campo en la finca Paulina (Jujuy), bajo un diseño en bloques completos al azar. Se evaluaron parámetros como carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo extractable, pH, conductividad eléctrica, estabilidad estructural de agregados, junto a otros parámetros microbiológicos como los referidos a la actividad microbiana y al carbono de la biomasa microbiana. Los resultados muestran que la rotación con soja, particularmente sin fertilización, aumentó la estabilidad de agregados y elevó los contenidos de carbono y nitrógeno total respecto al monocultivo. En cuanto a la microbiología, los suelos rotados mostraron mayores niveles de respiración y biomasa microbiana, actividad enzimática y cociente microbiano, reflejando un ambiente biológicamente más activo y eficiente. La rotación se destacó por su capacidad para recuperar funciones clave del suelo. La fertilización fosfatada no potenció consistentemente la actividad microbiana, lo que sugiere que se necesitan mayores estudios para sugerir pautas de manejo.

PALABRAS CLAVE: Suelos, Indicadores microbiológicos, Caña de azúcar.

INTRODUCCIÓN

La caña de azúcar *(Saccharum officinarum* L.) es uno de los cultivos agroindustriales más importantes del mundo por su capacidad para generar múltiples productos y subproductos. En el NOA constituye una de las actividades agroindustriales más relevantes, con una marcada producción en las provincias de Tucumán, Salta y Jujuy siendo una fuente vital de empleo con un fuerte impacto económico. Particularmente, en la provincia de Jujuy, se encuentra el Ingenio Ledesma que posee un total de 42.000 hectáreas de campo destinadas a la producción de caña de azúcar. Tradicionalmente, su manejo se basaba en el monocultivo con labranza intensiva, sin rotación de cultivos y con el uso de maquinaria pesada, prácticas que terminaron disminuyendo tanto los rendimientos como la calidad del suelo. En este escenario, desde hace más de 15 años se aplican de manera sostenida prácticas conservacionistas, como la rotación de cultivos, que minimizan el daño al suelo y al ambiente, promueven la sostenibilidad y mejoran la biodiversidad edáfica, constituyéndose en herramientas fundamentales. Además, promueven la diversidad y actividad microbiana del suelo influyendo en los mecanismos que regulan su salud y calidad. Entendiendo que el suelo

es el componente más importante en el manejo sostenible de la tierra y que su calidad puede ser estimada a través de la evaluación de parámetros físicos, químicos y biológicos, es necesario contar con datos que permitan evaluar la sostenibilidad de las prácticas empleadas. Entre los parámetros biológicos, los microorganismos del suelo y sus funciones han sido reconocidos como componentes integrales de la calidad edáfica, dado que están involucrados en procesos claves que permiten mantener las funciones del suelo. El objetivo del presente trabajo fue determinar a corto plazo, el efecto del manejo agronómico del cultivo de caña de azúcar en monocultivo y en rotación con soja fertilizada y sin fertilizar sobre la función y actividad de microorganismos del suelo y su relación con algunos parámetros químicos y físicos. Hipotetizamos que la rotación con soja mejorará la actividad enzimática y el contenido de parámetros químicos, por ende la calidad del suelo, respecto al monocultivo, del mismo modo que la rotación con soja fertilizada mejora la actividad y funciones microbianas principalmente las relacionadas con el ciclo del fósforo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El ensayo se estableció en la unidad de manejo (UM 2401), localizada en Finca Paulina, departamento Ledesma (Jujuy, Argentina), serie de suelos Cañitas A. El suelo presenta textura franca a franco areno arcillosa gruesa a moderadamente gruesa, con una pendiente inferior al 1 %, contenido medio de materia orgánica de 1,8 %, y valores de nitrógeno total del orden de 0,12 %. Se delimitaron las parcelas (unidades experimentales) sobre la unidad de manejo, respetando la orientación de los surcos y evitando sectores con alteraciones topográficas o variabilidad evidente del suelo.

El diseño experimental correspondió a un DBCA, con tres tratamientos y cuatro repeticiones cada uno. Cada unidad experimental abarcó una superficie de 0,41 ha. Los tratamientos evaluados fueron los siguientes:

MC (caña-----barbecho químico--- caña): Monocultivo de caña, con barbecho químico entre ciclos.

RS (caña → soja → caña): sistema de rotación caña–soja sin fertilización fosfatada.

RSF (caña → soja + P→ caña): sistema de rotación caña–soja con fertilización fosfatada.

La fertilización se realizó al momento de la siembra de la soja con una dosis 90 kg/ha. La variedad de caña de azúcar utilizada fue NA 05-860.

Muestreo de suelos

La toma de muestras de suelo se realizó en la etapa de macollaje. Para el análisis microbiológico, dentro de cada unidad experimental se tomaron 18 muestras al azar de suelo compuestas cada una por 15 submuestras a 0-10 cm de profundidad, llegando a un total de 48 muestras. Las muestras fueron tamizadas (2 mm), homogeneizadas, y luego almacenadas a 4 °C hasta su análisis. Para el análisis fisicoquímico, se tomaron 6 muestras compuestas (aproximadamente de 15 submuestras c/u), asociadas espacialmente a las zonas de muestreo microbiológico a una profundidad de 0-20 cm, llegando a un total de 24 muestras. Las mismas fueron secadas a temperatura ambiente, tamizadas a 2 mm y envasadas en frascos limpios previamente rotulados hasta su posterior análisis.

Determinación de variables químicas y físicas

Se determinó carbono orgánico oxidable (COs) por Walkley & Black (Black & Allison, 1965), nitrógeno total (Nt) por el método de micro-Kjeldahl (Bremner, 1996) y fósforo fácilmente extractable (Pe) por Bray & Kurtz (1945). Se evaluó el pH y conductividad eléctrica (CE) mediante potenciometría en una suspensión de suelo/agua 1:2.5. Además, se evaluó la estabilidad de agregados del suelo (EAS) mediante el método de microtamices (1-2mm) (Corvalán et al., 2000).

Determinación de variables microbianas

A todas las muestras se les realizaron las siguientes determinaciones a) Actividad biológica global (ABG) mediante determinación de hidrólisis de diacetato de fluoresceína (Adam & Duncan, 2001), y actividad fosfatasa ácida (FA) (Tabatabai & Bremner, 1969). También se determinó carbono de la biomasa microbiana (CBM) por el método de fumigación y extracción con cloroformo (Vance et al., 1987) y respiración microbiana del suelo (RM) de acuerdo a Alef (1995). Adicionalmente se calcularon dos parámetros que se emplean como indicadores de la calidad biológica del suelo, de eficiencia metabólica y estrés microbiano: (i) el cociente microbiano (MQ), definido como la relación entre el carbono de la biomasa microbiana (CBM) y el carbono orgánico total del suelo (COS), y (ii) el cociente metabólico (qCO_2), definido como la relación entre la respiración microbiana y el carbono de la biomasa microbiana.
Los análisis estadísticos se analizaron empleando el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2017), mediante la prueba de diferencias mínimas significativas (LSD).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra los contenidos de los principales atributos químicos y físicos en muestras de suelo bajo monocultivo de caña (MC), rotación caña/soja sin fertilizar (RS) y rotación caña/soja con fertilización (RSF).

Tabla 1. Valores medios de parámetros químicos y físicos del suelo medidos bajo diferentes manejos agrícolas.

Propiedades químicas y físicas	MC	RS	RSF
COS (%)	1,32 c	1,53 a	1,41 b
Nt (%)	0,12 b	0,13 a	0,12 b
Pe (ppm)	11,7 a	12,0 a	9,7 b
pH (H_20)	7,70 a	7,70 a	7,60 a
CE (mmhos cm^{-1})	0,99 b	1,06 ab	1,17 a
EAS (%)	33,0 b	36,7 a	31,3 b

Tratamientos: MC: monocultivo de caña de azúcar, RS: Rotación caña/soja sin fertilizar, RSF: Rotación caña/soja con fertilización. COS: Carbono orgánico del suelo; Nt: Nitrógeno total; Pe: Fósforo extractable; CE: Conductividad eléctrica; EAS: Estabilidad de agregados del suelo. En cada fila, diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos a $P \leq 0.05$.

Los rangos de carbono orgánico y nitrógeno total se ubicaron entre los 1,32 y 1,53 % y los 0,12 y los 0,13 % respectivamente. Los suelos bajo RS presentaron los mayores niveles de COS y Nt, mientras que los menores registros se observaron en el suelo bajo MC. Los niveles de Pe oscilaron entre los 9,7 y los 12,0 ppm. Los mayores niveles se registraron en los suelos bajo RS, seguido de los suelos bajo MC sin que se observaran diferencias significativas entre ellos. Por otro lado, los valores de pH oscilaron entre los 7,60 y los 7,70, mostrándolos como suelos “ligeramente alcalinos”, mientras que los de conductividad eléctrica (CE) lo hicieron entre los 0,99 y los 1,17 mmhos/cm mostrando suelos con rangos de CE moderados, aptos para la mayoría de los cultivos. Los mayores valores de pH fueron observados en los suelos bajo RSF y MC, aunque no se encontraron diferencias significativas entre ambos, ni tampoco con los manejos bajo RS. Los valores de EAS fluctuaron entre los 31,3 y los 36,7 % donde los mayores niveles de EAS se registraron en los suelos bajo RS y los menores valores fueron registrados en los manejos RSF sin que se observen diferencias significativas con el MC. La materia orgánica, el nitrógeno total y el fósforo son nutrientes claves para mantener la fertilidad y vida microbiana del suelo por lo que los rangos de COS, Nt y Pe, observados en este trabajo, requieren manejos adecuados, como la rotación de cultivos, para conservar la fertilidad del suelo. Es evidente, que en este estudio la rotación con soja favoreció la aireación del suelo, mejorando la estructura ayudando a reducir la compactación, especialmente en suelos donde la caña se mantiene varios años sin renovación.

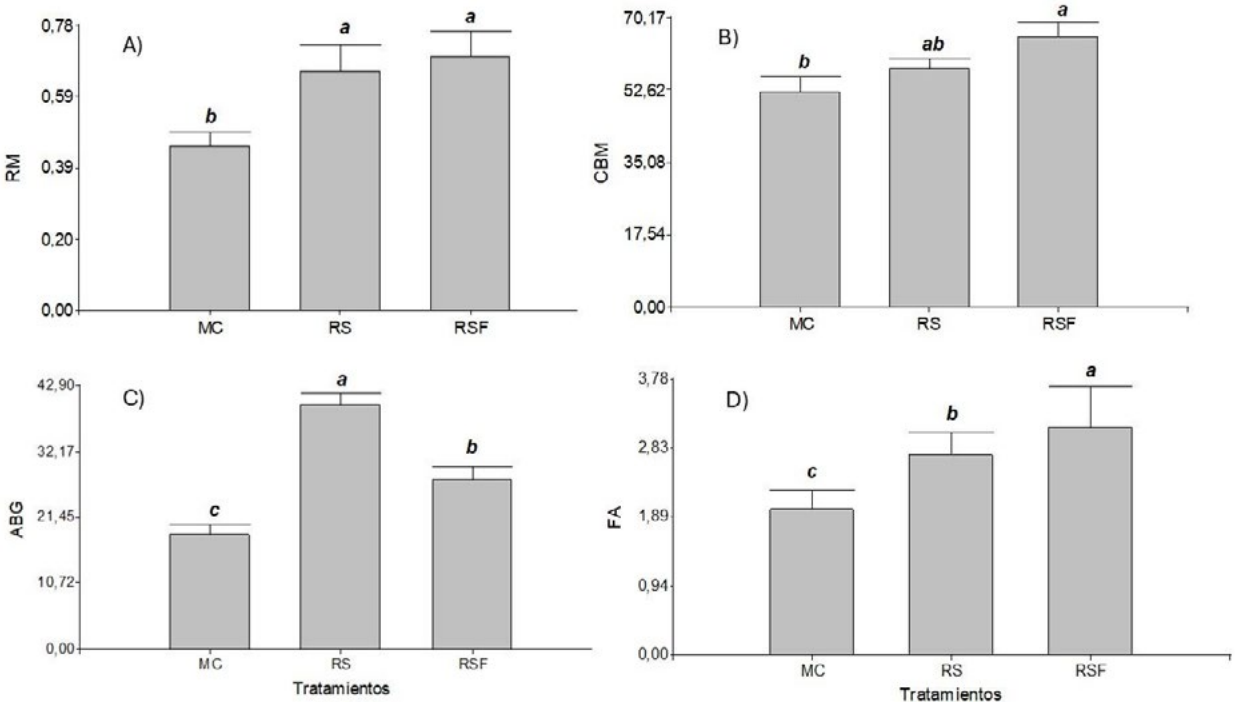


Figura 1. Valores medios de respiración microbiana (RM), carbono de la biomasa microbiana (CBM), actividad biológica global (ABG), y actividad de fosfatasa ácida (FA), medidos bajo diferentes manejos agrícolas. Tratamientos: MC: monocultivo de caña de azúcar, RS: Rotación caña/soja sin fertilizar, RSF: Rotación caña/soja con fertilización. A) RM: Respiración microbiana; B) CBM: Carbono de biomasa microbiana, C) ABG: Actividad biológica global (ABG), y D) Actividad de fosfatasa ácida (FA). En cada columna, diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos a P≤0.05 según la prueba de LSD.

La figura 1 muestra los valores de respiración microbiana (RM), carbono de la biomasa microbiana (CBM), actividad biológica global (ABG), y actividad de fosfatasa ácida (FA) en muestras de suelo bajo MC, RS y RSF. La RM presentó valores entre 0,45 y 0,70 mg CO_2/g de suelo donde los mayores niveles fueron observados en los suelos bajo rotación, tanto sin fertilización como con fertilización y sin que se observaran diferencias estadísticas entre ellos. Los valores más bajos fueron observados en el MC. El contenido promedio de CBM osciló entre los 52,31 y 65,29 µg C/g suelo. Los valores mas altos de CBM se registraron en los suelos bajo rotación, sin que se observaran diferencias significativas entre la soja fertilizada y sin fertilización, aunque los suelos en RSF experimentaron mayores niveles. Los menores valores fueron registrados en el MC. La ABG osciló entre los 18,65 y 39,78 µg/g. Los mayores niveles de ABG fueron significativamente mayores en los suelos bajo RS, seguidos de los suelos bajo RSF. Los menores valores se registraron en los suelos bajo MC. Los valores de FA oscilaron entre los 2,0 y 3,12 µg p-nitrophenol/kg/h. Los mayores niveles de FA fueron registrados en los suelos bajo RSF, seguido de los suelos bajo RS, mientras que los niveles más bajos fueron observados en el MC. Como era de esperar, la rotación con soja resultó beneficiosa al generar un ambiente favorable para la microbiota del suelo, aumentando su biomasa y su actividad metabólica. Sin embargo, la fertilización fosfatada no resultó ser suficiente para potenciar la actividad microbiana, lo que podría indicar porqué la FA no disminuyó sus niveles en el tratamiento con fertilización, aun así, el impacto de la rotación resultó evidente al sumar efectos positivos al sistema.

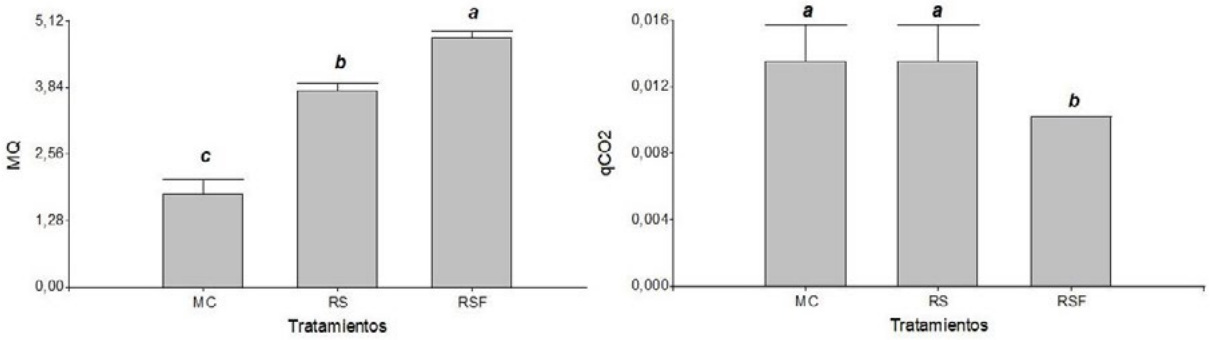


Figura 2. Valores medios de cociente microbiano (MQ) y cociente metabólico (qCO_2), medidos bajo diferentes manejos agrícolas. Tratamientos: MC: monocultivo de caña de azúcar, RS: Rotación caña/soja sin fertilizar, RSF: Rotación caña/soja con fertilización**.** En cada columna, diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos a P ≤ 0.05 según la prueba de LSD.

La figura 2 muestra los valores de cociente microbiano (MQ) y cociente metabólico (qCO_2) en muestras de suelo bajo monocultivo de caña (MC), rotación caña/soja sin fertilizar (RS) y rotación caña/soja con fertilización (RSF). Los niveles de MQ oscilaron entre 1,79 y 4,81 %. Los niveles mas altos se registraron en los suelos bajo RSF, seguido de RS. Los valores mas bajos fueron registrados en el MC. Los niveles de qCO_2 presentaron niveles de 0,01. Los suelos RS y bajo MC presentaron los mayores valores, seguidos de los manejos RSF. El MQ es un buen indicador de la calidad biológica del suelo, pero puede variar según clima, estado fenológico del cultivo y manejo previo. Valores entre los 2 y 3% indican suelos en buen estado, con actividad microbiana adecuada, mientras que valores entre 1 y 2% indican actividad microbiana moderada a baja. En los suelos de nuestro estudio, la rotación de soja propicio a un suelo más activo biológicamente con mayor reciclaje de nutrientes lo que resultó en mayores niveles de MQ. Por otro lado, respecto al qCO_2, valores entre 0,02 y 0,03 (bajo) indican suelos con muy buena calidad biológica, no observados en nuestro estudio, pero que indican que, a través del manejo conservacionista, vamos hacia una eficiencia metabólica aceptable dado los valores registrados en los tratamientos bajo rotación.

488

CONCLUSIONES

En general, los parámetros evaluados permitieron discriminar entre distintas situaciones de manejo. Los parámetros microbiológicos demostraron ser sensibles a los efectos de manejo, mostrando como el efecto de la rotación caña-soja promovió suelos biológicamente más activos que el monocultivo. Sin embargo, la fertilización fosfatada aplicada no potenció consistentemente la actividad microbiana ni redujo la demanda enzimática de P. Estos resultados resaltan la importancia de incorporar rotaciones en sistemas cañeros, aunque aún es necesario profundizar en el rol de la fertilización fosfatada sobre la funcionalidad microbiana.

BIBLIOGRAFÍA

Adam, G. and Duncan, H. (2001). Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. Soil Biol. Biochem. 33, 943–951.

Alef, K. (1995). Soil respiration. In: Alef, K., Nanninpieri, P. (eds). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry.* London, UK: Academic Press, Harcourt Brace and Company Publishers, 219–4.

Black, C. and Allison, L. (1965). *Methods of Soil Analysis. Part II. Chemical and Microbiological Properties*. Madison, WI: American Society of Agronomy.

Bray, R. H. and Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci* 1945; **59**:39–45.

Bremner, J.M. (1996). *Nitrogen Total.* Madison, WI: Soil Science Society of America Press.
Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2017). Infostat version 2017.
Corvalán, E. R., Franzoni, A., Huidobro, J. D. (2000). Microsieves method to estimate soil aggregate stability 1−2 mm.In: *14th Soil Science Congress, Mar del Plata*. Commission I— Panel 25.
Tabatabai, M. A. and Bremner, J. M. (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1, 301–307.
Vance, E. D., (1987). Microbial measurements in forest soils: Determination of kc values and tests of hypotheses to explain the failure of the chloroform fumigations incubation method in acid soil. Wilderness 19.

IMPACTO DEL MANEJO ORGÁNICO: RECUPERA LA SALUD DEL SUELO EN ESTE ESTUDIO CULTIVO DE SOJA

Quinteros, M.[1*], Martos, G.[1], Benedetti, P.[1], Gallac, M.[1], Morales, C.[1]

[1] INTA EEA Famailla; * quinteros.maria@inta.gob.ar

RESUMEN: Se evaluó el impacto del manejo orgánico en cultivos de soja sobre la calidad microbiológica del suelo, comparándolo con sistemas convencionales y con monte natural como referencia. El estudio se llevó a cabo en dos zonas con características edafoclimáticas similares, durante dos campañas agrícolas consecutivas. En la zona 1, se compararon suelos bajo soja orgánica, soja convencional y monte. En la zona 2, se evaluaron soja orgánica, soja convencional y monte. Los indicadores evaluados fueron: Respiración basal edáfica, Respiración inducida por sustrato, Biomasa microbiana, Cociente metabólico (qCO_2), Cociente microbiano *y el cociente de eficiencia metabólica,* determinaciones físicoquímicas y nitrógeno por incubación anaeróbica (NAN). Este estudio demuestra que los sistemas orgánicos tienen potencial para mejorar la calidad biológica del suelo y acercarse al estado de referencia natural, siempre considerando tipo de suelo y manejo, aunque su comportamiento puede variar significativamente entre años según el manejo y productos utilizados. Se podría incorporar en sistemas convencionales, generando rotaciones de superficies con manejo orgánico a fines de mejorar la salud del suelo.

PALABRAS CLAVES: Microbiano, soja, orgánico.

INTRODUCCIÓN

La expansión del cultivo de soja en Argentina desde la década de 1990 generó profundas transformaciones en los agroecosistemas, especialmente en regiones donde se intensificó el monocultivo o las rotaciones cortas. Numerosos trabajos nacionales han demostrado que la soja, particularmente cuando se cultiva en forma continua y bajo esquemas fuertemente dependientes de insumos de síntesis, produce una pérdida sostenida de nutrientes y un deterioro de los atributos biológicos del suelo**.** Entre las afectaciones más reportadas se encuentran el descenso del carbono orgánico, la exportación neta de N, P, S y micronutrientes, la disminución de la biomasa microbiana, la reducción de la actividad enzimática y la estabilidad estructural. En Argentina, estas degradaciones han sido documentadas por (Álvarez y Steinbach, 2009)**,** (García et al., 2007)**, (**Galantini y Suñer, 2008)**,** (Studdert y Echeverría, 2000) y (Caviglia et al., 2004)**,** quienes coinciden en que la intensificación del monocultivo disminuye la resiliencia del suelo y compromete su salud a largo plazo.

En contraste, sistemas orgánicos y agroecológicos muestran patrones opuestos. Diversos estudios realizados en el país señalan que estos manejos incrementan el carbono de la biomasa microbiana, la respiración basal, la diversidad del microbioma, la actividad de enzimas como β-glucosidasa, fosfatasa y ureasa, y la formación de agregados estables. Estos indicadores reflejan una mayor funcionalidad biológica**,** una mejor ciclicidad de nutrientes y una mayor capacidad del suelo para sostener la productividad sin degradarse. Asimismo, el monte natural —como referencia ecológica— exhibe los niveles más altos de actividad y diversidad microbiana, lo que permite utilizarlo como control de máxima salud edáfica en estudios comparativos.

Frente a este contexto, surge la necesidad de diseñar estrategias de manejo que permitan mejorar la calidad biológica de suelos agrícolas sin exigir la conversión total del productor a un sistema orgánico certificado. En este sentido, la propuesta de rotar sectores del lote bajo

manejo orgánico durante uno o dos ciclos constituye una alternativa innovadora y viable. Esta estrategia consiste en incorporar, en determinados sectores del establecimiento, prácticas propias del manejo orgánico —como el uso de cultivos de servicio, Bioinsumos, abonos orgánicos y la supresión temporal de agroquímicos— generando “pulsos de regeneración biológica” capaces de recuperar la actividad microbiana, aumentar el carbono orgánico y favorecer procesos naturales de ciclando de nutrientes. Luego, estos sectores pueden reincorporarse al sistema convencional, aportando suelos con mayor calidad biológica y mejor estructura.

Bajo esta lógica, la evaluación de indicadores microbiológicos de la calidad del suelo constituye una herramienta fundamental para medir el impacto de los distintos manejos y validar estrategias de restauración. Comparar suelos bajo soja convencional, soja orgánica y monte natural en distintas zonas y campañas permite identificar qué atributos son más sensibles al manejo y cuáles responden más rápidamente a las prácticas regenerativas. Asimismo, genera evidencia práctica para productores y asesores sobre cómo integrar enfoques regenerativos dentro de sistemas tradicionales de soja, contribuyendo a la sostenibilidad del suelo

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio Departamento Burruyacu

Se realizaron dos ensayos independientes en la provincia de Tucumán, Argentina, durante las campañas 2023–2024 y 2024–2025, en zonas con antecedentes contrastantes de manejo agrícola.

Un ensayo se llevó a cabo en la localidad de Burruyacu, seleccionándose dos establecimientos ubicados a 6 km entre sí (Figura 1):

- **Campo Convencional (CC):**
  Lote con 20 años de agricultura continúa basada en soja bajo manejo convencional y uso recurrente de herbicidas e insumos de síntesis.
- **Campo Orgánico (CO):**
  Lote con 5 años de manejo orgánico continuo, sin aplicación de agroquímicos, con uso frecuente de cultivos de servicio, compost y prácticas de manejo regenerativo.
- Referencia de suelo sano, se muestreó un monte nativo lindante a ambos predios.

Figura 1. Ensayo 1 – Campaña 2023–2024, con condiciones climáticas promedio. Georeferencias de los puntos de muestreo: Finca El Recuerdo (La Cruz de Abajo - Burruyacú); ORGANICO: 26° 37' 23.42" S, 64° 52' 32.07" W; MONTE: 26° 37' 17.92" S, 64° 53' 00.65" W: CONVENCIONAL: 26° 36' 47.29" S, 64° 52' 10.61" W.

El segundo muestreo se realizó en la localidad de **Burruyacu zona 2**, situada aproximadamente a 50 km del primer sitio (Figura 2). Se repitió el esquema de comparación entre:

- Campo con manejo convencional.
- Campo con manejo orgánico.
- Monte nativo adyacente como testigo.

Estos sitios presentan clima subtropical húmedo, con precipitaciones concentradas en primavera-verano. Los suelos corresponden a Entisoles típicos Enticos de textura F-A a F-L.

Figura 2. Ensayo 2 – Campaña 2024–2025, Georreferencias de los puntos de muestreo: Finca Alta Gracia (Luis Palacio); BAJO: 26° 44' 00.07" S, 65° 07' 29.04" W ALTO: 26° 43' 58.26" S, 65° 07' 28.58" W; MONTE: 26° 44' 01.37" S, 65° 07' 20.05" W CONVENCIONAL: 26° 43' 54.09" S, 65° 07' 27.59" W.

492

Diseño de muestreo

En cada sitio (convencional, orgánico y monte) se tomaron muestras compuestas de suelo en la profundidad de 0–20 cm.

Cada muestra compuesta se conformó a partir de 5 submuestras tomadas aleatoriamente.

Se realizaron muestreos en un único momento representativo para cada campaña: post-cosecha, con el objetivo de evaluar el efecto acumulado del manejo.

En el laboratorio de suelo de EEA Famailla y de INSIBIO se realizaron las determinaciones (Tabla 1).

Tabla 1. Determinaciones en laboratorio

Determinaciones Físico Químicas y NAN EEA F.	Determinaciones biológicas INSIBIO
• pH (IRAM-SAGyP 29574 -)	Respiración basal edáfica Método: incubación estática (ISO 16072 modificada)
• C.O. (IRAM-SAGyP 29571-2 -)	• Recuento de microorganismos heterótrofos (Frioni, 2006)
• Materia orgánica (Walkley & Black)	• Respiración inducida por sustrato (Hoper,2006)
• N (a partir de M.O.)	• Carbono de la Biomasa microbiana (Breck,1995)
BI-CIC (IRAM-SAGyP 29577-1 -)	• Carbono Orgánico total (Oxidación húmeda) •
• Fósforo Disponible: IRAM-SAGyP 29570-1 -	• Biomasa Fúngica (Zabala y Gómez 2010) •
• Textura: Nijensohn,L	• Porcentaje de Materia Orgánica (Walkley y Black)
• NAN (destilación por arrastre de vapor)	• Cociente Metabólico (Anderson y Domsch1989)

	• Cociente Microbiano (Anderson y Domsch 1990)
	• Coeficiente de eficiencia metabólica (Dilly, 2005)

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

1. Caracterización fisicoquímica del suelo (Burruyacu 2023/24)

Campo Orgánico

- Mayor materia orgánica y cercanos a los valores del monte.
- pH y conductividad dentro de rangos óptimos y más estables a lo largo del ciclo.

Campo Convencional

- Menor materia orgánica en los primeros 10–15 cm.
- Mayor variación estacional en nitrógeno y fósforo debido a la fertilización de síntesis.
- Menor estabilidad de agregados comparado con orgánico y monte.

Testigo de Monte

- Máxima estabilidad de agregados.
- Mayor materia orgánica y diversidad biológica.

2. Parámetros biológicos y NAN

Burruyacu

- El **NAN** fue significativamente mayor en el sistema orgánico, demostrando mayor capacidad natural del suelo para mineralizar nitrógeno.
- El sistema convencional mostró valores de NAN más bajos y menos estables.
- Actividad enzimática y biomasa microbiana: Monte > Orgánico > Convencional
- La estructura biológica del suelo orgánico mostró mayor equilibrio hongos: bacterias y presencia de PGPR.

Burruyacu 2024/25 (Alta Gracia)

- El NAN disminuyo respecto a la campaña previa debido a: mayor humedad otoñal
- Nuevamente, el sistema orgánico se comportó parecido al sistema convencional en NAN, actividad enzimática y respiración basal. (Se estima podría ser el manejo y cambio de incorporación de bioinsumos).

3. Influencia del estado del tiempo en ambas campañas

Campaña 2023/24 (Burruyacu)

- Año con déficit hídrico moderado, alternado con lluvias concentradas.
- El suelo orgánico amortiguó mejor los períodos secos por su mayor MO y retención de agua.
- El convencional presentó: mayor estrés hídrico, menor mineralización, y caída de NAN en períodos secos.

Campaña 2024/25 (Burruyacu) Alta Gracia

- Año más húmedo en otoño se supone la variación en la biología del suelo.
- El orgánico mostró un NAN más bajo.
- En el convencional, aunque hubo mejora por el clima, los valores siguieron más bajos que en orgánico debido la menor población de biota activa.

4. Rendimiento y comportamiento del cultivo

- **Convencional:** Rendimientos normales (dependientes de insumos), pero con mayor variabilidad entre años.
- **Orgánico:** Rendimientos igual al convencional se analizó hay menor costo de producción.

El manejo orgánico de Burruyacu mostró una calidad de suelo más cercana al monte, indicando procesos de recuperación estructural y biológica relevantes para la sostenibilidad.

1. **El NAN fue el indicador más sensible para diferenciar sistemas**, siempre favoreciendo al orgánico. Esto confirma que la biología del suelo es más activa y eficiente en sistemas sin insumos de síntesis.
2. El **estado del tiempo modificó fuertemente la magnitud de los indicadores**, pero no el patrón general:

El sistema convencional depende más del clima y de los insumos para sostener su productividad; presenta mayor variación interanual y mayor degradación estructural.

3. La comparación entre **Burruyacu (mismo tipo de suelos, dos manejos, monte) y Burruyacu** confirma que:
    - La **materia orgánica, estructura física y microbiología del suelo** son los pilares de la resiliencia del sistema.
    - El manejo orgánico permite una **mayor estabilidad frente a la variabilidad climática**.
4. Se podría recomendar:
    - Rotar sectores convencionales con manejos orgánicos, Incorporar cultivos de servicio (mostaza, sorgo, trigo), realizar monitoreo anual de NAN y actividad enzimática como indicadores de salud del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, R. y Steinbach, H. S. (2009). Estudios sobre dinámica del carbono y efecto de sistemas agrícolas en la región pampeana. INTA Balcarce.

Caviglia, O. P., Sadras, V. O., Andrade, F. H., et al. (2004). Capture and efficiency in the use of wáter and radiation in double-cropped wheat–soybean. Field Crops Research, 87(2–3), 117–129.

García, M. y Puppi, N. (2007). Tenencia de la tierra y tecnología en productores de soja de Santiago del Estero. Revista de la Facultad de Agronomía (UBA), 27, 155–171.

Galantini, J. A., y Suñer, L. (2008). Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Agriscientia, 25(1), 41–55.

Galantini, J. A., Suñer, L., Landriscini, M. R. y Iglesias, J. O. (2008). Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Bahía Blanca: EdiUNS / AACS.

Steinbach, H. S. y Álvarez, R. (2006). Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. Journal of Environmental Quality, 35(1), 3–13.

Studdert, G. A. y Echeverría, H. E. (2000). Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Science Society of America Journal, 64, 1496–1503.

COMPARACIÓN Y ADAPTACIÓN METODOLÓGICA PARA LA CUANTIFICACIÓN DE LA ACTIVIDAD DE ENZIMÁTICA EN MICROPLACAS

Romero, J.[1], Crespo, C.[1], Amenta, M.[1], Reussi Calvo, N. I.[1, 2], Sainz Rozas, H. R.[1, 2, 3], Wyngaard, N.[1, 2*]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); * nwyngaard@mdp.edu.ar

RESUMEN: La simplificación de los sistemas de producción en la Región Pampeana ha provocado el deterioro de la salud de los suelos. La actividad de enzimas relacionadas al ciclo biogeoquímico de los elementos en el suelo, como lo son las β-glucosidasas (BGLU), las fosfatasas acida (ACP) y alcalina (ALP) y β-glucosaminidasas (NAG), han sido propuestas como indicadores de salud edáfica. Las metodologías tradicionales para su determinación insumen reactivos de un costo elevado. De forma alternativa a ellas, se ha propuesto su determinación a escala de microplacas. El objetivo del presente trabajo fue relacionar y comparar la actividad de enzimas BGLU, ACP, ALP y NAG determinada a escala tradicional y en microplacas, utilizando suelo tamizado por 2 y 0,5 mm. La actividad enzimática BGLU determinada en microplacas con suelo tamizado por 2 mm, no se diferenció de la metodología tradicional. Sin embargo, su determinación con suelo tamizado por 0,5 mm permitió disminuir la variabilidad de la metodología. Por otro lado, la actividad enzimática ACP, ALP y NAG determinada en microplacas utilizando suelo tamizado por 0,5 mm no se diferenció de la metodología tradicional.

PALABRAS CLAVE: actividad enzimática, suelo, microplacas.

INTRODUCCIÓN

La simplificación de los sistemas de producción adoptados en la región pampeana (RP) desde la revolución verde hasta el presente, ha provocado cambios en el paisaje, pérdida de biodiversidad y deterioro de los suelos (Faggi *et al.,* 2008; Wyngaard *et al.,* 2022; Larrea *et al.,* 2023). En líneas generales, aquellos sistemas de producción menos simplificados y por ende más parecidos a la naturaleza, presentan un mayor aporte de carbono (C) al suelo (Crespo *et al., 2021*) y una mayor actividad biológica (Gomez *et al.,* 2020), ambas variables positivamente relacionadas a la salud edafica (SE). Debido a que la misma depende de la interacción de propiedades físicas, químicas y biológicas, se recurre al uso de indicadores que permiten estimar el estado de salud, comúnmente denominados como indicadores de salud edáfica (ISE).

Recientemente se ha propuesto a la actividad de enzimas relacionadas al ciclo biogeoquímico de algunos elementos como ISE (Cui *et al*., 2024; Daughtridge y Margenot, 2024). Dentro de ellas, las β-glucosidasas (BGLU) permiten estimar la actividad biológica y la capacidad de un suelo para estabilizar materia orgánica (Ndiaye *et al*., 2000). Las fosfatasas acida (ACP) y alcalina (ALP), tienen un rol vital en la liberación de fósforo desde la materia orgánica de los suelos (Rocabruna *et al*., 2024). Por otra parte, las β-glucosaminidasas (NAG) están involucradas en el ciclo del C y nitrógeno (N) en los suelos y se correlacionan con el C y N orgánico, C y N microbiano y con la cantidad acumulada de N mineralizado (Ekenler y Tabatabai, 2002).

Los métodos de determinación de la actividad enzimática generalmente implican la incubación de muestras de suelo junto a sustratos cromogénicos seguida por una cuantificación

espectrofotométrica (Jackson, *et al*., 2013). Si bien las metodologías actualmente utilizadas han sido evaluadas como ISE, los reactivos empleados, presentan un costo elevado, lo que hace poco factible su adopción en laboratorios de servicio al sector agropecuario. Es por ello que se han desarrollado análisis espectrofotométricos a escala de microplaca (Deng *et al*., 2013; Reardon *et al*., 2019) que reducen significativamente la cantidad de reactivos y, por ende, el costo económico por muestra. Sin embargo, estas metodologías presentan interferencias por la presencia de partículas en suspensión en algunos tipos de suelos (Deng *et al*., 2013) y no han sido evaluadas sistemáticamente en suelos de Argentina.
El objetivo del presente trabajo fue relacionar y comparar la actividad enzimática de enzimas BGLU, ACP, ALP y NAG determinada a escala tradicional y en microplacas.

MATERIALES Y MÉTODOS

i. Determinación de actividad enzimática

Sobre muestras (n=16) de suelos (0-20 cm) provenientes de sitios con valores contrastantes de materia orgánica, se determinó la actividad enzimática a escala tradicional (Tabatabai, 1994) y en microplaca (Deng *et al.,* 2013). Para esta última, se evaluó la conveniencia de utilizar suelo tamizado por 0,5 y 2 mm. En detalle para la cuantificación en microplacas (Deng *et al.,* 2013), en tubos Eppendorf se mezclaron 0,1 g suelo con 400 µL de buffer y 100 µL de sustrato, según corresponda (Tabla 1), se agitaron mediante agitador *vortex* y se colocaron en incubadora a 37 °C por 1 h. Luego de retirados, para detener la reacción y otorgar color se agregaron 100 µL de $CaCl_2$ y 400 µL de solución stop, según corresponda (Tabla 1). A continuación, fueron agitados y centrifugados a 12000 rpm por 5 min. A partir del extracto obtenido, se colocaron 200 µL sobre 2 celdas de microplaca (duplicado de lectura). Se determinó la intensidad del color amarillo utilizando un espectrofotómetro a una longitud de onda de 415 nm. Para cada muestra se llevo a cabo un control de autohidrólisis, que consiste en el mismo proceso excepto que el sustrato se agrega al finaliza la incubación, luego de agregar el $CaCl_2$ y la solución *stop*. Su resultado fue restado al de la muestra incubada con sustrato. Para la confección de la curva de calibración, en tubos Eppendorf se realizaron 8 puntos correspondientes a 0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70 y 80 µg de p-nitrofenol en H_2O. Posteriormente se otorgó color a la solución agregando 0,1 µL de $CaCl_2$ y 0,4 µL de buffer según corresponda (Tabla 1).

Tabla 1. Etapas y reactivos utilizados para la determinación de la actividad de enzimas β-glucosidasas (BGLU), fosfatasas acida (ACP) y alcalina (ALP) y β-glucosaminidasas (NAG).

Enzima	*Etapa de incubación*		*Post-incubación*	
	Buffer (400 µL)	*Sustrato (100 µL)*	*$CaCl_2$ (100 µL)*	*Solución Stop (400 µL)*
BGLU	MUB pH 6,0	p-Nitrofenil-β-D-glucosido (0,05 M)	0,5 M	THAM (0.1 M) pH 12
ACP	MUB pH 6,5	p-Nitrofenil fosfato (0,05 M)	0,5 M	NaOH (0,5 M)
ALP	MUB pH 11	p-Nitrofenil fosfato (0,05 M)	0,5 M	NaOH (0,5 M)
NAG	Acetato (0,1M), pH 5,5	p-Nitrofenil-N-acetil-β-D-glucosaminido (0,01 M)	0,5 M	NaOH (0,5 M)

** Sustratos y soluciones preparadas de acuerdo a lo enunciado por Tabatabai, 1994.*

ii. Análisis estadístico

Se desarrollaron modelos de regresión lineal simple que relacionan la actividad enzimática determinada a escala tradicional y en microplacas. Sobre las variables de la ecuación de la recta (pendiente y ordenada al origen) se determinaron los intervalos de confianza que contienen al valor estimado con un nivel de confianza del 95%. Las diferencias significativas fueron establecidas a partir de la comparación de los intervalos de confianza con una línea 1:1 (que simboliza similar determinación de actividad enzimática por ambas metodologías).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La actividad enzimática de BGLU determinada en microplacas, presentó diferencia significativa entre suelo tamizado por 2 y 0,5 mm (Figura 1). Al evaluar los intervalos de confianza de los parámetros de la ecuación de la recta, se observó que, si bien pendiente no difirió de la unidad, la ordenada al origen difirió del valor cero, estando comprendida en el intervalo -30,39 a -1,06. Por ende, si bien la actividad enzimática determinada con suelo tamizado por 2 y 0,5 mm es estadísticamente diferente, es por mínima diferencia. En ambos casos, la actividad enzimática determinada en microplacas utilizando suelo tamizado por 2 y 0,5 mm se relacionó de manera lineal y positiva con la determinada a escala tradicional. Al comparar la actividad enzimática determinada a escala tradicional con la determinada en microplacas utilizando suelo tamizado por 0,5 mm, se observó diferencia (Figura 2a). Por el contrario, al comparar la actividad enzimática determinada a escala tradicional con la determinada en microplacas utilizando suelo tamizado por 2 mm, no se observó diferencia (Figura 2b). Este hallazgo manifiesta que es posible utilizar la misma muestra de suelo (tamizada por 2 mm) utilizada para la determinación de otras variables edáficas, sin la necesidad de realizar un tratamiento previo (molienda y tamizado por 0,5 mm). Sin embargo, este tratamiento previo permite reducir la variabilidad de la metodología. Se observó un coeficiente de variación entre repeticiones en promedio de 5,6; 8,2 y 17,4 % para la metodología tradicional, microplaca 0,5 mm y microplaca 2 mm, respectivamente.

La actividad de las enzimas NAG (Figura 3a), ACP (Figura 3b) y ALP (Figura 3c) determinadas a escala tradicional se relacionaron de manera lineal y positiva con la determinada en microplacas. En todos los casos, al evaluar parámetros de la ecuación de la recta, se observó que los intervalos de confianza correspondientes a la ordenada al origen y pendiente, no difirieron del valor 0 y 1, respectivamente, indicando que la diferencia no es significativa. Al respecto, Deng *et al.,* 2018, indicó que las metodologías mencionadas se encuentran altamente correlacionadas pero que difieren significativamente. Esta discrepancia, posiblemente sea atribuible a diferencias metodológicas, dado que dicho autor realizó tanto la incubación de suspensiones como la lectura en microplacas y menciona que la presencia de partículas de suelo en suspensión provoca interferencias en la cuantificación.

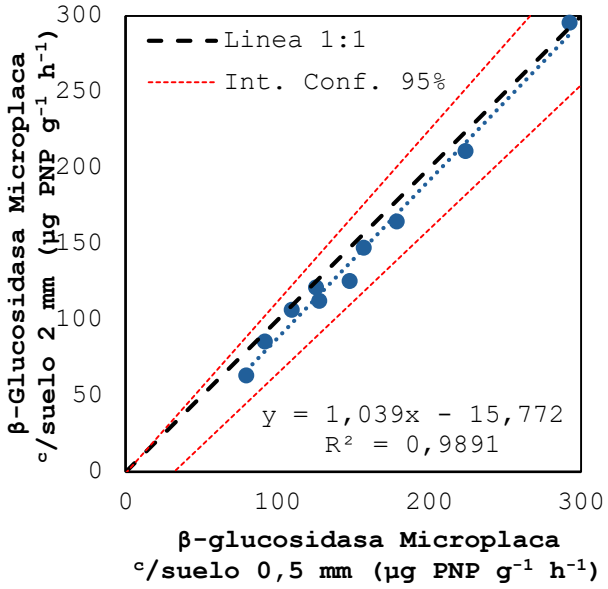


Figura 2. Relación entre la actividad enzimática β-glucosidasas (µg PNP g^{-1} h^{-1}) determinada en microplacas con suelo tamizado por 2 mm y 0,5 mm. *Nota: la línea 1:1 simboliza similar actividad determinada por ambas metodologías.*

498

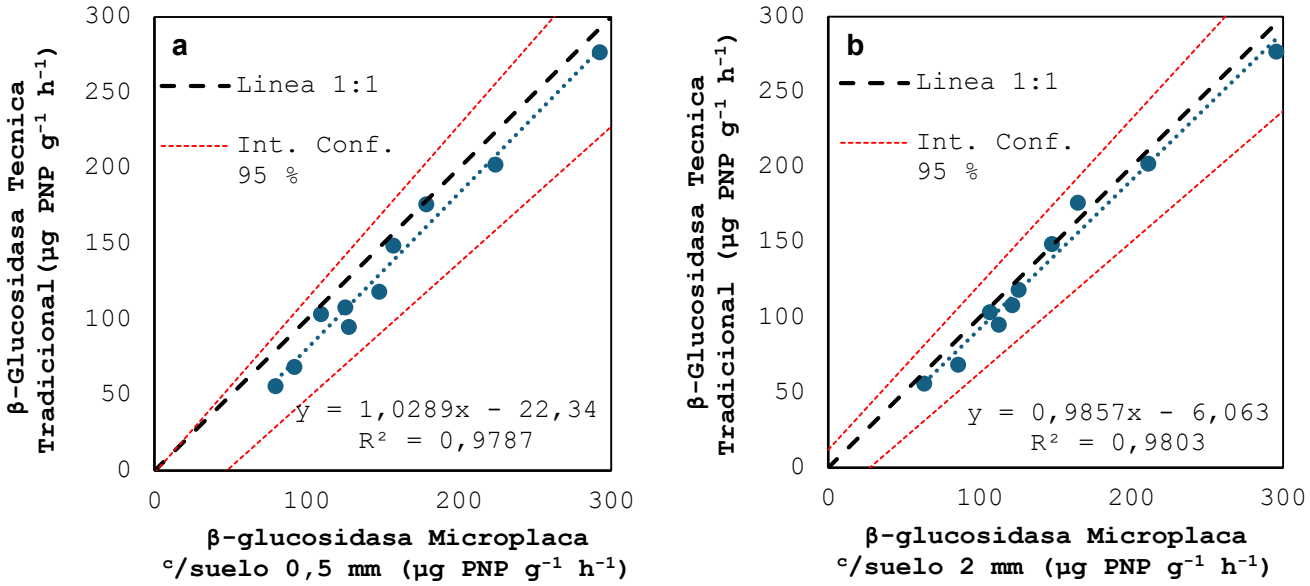


Figura 1. Relación entre la actividad enzimática β-glucosidasas (µg PNP g^{-1} h^{-1}) determinada a escala tradicional y en microplacas con suelo tamizado por 0,5 mm (a) y por 2 mm (b). *Nota: la línea 1:1 simboliza similar actividad determinada por ambas metodologías.*

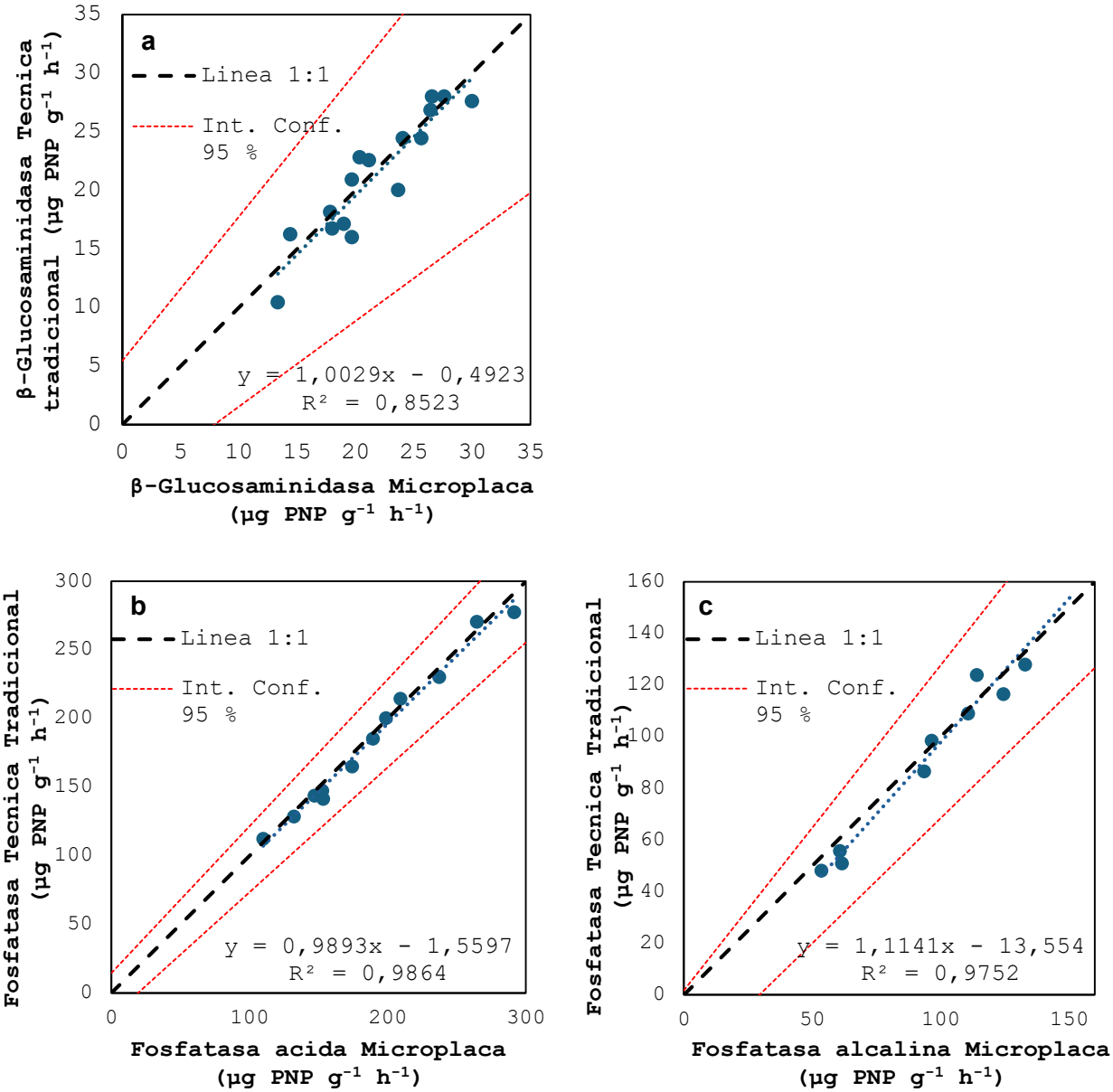


Figura 3. Relación entre la actividad enzimatica β-glucosaminidasas (a), Fosfatasa acida (b) y Fosfatasa alcalina (c) determinada a escala tradicional y en microplacas con suelo tamizado por 0,5 mm. *Nota: la línea 1:1 simboliza similar actividad determinada por ambas metodologías*.

CONCLUSIONES

La actividad enzimática BGLU determinada en microplacas con suelo tamizado por 2 mm no se diferenció de la metodología tradicional. Sin embargo, su determinación con suelo tamizado por 0,5 mm permitió disminuir la variabilidad de la metodología, otorgando mayor repetitividad. Por otro lado, la actividad enzimática ACP, ALP y NAG determinada en microplacas utilizando suelo tamizado por 0,5 mm no se diferenció de la metodología tradicional. Por lo tanto, la determinación de la actividad enzimática BGLU, ACP, ALP y NAG en microplacas constituye una alternativa a la metodología tradicional, permitiendo el ahorro de insumos y volviendo factible su adopción por parte de los laboratorios de servicio al productor.

BIBLIOGRAFÍA

Crespo, C., Wyngaard, N., Rozas, H.S., Studdert, G., Barraco, M., Gudelj, V., Barbieri, P. 2021. Effect of the intensification of cropping sequences on soil organic carbon and its stratification ratio in contrasting environments. Catena, 200:105145.

Cui, J., Li, S., Baoyin, B., Feng, Y., Guo, D., Zhang, L., Gu, Y. 2024. Maize/Soybean Intercropping with Straw Return Increases Crop Yield by Influencing the Biological Characteristics of Soil. Microorganisms, 12:1108.

Daughtridge, R.C., Margenot, A.J. 2024. Examining activity–pH relationships of soil nitrogen hydrolytic enzymes. Soil Science Society of American Journal, 88:667-683.

Deng, S., Popova, I., Dick, L., Dick, R. 2013. Bench scale and microplate format assay of soil enzyme activities using spectroscopic and fluorometric approaches. Applied Soil Ecology, 64: 84-90.

Doran J.W., Parkin T.B., Coleman, D.C., Bezdicek, D.R., Stewart, B.A. 1994. Defining soil quality for a sustainable Environment. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI.

Ekenler, M., Tabatabai, M. 2002. β-Glucosaminidase activity of soils: effect of cropping systems and its relationship to nitrogen mineralization. Biology and Fertility of Soils, 36(5), 367-376.

Faggi, A. M., Krellenberg, K., Castro, R., Arriaga, M., Endlicher, W. 2008. Biodiversity in the Argentinean Rolling Pampa ecoregion: changes caused by agriculture and urbanisation. In Urban Ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature. pp. 377-389. Boston, MA: Springer US.

Gomez, M.F., Elke, J.N., Frasier, I. 2020. Dinámica de raíces y actividad biológica en secuencias de cultivos en dos tipos de suelo de la región semiárida central. Ciencia del Suelo, 38: 56-71.

Jackson, C.R., Tyler, H.L., Millar, J.J. 2013. Determination of microbial extracellular enzyme activity in waters, soils, and sediments using high throughput microplate assays. Journal of visualized experiments, (80), 50399.

Larrea, G., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Reussi Calvo, N., Puricelli, M., Barbieri, P., … Sainz Rozas, H. 2023. Cation nutrient reserves decline markedly under intensive cropping of Pampas Mollisols. Catena, 223: 106916.

Ndiaye, E.L., Sandeno, J.M., McGrath, D., Dick, R.P. 2000. Integrative biological indicators for detecting change in soil quality. American Journal of Alternative Agriculture, 15:26–36

Reardon, C. L., Wuest, S. B., Melle, C., Klein, A. M., Williams, J. D., Barroso, J., Long, D. S. 2019. Soil microbial and chemical properties of a minimum and conventionally tilled wheat–fallow system. Soil Science Society of American Journal, 83, 1100-1110

Rocabruna, P. C., Domene, X., Preece, C., Fernández-Martínez, M., Maspons, J., Peñuelas, J. 2024. Effect of climate, crop, and management on soil phosphatase activity in croplands: A global investigation and relationships with crop yield. European Journal of Agronomy, 161, 127358.

Tabatabai, M.A. (1994). Soil enzymes. En: Methods of soil analysis: Part 2 Microbiological and biochemical properties. Soil Science Society of America. pp. 775-833.

Wyngaard, N., Crespo, C., Angelini, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Reussi Calvo, N., Sainz Rozas, H. (2022). The effect of agriculture on topsoil carbon stocks is controlled by land use, climate, and soil properties in the Argentinean Pampas. Catena, 212, 106126

EFECTO DE LOS CULTIVOS DE SERVICIOS SOBRE LA MACROFAUNA Y LA CALIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO

Scaglione, J.[1*], Pozzi, R.[2], Esquivel, M.[2], Montico, S.[1]

[1]Cátedra de Manejo de Tierras. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. [2]CREA San Jorge-Las Rosas. [*]Campo Experimental J.V. Villarino, Zavalla, Prov. de Santa Fe, scaglionejosefina@gmail.com

RESUMEN: Los cultivos de servicios (CS) introducen múltiples cambios sobre el ambiente edáfico, los cuales incluyen, entre otras cuestiones, modificaciones en sus componentes bióticos y en su condición estructural. Los objetivos de este trabajo fueron: relevar los cambios en la abundancia y riqueza de organismos de la macrofauna edáfica, su representación en grupos tróficos y la calidad estructural superficial del suelo en diferentes secuencias de cultivos con inclusión de distintas especies de CS y barbecho otoño-invernal. Se trabajó en un experimento instalado en la localidad de Las Rosas (Santa Fe, Argentina), cuyos tratamientos fueron secuencias rotacionales con CS, además de un testigo con barbecho, y soja como cultivo sucesor en todos los casos. Se determinó la abundancia y riqueza de macrofauna, la abundancia según grupos tróficos y la calidad visual de la estructura (CES) en el espesor de suelo de 0-20 cm. Los tratamientos con CS, en particular de vicia (*Vicia villosa* y *Vicia sativa*) y el policultivo de vicia, avena y rábano, mostraron los valores más elevados de abundancia y riqueza de macrofauna, como así también de organismos detritívoros, los cuales son especialmente relevantes por los aportes que realizan a la salud y el funcionamiento edáfico. Asimismo, la CES mostró una tendencia similar en los tratamientos mencionados, aunque también se detectaron diferencias significativas entre las secuencias que incluyeron CS y la que mantuvo el barbecho otoño-invernal. En conclusión, las variables evaluadas reflejaron ciertos cambios generados por los CS como componentes de las secuencias de cultivos, pero sería necesario continuar con los relevamientos a fin de establecer tendencias que muestren respuestas en el mediano y largo plazo sobre los indicadores de salud del suelo considerados y en el contexto agroclimático particular.

PALABRAS CLAVE: cultivos de servicios, salud del suelo, macrofauna.

INTRODUCCIÓN

La disminución de la diversidad en los sistemas de producción agrícola, evidenciada a través del predominio de pocos cultivos con mayor o menor rentabilidad económica y, con ello, la aplicación de un paquete tecnológico que incluye a la siembra directa y un conjunto de insumos de síntesis química necesarios para llevar adelante la producción, ha ocasionado procesos de degradación edáfica de diferente índole (Novelli et al., 2017). En este contexto, la intensificación de las secuencias rotacionales con CS resulta una práctica de manejo favorable para incrementar la heterogeneidad temporal en las mismas y actuar favorablemente sobre diversos compartimentos edáficos. Por ejemplo, bajo tales planteos, sería factible alcanzar cambios positivos en las comunidades de macrofauna del suelo a causa del aporte continuo y en mayor cantidad de materiales orgánicos (Lavelle et al., 2020). Por otro lado, tales variaciones también estarían vinculadas con que los CS proveen recursos que sustentan ciertas comunidades de organismos herbívoros, además de que, tanto en la vegetación viva como en los residuos resultantes luego de la supresión de su crecimiento, los predadores se verían beneficiados por los sitios de refugio creados (Bowers et al., 2020). Adicionalmente, se ha planteado que las mejoras en diversas propiedades edáficas inducidas por los CS, por caso, en el contenido de materia orgánica y la estabilidad

estructural, introducirían cambios en el hábitat edáfico que podrían favorecer las redes tróficas que allí se desarrollan (Kelly et al., 2021).
Los objetivos de este trabajo fueron: relevar los cambios en la abundancia y riqueza de organismos de la macrofauna edáfica, como así también su representación en distintos grupos tróficos y la calidad estructural superficial del suelo en secuencias de cultivos con inclusión de diferentes especies de CS y barbecho otoño-invernal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó en un experimento instalado en la localidad de Las Rosas (Santa Fe, Argentina), sobre un suelo Argiudol típico, serie Los Cardos. Los tratamientos evaluados fueron parcelas con las siguientes secuencias de cultivos, que incluyeron distintas especies de CS, además de un testigo sin CS: avena (*Avena sativa*)/soja (Ave/Sj); vicia (*Vicia sativa*)/soja (Vi sat/Sj); vicia (*Vicia villosa*)/soja (Vi vil/Sj); policultivo de vicia, avena, rábano (*Raphanus sativus*)/soja (V+A+R/Sj); barbecho/soja (Bar/Sj). El muestreo se llevó a cabo en mayo de 2025.
Para el relevamiento de macrofauna, en cada parcela se definió una transecta con origen al azar sobre la cual se ubicaron cinco puntos de muestreo distanciados 10 m entre sí. Las muestras consistieron en monolitos de suelo de 25 cm de lado por 20 cm de profundidad que se inspeccionaron manualmente para extraer los organismos de la macrofauna presentes, los cuales fueron colocados en solución conservante de alcohol al 70% (Anderson e Ingram, 1994). La abundancia se determinó por conteo manual (nº organismos), mientras que la riqueza se definió a través de la determinación taxonómica hasta el nivel de orden, y familia en los casos en que fue necesario, empleando la correspondiente clave taxonómica (Palacios Vargas, 2014). Asimismo, a cada taxón se le asignó uno de los siguientes grupos tróficos de acuerdo con los criterios indicados por Swift et al. (2012): herbívoros (HER), detritívoros (DET), predadores (PRE) y hormigas (HOR).
En cada punto de muestreo, luego de la extracción de los monolitos, se determinó la calidad estructural (CES) en base a la metodología de análisis visual propuesta por Ball et al. (2007). Para ello, se extrajo con pala una porción de suelo de alrededor de 7 cm de espesor y 20 cm de profundidad, sobre la cual se identificaron los estratos en que se diferenció la misma y a los que se les midió su espesor y asignó una categoría de calidad estructural dentro de las definidas por los autores anteriores. Los valores posibles de tales categorías fueron del uno al cinco, correspondiendo a la peor y la mejor calidad estructural, respectivamente, y en las cuales se consideró la facilidad de ruptura de los agregados, su tamaño y forma, la porosidad visible y la presencia y exploración de las raíces. La CES se calculó como la sumatoria del espesor de cada estrato por la categoría de calidad asignada, dividido por el espesor total de suelo estudiado (20 cm).
Los resultados de abundancia y riqueza de macrofauna se analizaron mediante Modelos Lineales Generalizados, mientras que las variaciones de CES entre los distintos tratamientos se evaluaron a través de Análisis de Variancia (ANOVA), verificando el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homogeneidad de variancias. En los casos en que existieron diferencias significativas ($p<0,05$), se empleó la prueba LSD-Fisher para la comparación de medias. Los cálculos estadísticos se realizaron con el *software* InfoStat, versión 2020 (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se detectaron tendencias similares en cuanto a la abundancia y riqueza total en las distintas secuencias de cultivos, registrándose los valores promedio más elevados en Vi vil/Sj y V+A+R/Sj, aunque no existieron diferencias significativas entre los tratamientos en ninguna de las variables (Figura 1). Tales resultados son coincidentes con la idea de que el aporte de materiales orgánicos (aéreos y radicales) de elevada calidad (con baja relación C:N y contenido de lignina), tales como los del CS de vicia, impactaría positivamente sobre la presencia de ciertos organismos en el suelo, particularmente de las lombrices que los emplearían como recursos alimenticios (Rodríguez et al., 2020). En relación a ello, fue relevante la mayor proporción de DET observada en ambos tratamientos con vicia (Vi sat/Sj

y Vi vil/Sj) (Figura 2), lo cual es destacable teniendo en cuenta las contribuciones que los organismos de este grupo trófico realizan sobre la salud y el funcionamiento edáfico, tales como la degradación de la materia orgánica, el ciclado de nutrientes y la formación de estructura, entre otras (Lavelle et al., 2020). Por su parte, de manera comparativa, *Vicia villosa* alcanzaría una producción más elevada de materia seca que *Vicia sativa* debido a su mayor tolerancia al frío, resistencia a la sequía y adaptación a un amplio rango de condiciones edáficas (Baigorria et al., 2012), lo cual podría redundar en ciertas mejoras sobre la salud del suelo, específicamente en lo que respecta a la presencia de organismos de la macrofauna, tal como se observó en la abundancia y riqueza. Asimismo, dicha cuestión también podría verse favorecida por el incremento que la vicia generaría sobre la fracción de materia orgánica joven (Vanzolini, 2011), lo cual influiría, de manera más o menos directa, sobre la dinámica de los organismos edáficos teniendo en cuenta las características del mencionado material orgánico y las posibilidades de ser degradado por los mismos, en particular por los DET, promoviendo así una mayor actividad biológica (Blanco-Canqui, 2022; Scaglione, 2023). Por otro lado, y coincidentemente con los resultados hallados en este trabajo, los policultivos de CS tenderían a incrementar la abundancia y diversidad de fauna edáfica en comparación con los CS monoespecíficos debido a los cambios espaciales y temporales que se suceden en escenarios con mayor diversidad vegetal (Zhang et al., 2020) que, a su vez, representarían un mayor aporte de materiales orgánicos factibles de ser empleados como recursos alimenticios por distintos organismos de la macrofauna.

En relación a la representación relativa de los grupos tróficos (Figura 2), la mayor abundancia de HOR en el tratamiento que incluyó barbecho estaría alineada con lo propuesto por Cabrera Dávila (2019), quien indicó una relación entre la abundancia de lombrices (incluidas dentro de los DET) y HOR que reflejaría que, en condiciones de menor calidad edáfica, la presencia de éstas últimas se vería favorecida por sobre la de las primeras ya que las mismas mostrarían capacidad de adaptarse a un amplio rango de condiciones ambientales, incluso aquellas que podrían resultar desfavorables para otros organismos. En este sentido, tales resultados podrían vincularse con las valoraciones obtenidas en la CES (Figura 3), las cuales fueron más elevadas en los tratamientos que incluyeron CS (especialmente en Vi vil/Sj, Vi sat/Sj y V+A+R/Sj), en comparación con Bar/Sj.

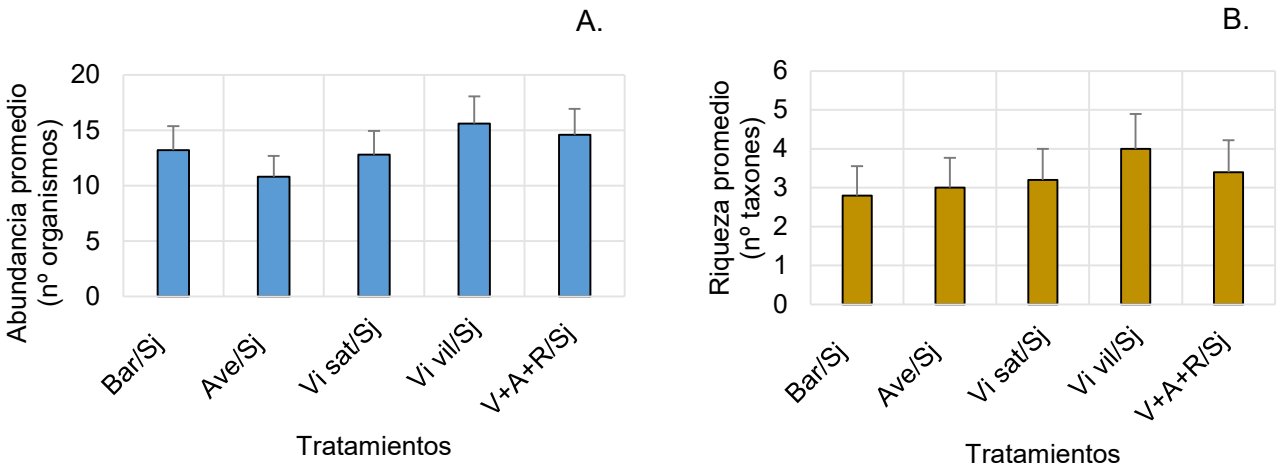


Figura 1. Valores promedio y desvío estándar de abundancia (A.) y riqueza (B.) de macrofauna en los tratamientos evaluados.

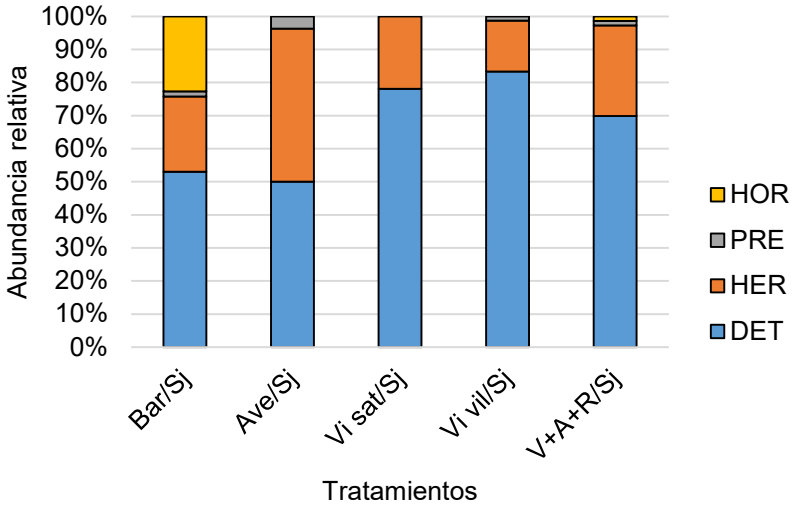


Figura 2. Abundancia relativa de organismos de la macrofauna según grupos tróficos en los tratamientos analizados.

En cuanto a la CES, si bien no existieron diferencias significativas entre los tratamientos que incluyeron CS, sus valores fueron significativamente superiores al de la secuencia que mantuvo el barbecho (Figura 3). En relación a ello, se destaca la influencia directa que generarían las raíces de los CS sobre los cambios en la estructura del suelo, tanto por el aporte de materiales rizosféricos que contribuyen a la agregación, como así también por el entramado que producen a través de su exploración y colonización y, con ello, el incremento en la porosidad (Bodner, 2021). No obstante, se destaca un cierto efecto acumulativo en cuanto a las modificaciones generadas por los CS en el suelo, lo cual resalta la importancia de evaluar las secuencias rotacionales en su conjunto, teniendo en cuenta la existencia de cambios en el corto, mediano y largo plazo (Scaglione, 2023).

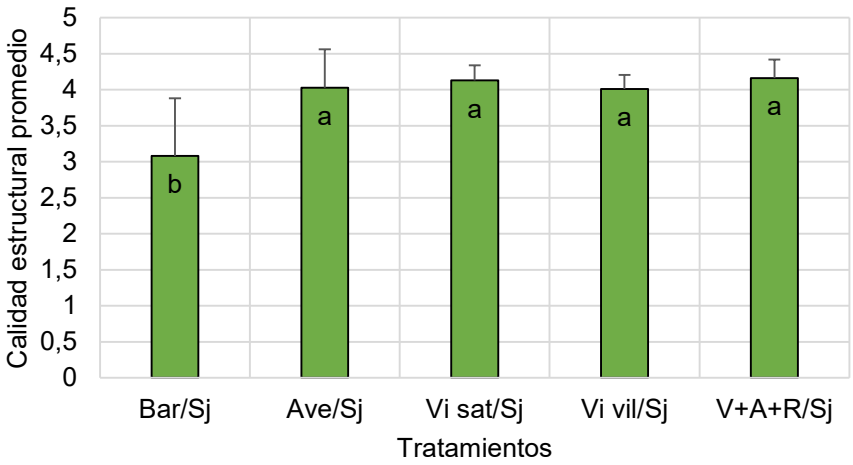


Figura 3. Valoraciones promedio de CES y desvío estándar en los tratamientos analizados. *Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).*

CONCLUSIONES

La inclusión de CS en secuencias rotacionales agrícolas impactó positivamente sobre la abundancia y riqueza de organismos de la macrofauna, como así también sobre la presencia de DET, particularmente en los tratamientos con vicia y policultivo. Asimismo, la CES resultó más elevada en los tratamiento que incluyeron CS en comparación con la secuencia testigo con barbecho, aunque sería necesario continuar con los relevamientos de los parámetros considerados para evaluar cambios en el mediano y largo plazo que

permitan definir tendencias consistentes asociadas a las especies de CS evaluadas, como así también de las secuencias de cultivos implementadas.

BIBLIOGRAFÍA

Anderson, J. M. e Ingram, J. S. I. (1994). *Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods*. CAB International. https://www.researchgate.net/publication/232141777_Tropical_Soil_Biology_and_Fertility_A_Handbook_of_Methods

Baigorria, T., Gómez, D., Cazorla, C., Lardone, A., Bojanich, M., Aimetta, B., Bertolla, A., Cagliero, M., Vilches, D., Rinaudo, D. y Canale, A. (2012). Bases para el manejo de vicia como antecesor del cultivo de maíz. En C. Álvarez; A. Quiroga; D. Santos y M. Bodrero (Eds.), *Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción* (pp. 158-164). Ediciones INTA. https://www.researchgate.net/publication/380889553_Contribuciones_de_los_cultivos_de_cobertura_a_la_sostenibilidad_de_los_sistemas_de_produccion

Ball, B. C., Batey, T. y Munkholm, L. J. (2007). Field assessment of soil structural quality – a development of the Peerlkamp test. *Soil Use and Management, 23*, 329-337. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x

Blanco-Canqui, H. (2022). Cover crops and soil ecosystem engineers. *Agronomy Journal, 2022,* 1-22. https://doi.org/10.1002/agj2.21160?urlappend=%3Futm_source%3Dresearchgate.net%26utm_medium%3Darticle

Bodner, G., Mentler, A. y Keiblinger, K. (2021). Plant roots for sustainable soil structure management in cropping systems. En Z. Rengel y I. Djalovic (Eds.), *The root systems in sustainable agricultural intensification* (pp. 45-90). John Wiley & Sons. https://doi.org/10.1002/9781119525417.ch3

Bowers, C., Toews, M., Liu, Y. y Schmidt, J. M. (2020). Cover crops improve early season natural enemy recruitment and pest management in cotton production. *Biological Control, 141,* 104149. https://doi.org/10.1101/786509

Cabrera Dávila, G. (2019). *Evaluación de la macrofauna edáfica como bioindicador del impacto del uso y calidad del suelo en el occidente de Cuba.* Tesis de Doctorado, Universidad de Alicante. https://rua.ua.es/entities/publication/aca49cf2-a4e7-43a0-81e6-b705ce46d640

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W. (2020). *InfoStat versión 2020*. Centro de Transferencia InfoStat, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Kelly, C., Fonte, S. J., Shrestha, A., Daane, K. M. y Mitchell, J. P. (2021). Winter cover crops and no-till promote soil macrofauna communities in irrigated, Mediterranean cropland in California, USA. *Applied Soil Ecology, 166,* 104068. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104068

Lavelle, P., Spain, A., Fonte, S., Bedano, J. C., Blanchart, E., Galindo, V., Grimaldi, M., Jiménez, J. J., Velasquez, E. y Zangerlé, A. (2020). Soil aggregation, ecosystem engineers and the C cycle. *Acta Oecologica, 105*, 103561. https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103561

Novelli, L. E., Caviglia, O. P. y Piñeiro, G. (2017). Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. *Soil and Tillage Research, 165*, 128-136. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.008

Palacios Vargas, J. G., Mejía Recamier, B. E. y De Oyarzabal, A. (2014). *Guía ilustrada para los artrópodos edáficos*. UNAM. México. https://www.researchgate.net/publication/286450834_Guia_ilustrada_para_los_Artropodos_Edaficos

Rodríguez, M. P., Domínguez, A., Moreira Ferroni, M., Wall, L. G. y Bedano, J. C. (2020). The diversification and intensification of crop rotations under no-till promote earthworm abundance and biomass. *Agronomy, 10*, 919. https://doi.org/10.3390/agronomy10070919

Scaglione, J. (2023). *Efecto de los cultivos de cobertura sobre propiedades y macrofauna del suelo en secuencias cortas de cultivos agrícolas*. Tesis de Maestría en Manejo y Conservación de Recursos Naturales, Universidad Nacional de Rosario. https://rephip.unr.edu.ar/items/0cae1aa9-66c0-4064-9f9d-1f014aa376b3

Swift, M. J., Bignell, D. E., Moreira, F. M. S y Huising, E. J. (2012). El inventario de la biodiversidad biológica del suelo: conceptos y guía general. En F. M. S. Moreira; E. J. Huising y D. E. Bignell (Eds.), *Manual de biología de suelos tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo* (pp. 29-52). Instituto Nacional de Ecología de México. https://www.academia.edu/2451325/El_inventario_de_la_biodiversidad_biol%C3%B3gica_del_suelo_conceptos_y_gu%C3%ADa_general

Vanzolini, J. I. (2011). *La vicia como cultivo de cobertura: efectos de corto plazo sobre el suelo y la productividad del maíz bajo riego en el valle bonaerense del río Colorado*. Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Sur. https://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/2203

Zhang, X. X., Whalley, P. A., Ashton, R. W., Evans, J., Hawkesford, M. J., Griffiths, S., Huang,
Z. D., Zhou, H., Mooney, S. J. y Whalley, W. R. (2020). A comparison between water uptake and root length density in winter wheat: effects of root density and rhizosphere properties. *Plant and Soil, 451*, 345-356. https://doi.org/10.1007/s11104-020-04530-3

RESPUESTA DE LA MACROFAUNA EDÁFICA AL NIVEL DE PERTURBACIÓN Y LA INTENSIFICACIÓN EN EL USO DEL SUELO

Scaglione, J.[1*], Montico, S.[1]

[1]Cátedra de Manejo de Tierras. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. [*]Campo Experimental J.V. Villarino, Zavalla, Prov. de Santa Fe, scaglionejosefina@gmail.com

RESUMEN: El empleo de la macrofauna edáfica (Maf) como indicador de salud del suelo resulta interesante debido a su naturaleza integradora, permitiendo detectar cambios en distintos períodos de tiempo y respondiendo a las variaciones en ciertas propiedades edáficas introducidas por el uso y manejo. Los objetivos de este trabajo fueron: analizar los cambios en la abundancia de Maf en relación al nivel de perturbación (NiP) y la intensificación en el uso del suelo (Int), además de explorar las vinculaciones existentes entre las variables relevadas. Se trabajó con una base de datos correspondiente a distintos casos productivos ubicados en el centro-sur de la provincia de Santa Fe (Argentina), tanto agrícolas como ganaderos, y que implementaron diferentes prácticas de manejo (labranzas, rotaciones, uso de insumos, etc.). El NiP influyó significativamente sobre la abundancia de Maf, en particular en los casos que presentaron una valoración media del mismo, que fueron los que mostraron la abundancia más alta. Asimismo, la mayor abundancia de organismos se detectó en el nivel de Int medio, existiendo una correlación negativa y significativa entre ambos parámetros. Por otra parte, también se observó una correlación de este tipo entre el NiP y la Int, que sugeriría la necesidad de complementar ambas valoraciones en el contexto de las prácticas de manejo implementadas. En síntesis, si bien el NiP y la Int brindaron información relevante para diferenciar los distintos casos productivos, los mismos deberían analizarse de manera conjunta con otras variables para explicar la presencia de organismos en el suelo, ya que también sería necesario considerar la cantidad y calidad de materiales orgánicos aportados, como así también las condiciones creadas en el ambiente edáfico.

PALABRAS CLAVE: macrofauna, uso del suelo, rotaciones.

INTRODUCCIÓN

La macrofauna edáfica (Maf) es un componente biológico que puede ser utilizado como indicador del estado de degradación o conservación del suelo, teniendo en cuenta que su abundancia, riqueza, biomasa y composición funcional varían según el uso y manejo adoptado (Cabrera, 2012). Sobre ello, y a modo de ejemplo, se ha reportado que los manejos agroecológicos y orgánicos en agricultura promoverían un mejor ciclado de nutrientes y formación de estructura que los convencionales, generando, en consecuencia, una condición más favorable de la salud del suelo que propiciaría el desarrollo de diferentes grupos faunísticos (Domínguez et al., 2024). Por el contrario, esquemas agrícolas bajo siembra directa con elevado uso de insumos de síntesis química y baja diversificación de cultivos redundarían en la aparición de procesos de degradación edáfica de diferente tipo que podrían introducir cambios negativos en las comunidades de macrofauna del suelo y las funciones que éstas desempeñan (Domínguez et al., 2010). Por otra parte, se ha propuesto que un adecuado diseño de las secuencias rotacionales, en conjunto con un reducido nivel de perturbación mecánica, promovería una mayor diversidad faunística en el suelo, lo cual favorecería la provisión de diversos servicios ecosistémicos que aseguren el logro de niveles elevados de sustentabilidad (Menta y Remelli, 2020).

Los objetivos de este trabajo fueron: analizar los cambios en la abundancia de Maf en función del nivel de perturbación (NiP) y la intensificación en el uso del suelo (Int), y

determinar las vinculaciones entre las tres variables en relación a las prácticas de manejo implementadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó con una base de datos correspondiente a distintas situaciones de manejo productivo, bajo agricultura y ganadería, y que se ubicaron en suelos Argiudoles típicos o vérticos del centro-sur de la provincia de Santa Fe (Argentina) (Tabla 1). Los relevamientos se llevaron a cabo a principios del otoño, entre los años 2020 y 2025.

Tabla 1. Casos estudiados según tipo de actividad productiva, tipo de manejo y secuencia de cultivos implementada o uso del suelo. Referencia: CS: cultivos de servicios.

Tipo de actividad productiva	Tipo de manejo	Secuencia de cultivos / Uso del suelo previo al muestreo	Número de muestras tomadas en cada caso
Agricultura	Agroecológico	CS Vicia/Maíz - CS Triticale/Soja	5
		Trigo	9
	Convencional	Trigo/Soja - Soja	5
		Monocultivo de Soja	5
		CS Vicia/Maíz	3
		CS Triticale/Soja	3
		Trigo/Soja	18
		CS/Soja – Trigo/Maíz – Soja – Maíz	10
		Barbecho/Maíz	6
		Barbecho/Soja	
Ganadería	Agroecológico	Pastizal natural	5
		Moha para confección de rollos	24
	Convencional	Pastura consociada de base alfalfa	8

En cada lote o parcela evaluada se relevó la abundancia de Maf y se definieron los índices de Int y NiP. Para el muestreo de Maf, en cada caso de estudio se ubicó una transecta con origen al azar, sobre la que se extrajeron, como mínimo, cinco monolitos de suelo de 25 cm de lado por 20 cm de profundidad, distanciados 10 m entre sí. Los mismos fueron inspeccionados manualmente para colectar los organismos de la macrofauna presentes, los cuales fueron colocados en solución conservante de alcohol al 70% para su posterior conteo en laboratorio (Anderson e Ingram, 1994).

La Int se calculó como el cociente entre el número de meses en el año en que el lote o parcela se encontró con cultivos o pasturas, considerando, al menos y en los casos en que hubo registro, la historia productiva de los últimos cinco años. El rango posible de valores fue de cero a uno.

Por su parte, el NiP se definió en base a la propuesta elaborada por Masín (2017) y consistió en la asignación de un valor numérico entre cero y cinco para los siguientes atributos: cobertura del suelo, uso del suelo, tipo de labranza y tiempo, diversidad de cultivos en el espacio y rotación/es en el año y número de aplicaciones anuales de fertilizantes y plaguicidas. Para cada atributo se emplearon los rangos y categorías de referencia indicadas por la autora, considerando un gradiente de perturbación: bajo (0-2,5), medio (2,5-3,5) y alto (3,5-5). El NiP se calculó como el promedio de las valoraciones asignadas a los distintos atributos y el rango posible de valores fue de cero a cinco, indicando el menor y mayor NiP, respectivamente.

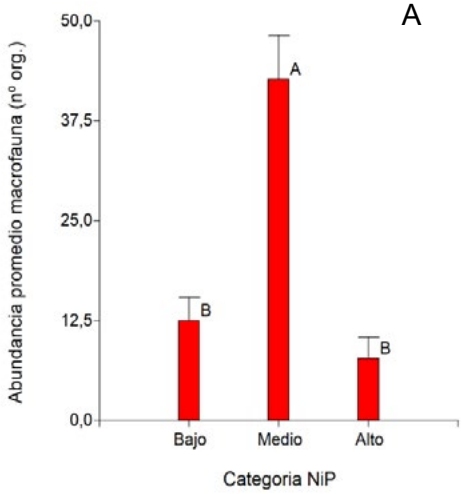
Se emplearon Modelos Lineales Generalizados para analizar los cambios en la abundancia de Maf en relación a las variaciones en el grado de Int y el NiP. Para ello, se definieron tres niveles de Int: baja (0-0,33), media (0,33-0,66) y alta (0,66-1); mientras que en cuanto al NiP

los niveles considerados fueron: bajo (0-1,7), medio (1,7-3,4) y alto (3,4-5). Adicionalmente, y tomando los valores medidos de Maf, Int y NiP, se estimaron los coeficientes de correlación de Spearman (ρ) entre las variables y el valor de significación (p) en cada caso. Los cálculos estadísticos se realizaron con el *software* InfoStat, versión 2020 (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presentan los cambios en la abundancia de Maf considerando los factores NiP (Figura 1) e Int (Figura 2), en tanto que en la Tabla 2 se indican los valores de correlación entre las variables y las probabilidades asociadas.

A

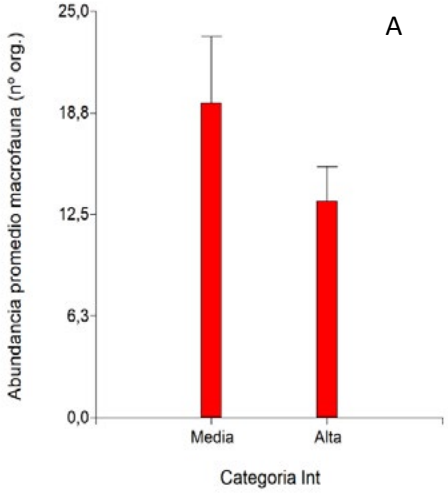


B

Tipo de actividad productiva	Tipo de manejo	Secuencia de cultivos / Uso del suelo	NiP
Agricultura	Agroecológico	CS Vicia/Mz - CS Triticale/Sj	2.9
		Tg	3.3
	Convencional	Tg/Sj - Sj	4.3
		Monocultivo Sj	3.6
		CS Vicia - Mz	2.8
		CS Triticale - Sj	2.8
		Tg/Sj	3.2
		CS/Sj - Tg/Mz - Sj - Mz	3
		Barbecho/Mz	3.2
		Barbecho/Sj	
Ganadería	Agroecológico	Pastizal natural	0.7
		Moha para confección de rollos	1.1
	Convencional	Pastura consociada base alfalfa	1.8

Figura 1. Resultados promedio y desvío estándar de la abundancia de Maf en relación a las categorías de evaluación del NiP (A) y valoraciones asignadas en cada caso de estudio (B). Letras distintas indican diferencias significativas entre categorías (p<0,05). Referencias: CS: cultivos de servicios; Mz: maíz; Sj: soja; Tg: trigo.

Se observó una abundancia de Maf significativamente superior en la categoría media del NiP en relación a las restantes, mientras que los valores considerados dentro del NiP alto registraron la menor abundancia de organismos y no mostraron variaciones significativas con la categoría de NiP bajo (Figura 1). Por su parte, si bien no se detectaron diferencias significativas, la abundancia promedio de Maf fue superior en la categoría de Int media que en la alta, en tanto que ningún caso fue clasificado dentro del rango de Int baja (Figura 2).



Tipo de actividad productiva	Tipo de manejo	Secuencia de cultivos / Uso del suelo	B Int
Agricultura	Agroecológico	CS Vicia/Mz - CS Triticale/Sj	1
		Tg	0.5
	Convencional	Tg/Sj - Sj	0.75
		Monocultivo Sj	0.5
		CS Vicia - Mz	1
		CS Triticale - Sj	1
		Tg/Sj	1
		CS/Sj - Tg/Mz - Sj - Mz	0.75
		Barbecho/Mz	0.5
		Barbecho/Sj	
Ganadería	Agroecológico	Pastizal natural	1
		Moha para confección de rollos	1
	Convencional	Pastura consociada base alfalfa	0.94

Figura 2. Resultados promedio y desvío estándar de la abundancia de Maf en relación a las categorías de evaluación del grado de Int (A) y valoraciones asignadas en cada caso de estudio (B). *Referencias: CS: cultivos de servicios; Mz: maíz; Sj: soja; Tg: trigo.*

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman (ρ) entre las variables analizadas y probabilidades asociadas (p). *Los valores en negrita indican correlaciones significativas (p<0,05).*

	Maf	NiP	Int
Maf	1.00	ρ=0.01 p=0.94	ρ=-0.19 **p=0.05**
NiP	-	1.00	ρ=-0.72 **p<0.0001**
Int	-	-	1.00

En relación al NiP, las situaciones productivas que presentaron los valores más elevados correspondieron a casos de agricultura convencional, en siembra directa y con baja diversificación de cultivos en las secuencias rotacionales (Tg/Sj-Sj y monocultivo Sj). Asimismo, estos sistemas fueron los que tuvieron mayor dependencia hacia insumos externos (fertilizantes, herbicidas e insecticidas), adoptando valores elevados para este parámetro dentro de la fórmula de cálculo del NiP. Por su parte, en los casos de agricultura agroecológica, si bien mostraron valores del NiP más bajos que los anteriores, cabe destacar que en dichas situaciones resultó elevada la valoración referida al tipo de labranza y tiempo de su implementación debido al empleo de labranzas reducidas, de manera más o menos frecuente, para el control de malezas y la implantación de los cultivos. No obstante, y especialmente en el caso de agricultura agroecológica con rotación de CS Vicia/Mz-CS Triticale/Sj, el parámetro vinculado a la diversificación e intensificación de cultivos adoptó un valor más bajo dentro de la fórmula de cálculo del NiP.

Los resultados anteriores son coincidentes con que la implementación del paquete tecnológico asociado al monocultivo de soja, la siembra directa y el elevado uso de insumos de síntesis química impactaría negativamente sobre la presencia de organismos de la macrofauna edáfica debido, entre otras cuestiones, a las modificaciones introducidas en ciertas propiedades edáficas clave que influirían sobre su presencia en el suelo, tales como la disminución en el contenido de materia orgánica, el incremento de la densidad aparente, la disminución en la capacidad de almacenamiento de agua, etc. (Domínguez y Bedano, 2016; Scaglione, 2023). Por el contrario, Masín (2017) indicó que, en sitios con bajo NiP evaluados en la provincia de Santa Fe, se registraron ensambles de lombrices más diversos que en aquellos con mayor grado de perturbación. Asimismo, estas cuestiones concuerdan

con la correlación negativa y significativa hallada entre el NiP y la Int (Tabla 2), siendo que, valores elevados de esta última significarían una cobertura viva prolongada del suelo y, con ello, la presencia de raíces que, entre otros aspectos, podrían propiciar la generación de una estructura edáfica estable y adecuada para el desarrollo de distintos tipos de organismos que habitan en la matriz edáfica (Erktan et al., 2020). Esto podría reflejarse, por ejemplo, en los casos analizados de ganadería, tanto sobre pastizales naturales como en pasturas implantadas, los cuales mostraron los valores más bajos del NiP y una elevada Int.

Por otro lado, se evidenció una correlación negativa y significativa entre la abundancia de Maf y el grado de Int que podría indicar que, si bien la presencia de cultivos vivos durante un mayor período de tiempo influiría positivamente sobre las comunidades de macroartrópodos, también sería necesario considerar, de manera conjunta, el tipo de cultivos y la cantidad y calidad de materiales orgánicos que son aportados al suelo a lo largo de la secuencia. De ese modo, se tendría en cuenta cómo los organismos edáficos podrían beneficiarse de los recursos alimenticios aportados, como así también de los microhábitats creados en el suelo (Laossi et al., 2008). Por caso, se ha reportado una cierta preferencia por parte de los organismos herbívoros y detritívoros hacia materiales orgánicos con menor relación C:N (Masters, 2004), aunque también sería necesario complementar esta información con un análisis más amplio de las comunidades de Maf del suelo, teniendo en cuenta las condiciones creadas para el desarrollo de distintos grupos tróficos y las interacciones, de mayor o menor complejidad, entre ellos (Maggiotto et al., 2019).

Finalmente, si bien el NiP resultó un índice que permitió caracterizar los distintos tipos de manejos y sistemas evaluados, no mostró una vinculación clara con la abundancia de Maf. Asimismo, tampoco se detectó una correlación elevada y significativa entre ambos parámetros (Tabla 2). Estos resultados podrían sugerir que, posiblemente y en concordancia con lo indicado por Masín (2017), el NiP podría vincularse de manera más directa con los cambios en otros parámetros de las comunidades de macrofauna del suelo, tales como la riqueza y diversidad. En este sentido, se ha propuesto que sería factible detectar variaciones en éstos últimos en el mediano/largo plazo, lo cual daría cuenta de las posibilidades de adaptación de los organismos a los agentes de perturbación y su sensibilidad frente a los cambios en el ambiente edáfico (Fiorini et al., 2022; Scaglione, 2023).

CONCLUSIONES

Los índices NiP e Int permitieron caracterizar los distintos sistemas productivos y explicaron ciertas respuestas asociadas con los cambios en la abundancia de Maf, particularmente al considerar las correlaciones entre Int y Maf, como así también entre NiP e Int. Por su parte, la Maf resultaría un indicador sensible frente a los cambios en el uso y manejo del suelo, aunque sería necesario ampliar el conjunto de variables que permitan explicar tales respuestas, tanto en el ambiente edáfico como en los parámetros comunitarios.

BIBLIOGRAFÍA

Anderson, J. M. e Ingram, J. S. I. (1994). *Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods*. CAB International. https://www.researchgate.net/publication/232141777_Tropical_Soil_Biology_and_Fertility_A_Handbook_of_Methods

Cabrera, G. (2012). La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes, 35*(4), 349-364. https://www.redalyc.org/pdf/2691/269125514007.pdf

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W. (2020). *InfoStat versión 2020*. Centro de Transferencia InfoStat, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Domínguez, A., Bedano, J. C. y Becker, A. R. (2010). Negative effects of no-till on soil macrofauna and litter decomposition in Argentina as compared with natural grasslands. *Soil and Tillage Research, 110*, 51-59. https://doi.org/10.1016/j.still.2010.06.008

Domínguez, A. y Bedano, J. C. (2016). The adoption of no-till instead of reduced tillage does not improve some soil quality parameters in Argentinean Pampas. *Applied Soil Ecology, 98*, 166-176. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.014

Domínguez, A., Escudero, H. J., Rodríguez, M. P., Ortiz, C. E., Arolfo, R. V. y Bedano, J. C. (2024). Agroecology and organic farming foster soil health by promoting soil fauna. *Environment, Development and Sustainability, 26*, 22061-22084. http://dx.doi.org/10.1007/s10668-022-02885-4

Erktan, A., Or, D. y Scheu, S. (2020). The physical structure of soil: Determinant and consequence of trophic interactions. *Soil Biology and Biochemistry, 148,* 107876. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107876

Fiorini, A., Remelli, S., Boselli, R., Mantovi, P., Ardenti, F., Trevisan, M., Menta, C. y Tabaglio, V. (2022). Driving crop yield, soil organic C pools and soil biodiversity with selected winter cover crops under no-till. *Soil and Tillage Research, 217*, 105283. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105283

Laossi, K. R., Barot, S., Carvalho, D., Dejardins, T., Lavelle, P., Martins, M., Rendeiro, A. C., Rousseau, G., Sarrazin, M., Velasquez, E. y Grimaldi, M. (2008). Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian pastures. *Pedobiologia, 51,* 397-407. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2007.11.001

Maggiotto, G., Sabatté, L., Marina, T.I., Fueyo-Sánchez, L., Ramírez Londoño, A. M., Díaz Porres, M., Rionda, M., Domínguez, M., Perelli, R. y Momo, F. R. (2019). Soil fauna community and ecosystem´s resilience: A food web approach. *Acta Oecológica, 99,* 103445. http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2019.103445

Masin, C. E. (2017). *Efectos de largo plazo del uso del suelo sobre la comunidad de lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) en la provincia de Santa Fe*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Litoral. https://bibliotecavirtual.unl.edu.ar:8443//handle/11185/937

Masters, G. J. (2004). Belowground herbivores and ecosystem processes. En W. W. Weisser y E. Siemann (Eds.), *Insects and ecosystem functions* (pp. 93-109). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-74004-9_5

Menta, C. y Remelli, S. (2020). Soil health and arthropods: From complex system to worthwhile investigation. *Insects, 11*, 54. https://doi.org/10.3390/insects11010054

Scaglione, J. (2023). *Efecto de los cultivos de cobertura sobre propiedades y macrofauna del suelo en secuencias cortas de cultivos agrícolas*. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Rosario. https://rephip.unr.edu.ar/items/0cae1aa9-66c0-4064-9f9d-1f014aa376b3

EFECTOS DE UNA SEQUÍA PROLONGADA SOBRE EL CARBONO DEL SUELO EN UNA RED REGIONAL DE AGRICULTURA CONTÍNUA

Semmartin, M. [1, 2*], **Herrera Tobón, A.**[1], **Cosentino, D.**[1, 2]

[1] Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. * Av. San Martín 4453, C1417DSE, Ciudad de Buenos Aires, semmartin@agro.uba.ar

RESUMEN: Aumentar el carbono del suelo en los planteos de agricultura continua extensiva es uno de los objetivos agronómicos actuales más generalizados. Este trabajo presenta los resultados preliminares (2020 a 2025) de una red de 52 lotes productivos de la región chaco-pampeana. Esta red buscó comparar los efectos de un tratamiento de intensificación agrícola sobre el almacenamiento de carbono orgánico del suelo respecto del manejo habitual del productor. La intensificación consistió, resumidamente, en la incorporación de cultivos de cobertura durante el invierno, mayor tecnología de insumos y de manejo y mayores niveles de fertilización. Durante los primeros cinco años detectamos una reducción promedio del contenido de carbono en los primeros 30 cm del perfil de ≈17%. Esta reducción se dio en el contexto de eventos de sequía extrema prolongada durante el período analizado. Aunque el tratamiento intensificado incorporó más carbono al suelo que el manejo habitual del productor, no se reflejaron en el contenido de carbono orgánico del suelo. Estos resultados preliminares sugieren que las prácticas de intensificación implementadas, en promedio, no lograron morigerar el efecto negativo de la sequía sobre el carbono del suelo respecto del manejo habitual del productor. Al mismo tiempo, demostraron que es posible detectar pérdidas de carbono significativas en períodos relativamente breves.

PALABRAS CLAVE: rotación agrícola, cultivos de servicios, carbono del suelo.

INTRODUCCIÓN

La acumulación y conservación del carbono orgánico del suelo constituye uno de los principales desafíos de la agricultura extensiva contemporánea (Minasny et al., 2019). En sistemas bajo agricultura continua, las estrategias de manejo orientadas a incrementar los aportes de biomasa y reducir las pérdidas de carbono han cobrado especial relevancia en las últimas décadas (Poeplau y Don, 2015). Entre ellas, la intensificación sustentable basada en la incorporación de cultivos de servicios, el uso de mayores niveles tecnológicos y la optimización de la fertilización han sido ampliamente promovidas como una vía para favorecer el balance positivo de carbono.

Sin embargo, la dinámica del carbono del suelo no depende únicamente del manejo agronómico, sino también de las condiciones ambientales que regulan la producción de biomasa, la descomposición de los residuos y los procesos de estabilización de la materia orgánica. En este contexto, los eventos climáticos extremos, particularmente las sequías prolongadas, pueden modificar sustancialmente los flujos de carbono en los agroecosistemas y alterar las trayectorias esperadas de acumulación.

La región chaco-pampeana ha experimentado en los últimos años una sucesión de períodos secos de magnitud e intensidad poco habituales, con impactos evidentes sobre los rendimientos y la producción de biomasa de los cultivos. A pesar de la creciente adopción de prácticas de intensificación agrícola, existe aún escasa evidencia empírica a escala regional

que permita evaluar cómo interactúan estas estrategias de manejo con condiciones climáticas adversas en la determinación del carbono del suelo. En particular, resulta clave comprender si el aumento en los aportes de residuos vegetales bajo manejos más intensificados logra traducirse en incrementos medibles en los reservorios de carbono.

En este trabajo se presentan resultados preliminares obtenidos entre 2020 y 2025 en una red de 52 lotes productivos distribuidos en la región chaco-pampeana, diseñada para comparar el manejo habitual del productor con esquemas de intensificación agrícola. El objetivo fue evaluar los cambios en el contenido de carbono orgánico del suelo en un contexto dominado por sequías prolongadas y analizar el alcance de estos eventos como factor modulador de la respuesta del sistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sistema de estudio y diseño

Se trabajó con una red de ensayos en 52 lotes bajo producción de la región chacopampeana. El ensayo comenzó en la primavera de 2020 y finalizó en otoño de 2025, período que incluyó tres años con fuertes sequías.

La red fue liderada por la empresa Bayer Agroscience SRL y se plantearon dos manejos agronómicos principales: manejo del productor y manejo intensificado (Figura 1). El manejo intensificado respetó la rotación de cultivos de renta del productor a la que sumó cultivos de servicios durante el invierno y mejoró las estrategias de fertilización, sanidad, siembra y material genético de los cultivos. Tal como se desprende de la descripción, el diseño incluyó, para cada lote, la particularidad de manejo de cada productor.

514

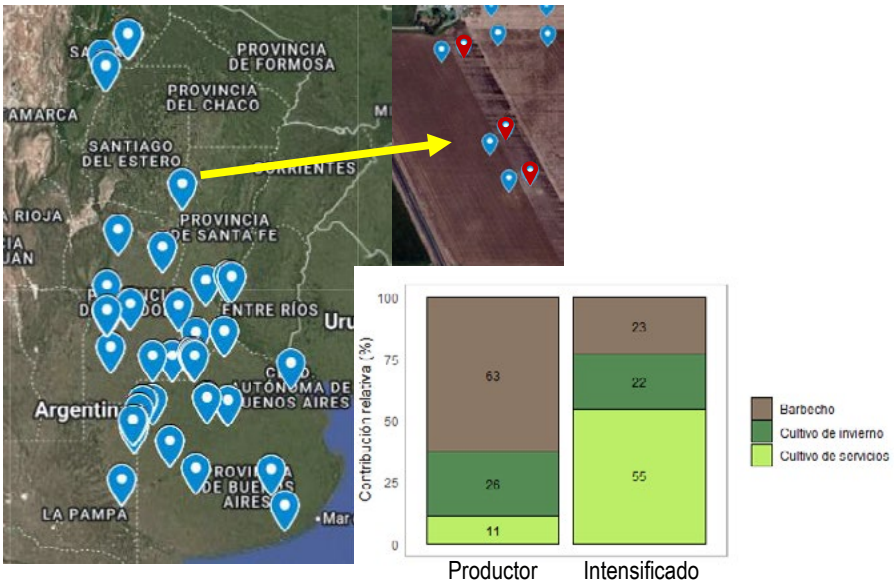


Figura 1. Ubicación de los lotes de la red (izquierda); disposición de los dos manejos en el lote (derecha arriba); descripción de los cultivos de invierno de cada manejo agronómico (derecha abajo).

Variables analizadas

Para cada manejo agronómico y lote, se analizó el contenido de carbono orgánico total del suelo y la densidad aparente en tres profundidades (0-5, 5-20 y 20-30 cm), a partir de muestras compuestas de 10 piques en tres estaciones de muestreo. Se calculó el aporte de carbono remanente al suelo mediante estimaciones a partir del rendimiento e índices de cosecha y partición de la biomasa (aérea/subterránea).

El análisis estadístico de los datos se hizo mediante modelos mixtos. Como efectos fijos se incluyeron el manejo, el tiempo transcurrido desde el inicio del ensayo (tratado como variable continua), y su interacción. El tiempo se incorporó como covariable continua con el objetivo de modelar la tendencia general temporal del stock de carbono, fuertemente influida por condiciones climáticas regionales, y evaluar simultáneamente si la tasa de cambio en el tiempo difería entre manejos. El lote se incluyó como efecto aleatorio. El modelo que compara stocks 2025-2020 agregó como covariable el stock inicial (2020) de carbono de cada lote.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El aporte de carbono al suelo proveniente de los residuos vegetales presentó, para los dos manejos, una dinámica consistente con dos años de sequía intensa (Figura 2 a,b). No obstante, el aporte fue significativamente mayor en el manejo intensificado que en el manejo del productor (Figura 2 b, $p < 0.0001$).

El contenido de carbono orgánico de los primeros 30 cm del perfil también mostró un descenso generalizado y consistente con la reducción del aporte de residuos ($p_{tiempo} < 0.0001$), aunque no difirió significativamente entre ambos manejos (Figura 2 c, $p_{manejo} = 0.57$). Si bien esta diferencia entre manejos no fue estadísticamente significativa, el modelo estima que el suelo bajo el manejo intensificado perdió, en promedio, 2.7% menos carbono que el suelo bajo el manejo habitual del productor.

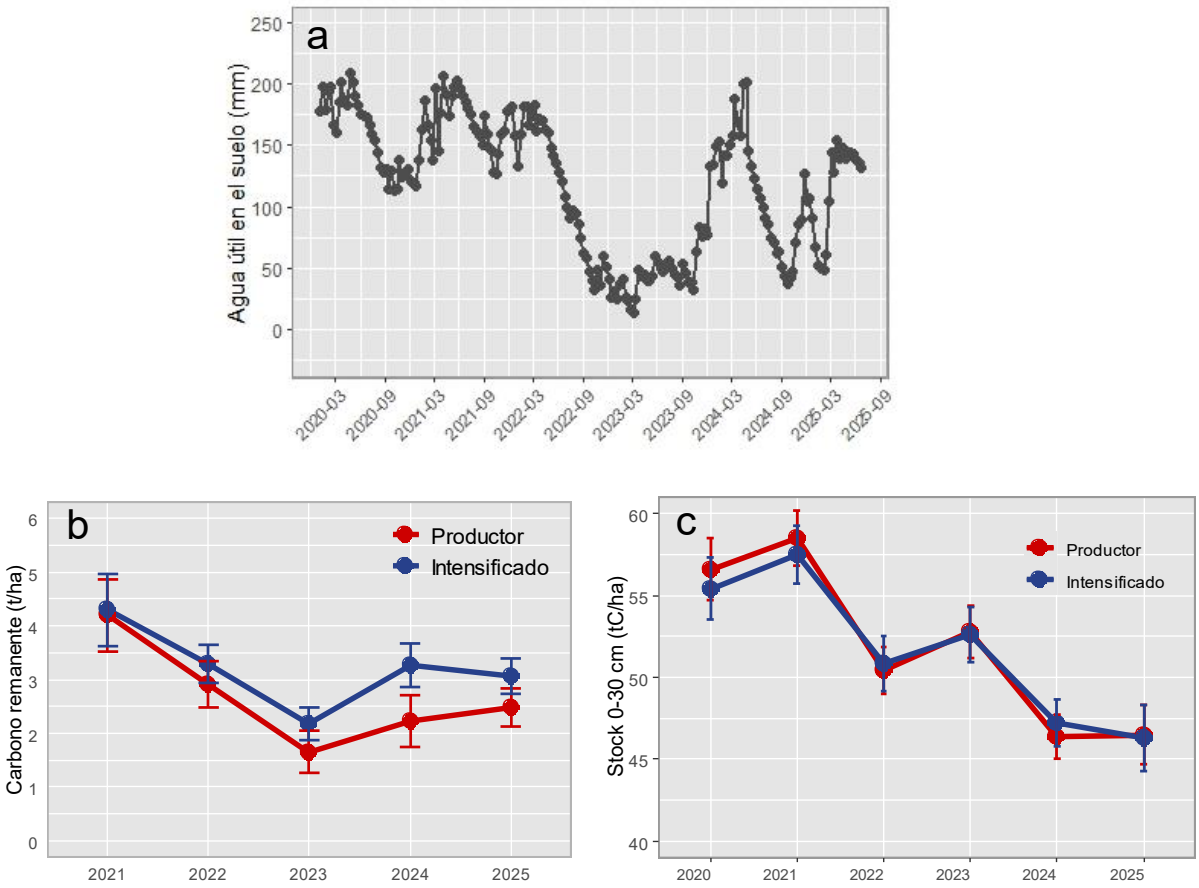


Figura 2. Contenido de agua del suelo (a), aporte de carbono vegetal remanente (b) y stock de carbono orgánico del suelo en los primeros 30 cm del perfil (c) de una red de ensayos de 52 lotes en la región chaco-pampeana. Cada lote recibió uno de dos manejos: el habitual del productor y uno intensificado.

El descenso del contenido de carbono del suelo fue relativamente mayor en los lotes que presentaban mayores valores iniciales (Figura 3, $p_{stock\ inicial}$= 0.003).

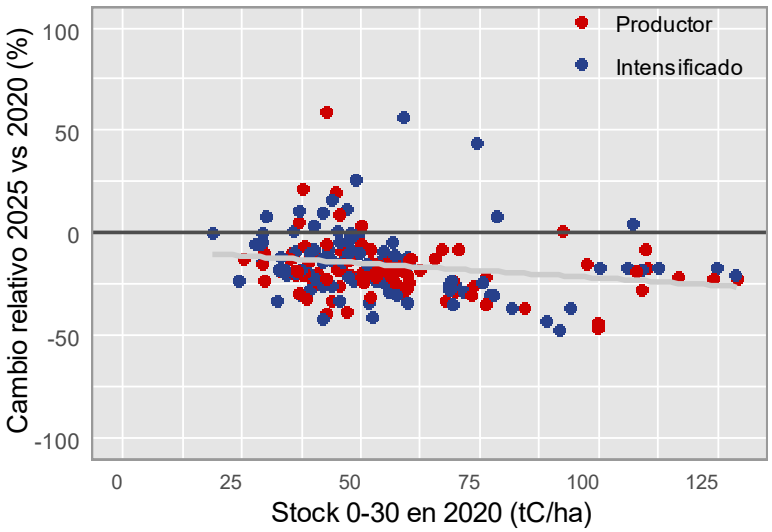


Figura 3. Cambio relativo del stock de carbono de los primeros 30 cm de suelo respecto del valor inicial de cada lote. Cada punto corresponde a un lote de la red. Los colores representan cada uno de los dos manejos implementados.

CONCLUSIONES

El carbono orgánico del suelo se redujo significativamente como consecuencia de la sequía con un promedio del ≈17% en los primeros 30 cm del perfil en ambos tratamientos.

Si bien los aportes de carbono del manejo intensificado superaron a los del manejo del productor, esto no se reflejó en el carbono del suelo.

Los lotes que perdieron más carbono en términos relativos a su contenido inicial fueron los que presentaban mayores contenidos de carbono inicial.

BIBLIOGRAFÍA

Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, et al. (2015) Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils. Agronomy Journal 107:2449-2474.

Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A. et al. (2017). Soil carbon 4 per mille. Geoderma 292:59-86.

Poeplau, C. y Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 200:33-41.

CAMBIO DE USO DEL SUELO Y LA MICROBIOLOGÍA EDÁFICA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS PUROS Y AGROFORESTALES

Toledo, S.[1*], Von Wallis, A.[2], Maidana, C. E.[3], Colcombet, L.[2], Ohashi, D.[3], Peri, P. L.[1]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Santa Cruz, Río Gallegos, Santa Cruz (Argentina); [2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Montecarlo, Montecarlo, Misiones (Argentina); [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Cerro Azul, Cerro Azul, Misiones (Argentina). [*] toledo.santiago@inta.gob.ar

RESUMEN: El cambio de uso del suelo constituye uno de los principales factores de alteración de los ecosistemas, con efectos directos sobre la microbiología edáfica y el funcionamiento del suelo. En la provincia de Misiones, la conversión de ecosistemas nativos hacia sistemas productivos agrícolas, forestales y agroforestales modificarían los procesos biológicos del suelo. El objetivo del estudio fue evaluar la respuesta de los atributos microbianos del suelo frente a distintos usos del suelo en dos regiones productivas de Misiones (Montecarlo y Cerro Azul). Se compararon sitios de bosque nativo (BN) con cultivos agrícolas puros de *Ilex paraguariensis* "yerba mate" (YM) y *Camellia sinensis* "Té", plantaciones forestales de *Araucaria angustifolia* (AA) y *Pinus elliottii*, y sistemas agroforestales (SAF) que combinan cultivos agrícolas (YM y Té) con especies forestales de AA y *Toona ciliata* (TC). Se recolectaron muestras de suelo (0–10 cm) para la determinación del carbono de la biomasa microbiana (CBM), respiración basal del suelo (RBS), cociente metabólico (qCO_2) y el cociente microbiano (qMC). Los resultados mostraron diferencias en las variables microbianas entre usos del suelo y regiones productivas. En general, los BN presentaron mayores valores de CBM y RBS en comparación con los sistemas productivos, evidenciando una reducción de la biomasa y actividad microbiana asociada a la intensificación del uso del suelo. Los SAF mostraron respuestas diferenciales para la mayoría de las variables según la región productiva, sugiriendo un efecto atenuador del componente arbóreo integrado al agrícola en las variables microbianas, que dependió del cultivo forestal. Asimismo, los coeficientes microbianos reflejaron cambios en la eficiencia metabólica de las comunidades microbianas según el tipo de uso y la región productiva. Los resultados indican que el cambio de uso afecta de manera diferencial los atributos microbianos del suelo, destacándose el potencial de estos indicadores para monitorear los cambios de uso del suelo.

PALABRAS CLAVE: Indicadores biológicos, Atributos microbianos, Intensificación productiva.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas naturales de la provincia de Misiones se caracterizan por una elevada biodiversidad y cumplen un rol clave en la provisión de servicios ecosistémicos, entre ellos la regulación de los ciclos del agua, biogeoquímicos y el mantenimiento de la fertilidad de los suelos (Izquierdo y Clark, 2012). Sin embargo, estos ecosistemas experimentan un marcado cambio de uso del suelo asociado a la expansión y conversión de bosques nativos hacia sistemas productivos agrícolas y forestales, así como sistemas agroforestales que combinan cultivos agrícolas con especies arbóreas, lo que conlleva a cambios en la estructura y funcionamiento de los suelos (Mastrangelo et al., 2025). El cambio de uso del suelo implica modificaciones en las condiciones físicas y químicas, afectando de manera directa a los microorganismos del suelo, que constituyen un componente central del funcionamiento de los ecosistemas (Nosetto et al., 2024, Toledo et al., 2025). Los microorganismos cumplen un rol central en procesos clave, como la descomposición de la materia orgánica, el ciclado de nutrientes, y la regulación del carbono del suelo, además, las variables microbianas son

consideradas bioindicadores sensibles del impacto de las prácticas de manejo, por lo que los parámetros microbianos se consideran herramientas clave para evaluar impactos tempranos del uso y manejo del suelo sobre su calidad y salud (Tosi et al., 2016, Schloter et al., 2018, Sarto et al., 2020, Toledo et al., 2025). En cambio, los estudios que comparan el impacto del cambio de uso del suelo en Misiones sobre la microbiología edáfica siguen siendo limitados. Es por ello que, el objetivo de este estudio fue determinar cómo responden los atributos microbianos (carbono biomasa microbiana, actividad y coeficientes microbianos) del suelo a los diferentes tipos de uso (agrícolas, forestales y agroforestales) en dos regiones ambientales productivas de Misiones. La hipótesis es que los atributos microbianos del suelo responderán de manera diferente dependiendo de la región productiva, presentando una relación negativa con los sistemas productivos más intensificados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y diseño experimental

Este estudio se realizó en dos regiones productivas, ubicadas al noroeste (Montecarlo) y sur (Cerro Azul) de Misiones. La precipitación en las regiones es de ≈2000 mm año^{-1}, con temperaturas medias anuales de 21,2 a 22,4 °C (Tabla 1).

El tipo de uso del suelo fue el factor principal de estudio en cada una región productiva. Los sitios de muestreo en la región de Montecarlo se correspondieron con cuatro usos del suelo: (i) Sito control de Bosque nativo (BN), (ii) cultivo de *Ilex paraguariensis* "yerba mate" (YM), (iii) plantación forestal de *Araucaria angustifolia* (AA), y (iv) sistema agroforestal (SAF) de yerba mate con *A. angustifolia* (SAF: YM+AA). La plantación de YM de 40 años tiene una densidad de 2222 plantas ha^{-1}. El sitio AA, proviene de un desmonte realizado hace 50 años donde se plantó *A. angustifolia*, y el rodal presenta una densidad actual de 240 plantas ha^{-1}, con un diámetro a la altura del pecho (DAP) medio de 34 cm, y una altura media de los árboles de 19 m. El sitio SAF: YM+AA, es una plantación de yerba mate en asociación con *A. angustifolia*. La plantación de AA se realizó hace 75 años, presenta una densidad actual de 147 plantas ha^{-1}, DAP de 35 cm, y una altura media de los árboles de 14 m. El cultivo de yerba mate está plantada a una densidad baja de 1666 plantas ha^{-1}. Los sitios de muestreo en la región de Cerro Azul corresponden a: (i) Sitio control de Bosque nativo (BN), (ii) cultivo agrícola de *Camellia sinensis* (Té), (iii) plantaciones forestales de *Pinus elliottii* (PE), y (iv) SAF de Té con plantaciones de *Toona ciliata* "cedro australiano" (SAF: Té+TC). La plantación de Té de 14 años está dispuesta en líneas, con una densidad de 5000 plantas ha^{-1}. La plantación forestal de *P. elliottii* de 15 años, presenta una densidad actual promedio de 816 plantas ha^{-1} luego de un raleo realizado a los ocho años, y una altura de árboles de 23 m. El sitio SAF: Té+TC corresponde a un sistema agroforestal de Té consociado con TC, plantado hace 14 años. La plantación de Té tiene una densidad de 5000 plantas ha^{-1} y el componente forestal de TC una densidad de 333 plantas ha^{-1}, con una altura dominante del estrato arbóreo de 17 m.

518

Muestreo de suelo

En cada parcela, durante el periodo estival primavera-verano del año 2024/25 se recolectaron aleatoriamente tres muestras de suelo compuestas por 10 submuestra (0–10 cm). Se almacenaron en contenedores y se refrigeraron a 4 °C hasta su transporte y envío al laboratorio para los análisis y determinaciones de las variables fisicoquímicas y microbianas.

Determinación de variables fisicoquímicas

La concentración de carbono orgánico del suelo (COS) se determinó mediante el método de combustión seca (horno de inducción) (Peri et al., 2018). Las concentraciones de nutrientes del suelo se determinaron de la siguiente manera: (i) método de digestión Kjeldahl para nitrógeno total del suelo (N) (Bremner & Mulvaney, 1983); (ii) el método Bray y Kurtz para fósforo disponible en el suelo (P) (Bray & Kurtz, 1945); y (iii) extracción con acetato de amonio para potasio (K) con un espectrómetro de emisión de plasma (Shimadzu ICPS-1000 III, Japón). El pH de los suelos se determinó en extracto de suelo en agua 1:2,5. La textura del suelo se determinó mediante el método del densímetro Bouyoucos y el tamizado de las fracciones de arena.

Determinación de variables microbianas

El carbono de la biomasa microbiana (CBM, mg C kg^{-1} suelo seco) se estimó utilizando el método de extracción por fumigación con cloroformo (Vance et al., 1987). La respiración basal del suelo (RBS, mg C kg^{-1} suelo $día^{-1}$) se estimó cuantificando el dióxido de carbono (CO_2) liberado en el proceso de respiración basal (heterotrófica) durante 7 días de incubación (Robertson et al., 1999). El cociente metabólico microbiano del suelo (qCO_2, µg C mg^{-1} CBM d^{-1}) se calculó como la evolución de C-CO_2 de RBS por unidad de CBM y por unidad de tiempo, mientras que el cociente microbiano (qMC, %) se determinó como la relación de CBM y el COS (qMC = CBM/COS), expresado como porcentaje (Anderson & Domsch, 1990).

Análisis estadísticos

Las diferencias entre los diferentes tipos de usos del suelo para las variables microbianas (CBM, RBS, qCO_2 y qMC) fueron analizados con ANOVA de una vía teniendo como principales niveles del factor: BN, agrícola (YM y Té), forestal (AA y PE) y sistemas agroforestales (SAF: YM+AA y SAF: Té+TC) para cada región productiva (Montecarlo y Cerro Azul).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la región de Montecarlo, los suelos bajo los diferentes usos (BN, YM, AA y SAF: YM+AA) presentaron una textura arcillosa, con valores de pH ácidos que oscilaron entre 5,4 y 5,9. El COS fue mayor en el BN (3,9 %) y disminuyó en los sistemas productivos, alcanzando los valores más bajos en el SAF (2,0 %). Una tendencia similar se observó para el N del suelo, con valores de 0,36 % en el BN, y entre 0,20 y 0,26 % en los usos YM y AA. Los contenidos de P y K del suelo también fueron más elevados en el BN y mostraron una reducción en los sistemas bajo uso productivo (Tabla 1). En Cerro Azul, todos los sitios de usos del suelo presentaron una textura franco-arenosa. El pH del suelo varió entre 5,3 y 6,8. El COS y el N del suelo fueron significativamente mayores en el BN (6,30 % y 0,66 %, respectivamente) en comparación con los sistemas productivos, incluyendo Té, PE y el SAF: Té+TC. Los contenidos de P y K fueron bajos en general, con valores mínimos observados en la plantación de PE, mientras que el SAF: Té+TC mostró valores intermedios respecto al cultivo de Té que tuvo los mayores valores (Tabla 1). Toledo et al. (2013) han estudiado diferentes indicadores e índices de calidad en suelos en diferentes sistemas naturales y cultivados de Misiones y confirmaron que los usos agrícolas generan perdidas en carbono y nutrientes del suelo, que están asociadas al manejo productivo del cultivo agrícola. Por ejemplo, en los cultivos de té el repetido paso y el peso de las cosechadoras producen una mayor densificación del suelo y perdida de incorporación de material vegetal al suelo, debido a la cosecha del material foliar que produce una disminución de los aportes e incorporación sumado a los laboreos de suelo para el manejo del cultivo. Píccolo et al. (2008) observaron pérdidas de carbono, nitrógeno y de porosidad del suelo, luego de la conversión del BN a la implantación del cultivo de yerba mate, que fue atribuida a la escasa incorporación de materia orgánica vegetal y el continuo laboreo mecánico. Por otra parte, Toledo et al. (2018) confirmaron que el uso forestal provocó un disturbio de los suelos de BN, donde el cambio de uso del suelo, desmonte y posterior uso forestal produjo un balance negativo en la materia orgánica y nutrientes del suelo, y una modificación en el funcionamiento del ecosistema edáfico.

Tabla 1. Caracterización de los sitios de estudio bajo diferentes tipos de uso del suelo en ambientes Misioneros. Ubicación, características de clima (PMA = precipitación media anual, TMA = temperatura media anual, altitud), suelo (textura, pH, COS: carbono orgánico, nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) del suelo en sitios de bosques nativos (BN), cultivos agrícolas de Yerba Mate (YM) y Té, Plantaciones forestales de *A. angustifolia* (AA) y *P. eliotti* (PE) y sistemas agroforestales (SAF) de YM+AA y Té+TC. Letras distintas indican diferencias significativas entre los usos del suelo para las regiones productivas de Montecarlo (letras minúsculas) y Cerro Azul (letras mayúsculas).

	Montecarlo				**Cerro Azul**			
	BN	**YM**	**AA**	**SAF: YM+AA**	**BN**	**Té**	**PE**	**SAF: Té+TC**
Latitud (S)	-26,681	-26,679	-26,743	-26,672	-27,665	-27,765	-27,657	-27,654
Longitud (O)	-54,730	-54,703	-54,725	-54,724	-55,441	-55,435	-55,431	-55,445
Variables climáticas								
PMA (mm año^{-1})		2023				1990		
MAT (°C)		21,2				22,4		
Altitud (m.s.n.m)		233				284		
Variables fisicoquímicas suelo								
Textura	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	Franco-arenoso	Franco-arenoso	Franco-arenoso	Franco-arenoso
pH	*5,7 a*	*5,8 a*	*5,9 a*	*5,4 a*	*6,8 B*	*5,8 A*	*5,4 A*	*5,3 A*
SOC (%)	3,9 b	2,5 ab	2,9 ab	2,0 a	6,3 C	3,5 B	2,1 A	2,4 AB
N (%)	0,36 b	0,24 ab	0,26 ab	0,20 a	0,66 B	0,13 A	0,07 A	0,09 A
P (ppm)	*6,4 b*	4,2 a	3,9 a	3,9 a	1,7 B	1,8 B	0,6 A	1,4 AB
K (meq 100g^{-1})	1,07 b	0,67 ab	0,87 ab	0,47 a	0,53 B	1,06 C	0,24 A	0,74 BC

520

Las variables microbiológicas del suelo mostraron diferencias entre usos del suelo en cada una de las regiones productivas estudiadas (Figura 1). En la región de Montecarlo, el carbono de la biomasa microbiana (CBM) fue mayor en el sitio control de BN, con valores cercanos a 520 µg C g^{-1} de suelo, y disminuyó en un 55 % y 40 % en la plantación de AA y SAF: YM+AA, respectivamente (Figura 1 A). Igualmente, en Cerro Azul, el BN presentó los valores más altos de CBM (≈420 µg C g^{-1} de suelo), mientras que el cultivo de Té y SAF: Té+TC disminuyeron en un 55 y 60 % el CBM, respectivamente (Figura 1 E). Esta fracción lábil y activa del carbono, como lo es el CBM fue sensible al uso del suelo, reflejando una perdida a causa de las conversiones de los BN a sistemas agrícolas y/o forestales (Toledo et al., 2013, 2018). Sin embargo, la actividad microbiana del suelo no presentó cambios significativos entre los tipos de usos del suelo en la región productiva de Montecarlo, con valores que no superaron los 25 mg C kg^{-1} suelo día^{-1} (Figura 1 B). Esto contrasta con otros estudios que han determinado cambios significativos en la actividad microbiana del suelo cuando el BN fue convertido a sistemas agrícolas o forestales (Videla et al., 2005, Toledo et al., 2018). Este cambio no observado en la RBS en el sitio Montecarlo podría estar relacionado con el pH de los suelos de los diferentes usos, que no mostraron un cambio significativo (5,4 a 5,9). El pH del suelo es un factor que regula la disponibilidad de nutrientes edáficos, y a su vez la actividad de los microorganismos del suelo, como se ha determinado en otros estudios (Toledo et al., 2024). En cambio, en la región productiva de Cerro azul, la RBS fue significativamente mayor en BN, duplicando aproximadamente los valores observados en los usos de suelo de Té, PE y SAF: Té+TC (Figura 1 F). En estos usos del suelo, los sitios presentaron diferencias contratantes en sus características de pH y de COS, factores que inciden en la RBS. Los resultados parecerían indicar que estos usos del suelo en ambas regiones productivas no generan una mayor pérdida de C-CO_2 a causa del disturbio generado en los ambientes. Cuando analizamos la eficiencia en el uso del carbono por parte de la comunidad de microorganismos del suelo, encontramos que el coeficiente metabólico (qCO_2) mostró un incremento en AA del 70% y 60 % respecto al BN y SAF: YM+AA, respectivamente, lo que sugiere una menor eficiencia en el uso del carbono microbiano bajo este tratamiento (Figura 1 C). En Cerro azul, el qCO_2 alcanzó sus valores más altos (0,22 µg C-CO_2 mg^{-1} CBM día^{-1}) en el cultivo de Té y SAF: Té + TC,

mientras que el PE disminuyó en un 50 % (Figura 1 G). Esto evidencia que, la eficiencia de uso del carbono por los microorganismos depende de las características del sitio (en este caso región productiva), pero principalmente del estrato de comunidad vegetal asociada al cambio de uso del suelo, por ejemplo, el cultivo puro forestal de AA evidenció una comunidad que no es más eficiente en el uso del carbono comparado al BN, pero esto no fue encontrado en el cultivo puro forestal de pino. Otra posible explicación de esta respuesta podría estar relacionada con cambios en las comunidades de microorganismos, donde estos cambios en la comunidad microbiana podrían influir en la eficiencia del uso del carbono que utilizan los microorganismos para su crecimiento (Dijkstra et al., 2015). En cuanto al cociente microbiano (qMC), los valores más bajos (<1 %) se observaron en AA, con reducción del 40 % respecto a los otros usos del suelo (Figura 1 D). Por su parte, el qMC fue mayor (1,3 %) en la plantación de PE comparado a los restantes tipos de usos del suelo estudiados en Cerro azul (Figura 1 H). Sparling (1992) reportó que qMC representa entre 1 y 4% del COS comparando diferentes tipos de suelo, vegetación e historial de uso del suelo, describiendo que las diferencias en los valores de qMC pueden deberse a la eficiencia de conversión de COS en CBM debido a la calidad del sustrato aportado por el estrato de vegetación por encima del suelo, factor de disturbio que varía entre los cambios de usos del suelo estudiados.

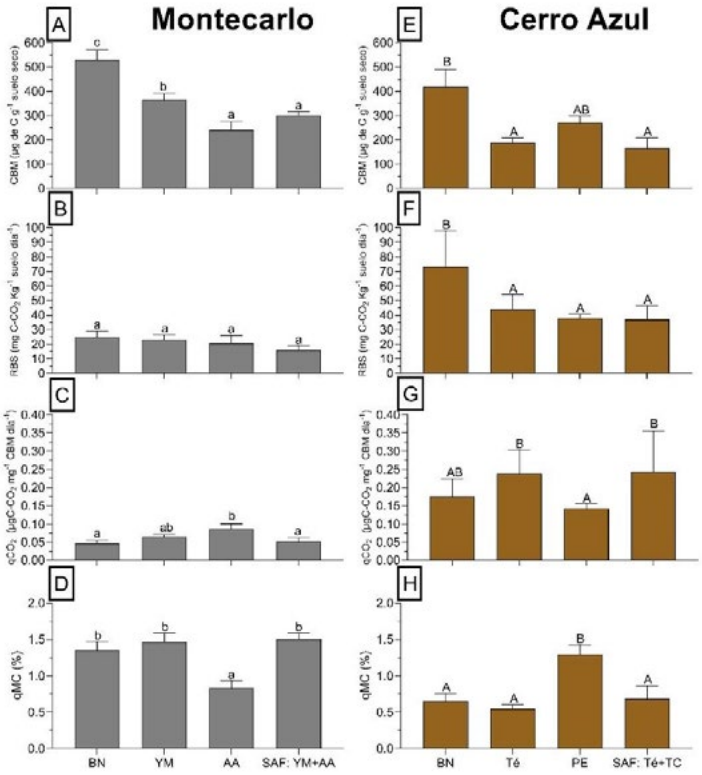


Figura 1. Variables microbiológicas del suelo bajo diferentes usos de suelo en dos regiones productivas de Misiones, Montecarlo (A–D) y Cerro Azul (E–H). Carbono de la biomasa microbiana (CBM; A, E), respiración basal del suelo (RBS; B, F), el cociente metabólico (qCO_2; C, G) y el cociente microbiano (qMC; D, H). Los usos del suelo en Montecarlo son: bosque nativo (BN), cultivo de yerba mate (YM), plantación de *A. angustifolia* (AA) y sistema agroforestal (SAF: YM+AA). En Cerro Azul, los usos del suelo incluyen: BN, cultivo de Té, plantación de *P. elliottii* (PE) y SAF de Té y *Toona ciliata* (SAF: Té+TC). Las barras representan valores medios ± desvío estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los usos del suelo de las regiones productivas de Montecarlo (minúsculas) y Cerro Azul (mayúsculas).

CONCLUSIONES

En conjunto, los resultados evidencian una respuesta diferencial de la biomasa y actividad microbiana del suelo frente al cambio de uso del suelo, con patrones contrastantes entre los ecosistemas nativos, los sistemas agrícolas, forestales y agroforestales para cada una de las

regiones productivas evaluadas. En este contexto, evaluar cómo diferentes usos y manejos del suelo influyen sobre las variables microbianas resulta fundamental para comprender las consecuencias ecológicas de la transformación del paisaje y aportar criterios con base científica que promuevan sistemas productivos más sostenibles en los ecosistemas del noreste argentino.

BIBLIOGRAFÍA

Anderson, T. H. and Domsch, K. H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qMC) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil. Biol.Biochem. 22 (2), 251-255*.

Bray, R. H. and Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorusin soil. *Soil Sci. 59: 39-45*.

Bremner, J. M. and Mulvaney, C. S. (1983). Nitrogen-total. Methods of soil analysis: part 2, chemical and microbiological properties. Page, A.L., Ed. Agronomy Monographs. American Society of Agronomy.

Dijkstra, P., Salpas, E., Fairbanks, D., Miller, E. B., Hagerty, S. B., van Groenigen, K. J. and Schwartz, E., (2015). High carbon use efficiency in soil microbial communities is related to balanced growth, not storage compound synthesis. *Soil Biol. Biochem. 89,35–43*.

Izquierdo, A. E., Clark, M. L. (2012). Spatial analysis of conservation priorities based on ecosystem services in the Atlantic forest region of Misiones, Argentina. *Forests, 3(3), 764-786*.

Mastrangelo, M. E., Weyland, F., Herrera, L. P., Villarino, S. H., Barral, M. P. and Auer, A. D. (2015). Ecosystem services research in contrasting socio-ecological contexts of Argentina: Critical assessment and future directions. *Ecosystem services, 16, 63-73*.

Nosetto, M. D., Balducci, E., Gaitan, J., Mastrangelo, M., Pastur, G. M., Pinazo, M. and Peri, P.L. (2024). Changes in soil organic carbon in native forests of Argentina related to land use change and environmental factors. *Soil Use and Management*, *40(3), e13109*.

Peri, P. L., Rosas, Y. M., Ladd, B., Toledo, S., Lasagno, R. G. and Martínez Pastur, G. (2018). Modelling soil carbon content in South Patagonia and evaluating changes according to climate, vegetation, desertification and grazing. *Sustainability 10, 438*.

Robertson, G. P., Wedin, D., Groffmann, P. M., Blair, J. M., Holland, E. A., Nadelhoffer, K. J. and Harris, D. (1999). Soil carbon and nitrogen availability: nitrogen mineralization, nitrification, and soil respiration potentials. Stand. Soil. Methods. Long. Term. *Ecol.Res. 258-271*.

Sarto, M. V., Borges, W. L., Bassegio, D., Pires, C. A., Rice, C. W., Rosolem, C. A. (2020). Soil microbial community, enzyme activity, C and N stocks and soil aggregation as affected by land use and soil depth in a tropical climate region of Brazil. *Archives of Microbiology*, *202(10), 2809-2824*.

Schloter, M., Nannipieri, P., Sørensen, S. J.and van Elsas, J. D. (2018). Microbial indicators for soil quality. *Biol. Fertil. Soils 54 (1), 1–10*.

Toledo, D. M., Arzuaga, S. A., Galantini, J. A. y Vazquez, S. (2018). Indicadores e índices biológicos de calidad de suelo en sistemas forestales. *Ciencia del suelo, 36(2), 01-12*.

Toledo, D. M., Galantini, J. A., Ferreccio, E., Arzuaga, S., Gimenez, L. y Vázquez, S. (2013). Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ciencia del suelo, 31(2), 201-212*.

Toledo, S., Martínez Pastur, G., Rodríguez-Souilla, J. and Peri, P. L. (2024). Retention levels and years-after-harvesting influence over soil microbial activity and biomass in Southern Patagonian Forests. *Land, 13(11), 1963*.

Toledo, S., Pastur, G. M., Souilla, J. R. and Peri, P. L. (2025). Effects of land use types and spatial heterogeneity on soil microbial biomass and activity along environmental gradients in Austral ecosystems. *Total Environment Microbiology*, *100028*.

Tosi, M., Correa, O. S., Soria, M. A., Vogrig, J. A., Sydorenko, O. and Montecchia, M. S. (2016). Land-use change affects the functionality of soil microbial communities: A chronosequence approach in the Argentinian Yungas. *Applied Soil Ecology*, *108, 118-127*.

Vance, E. D., Brookes, P. C. and Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil. Biol. Biochem. 19 (6), 703-707*.

TRABAJOS EXTENDIDOS

ÁREA TEMÁTICA 3: Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal

DIGERIDO DE ESTIÉRCOL BOVINO APLICADO EN SUELO AGRÍCOLA DE CÓRDOBA

Annibali, E. J.[1*], Dionisi, C. P.[1], Mignone, R. A.[1], Ortiz, A. E.[1], Simón, J.[1], Mangeaud, A.[2], Campitelli, P. A.[1]

[1] Universidad Nacional de Córdoba. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Departamento de Recursos Naturales. Av. Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, Córdoba; [2] Universidad Nacional de Córdoba. Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Av. Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, Córdoba. *esteban.annibali@unc.edu.ar

RESUMEN: La intensificación ganadera genera desafíos en manejo de nutrientes. La digestión anaeróbica es una tecnología que permite reducir olores y patógenos, generar energía renovable en forma de biogás y producir digerido utilizable como enmienda orgánica. En Córdoba, la normativa existente regula la gestión y aplicación agronómica de digeridos, aunque existe escasa información local respecto de las dosis y formas de aplicación adecuadas. El objetivo del presente trabajo fue analizar las propiedades químicas del suelo frente a la aplicación de dos dosis de digerido durante la campaña 2024. El ensayo se llevó a cabo Sinsacate, Córdoba, Argentina sobre suelo Argiustol típico, sin aplicación de enmiendas orgánicas. Se delimitaron 9 parcelas por triplicado donde se evaluó testigo (T) sin aplicación, dosis 1 (D1) 59000 L/ha y dosis 2 (D2) 118000 L/ha. Para el muestreo se tomaron 3 muestras compuestas al azar de cada parcela, a tres profundidades, 0-10; 10-20 y 20-60 cm. El digerido (DIG) utilizado fue obtenido del digestor anaeróbico del establecimiento. Los resultados obtenidos demuestran que el DIG constituye una buena alternativa como biofertilizante para suelos agrícolas. Una aplicación mostró efectos agronómicamente favorables en las propiedades del suelo. Se observó un aumento inicial del pH y de la CE que deberá monitorearse en futuras aplicaciones. El P se incrementó significativamente en superficie ratificando la importancia de monitorear su acumulación bajo aplicaciones sucesivas. El N total no mostró variaciones entre tratamientos y el nitrógeno de nitratos no se desplazó hacia estratos más profundos, evidenciando un bajo riesgo de lixiviación. La MO presentó diferencias al inicio del tratamiento. Estos resultados indican que el DIG, aplicado en dosis adecuadas es una herramienta para mejorar la fertilidad del suelo y favorecer la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Digerido, Suelo agrícola, Estiércol bovino.

INTRODUCCIÓN

La intensificación ganadera bajo sistemas de engorde bovino a corral genera una elevada cantidad de estiércol en superficies reducidas, lo que conlleva desafíos en términos de manejo de nutrientes y riesgo potencial de contaminación ambiental. En Argentina existen alrededor de 1448 feedlots, con un total de 1,5 millones de animales, concentrados en la región pampeana con un tamaño promedio de 1200 cabezas (Senasa, 2021). Considerando que un novillo en engorde produce aproximadamente 5750 kg de estiércol por año, un establecimiento de escala media genera cerca de 6900 toneladas anuales que deben gestionarse adecuadamente (CEPA, 2014). La digestión anaeróbica es una tecnología consistente con los principios de economía circular, que permite reducir olores y patógenos, generar energía renovable en forma de biogás y producir un digerido utilizable como enmienda orgánica (Alfa et al., 2014; Boysan et al., 2015; Dennehy et al., 2017; Xie et al., 2017; Safieddin Ardebili, 2020). En la Unión Europea su uso está ampliamente difundido y se promueve la práctica de devolución del digerido a suelos agrícolas (Stürmer et al., 2020; Guyomard et al., 2021). En Argentina se han instalado 27 plantas de biogás, principalmente en Buenos Aires,

Córdoba y Santa Fe, lo que genera un volumen constante de digerido que requiere alternativas de utilización (Bres et al., 2021). En Córdoba, la resolución 29/17 (MAAySP, 2017) regula la gestión y aplicación agronómica de residuos pecuarios (incluidos los digeridos), aunque aún existe escasa información local respecto de las dosis y formas de aplicación adecuadas.
El objetivo del presente trabajo fue analizar las propiedades químicas del suelo frente a la aplicación de dos dosis de digerido sobre el suelo durante la campaña trigo 2024.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en el establecimiento del CENAB BIOFARMA AGROPECUARIA S.A., ubicado en la localidad de Sinsacate, provincia de Córdoba, Argentina. El suelo del sitio corresponde a un Argiustol típico, sin previa aplicación de enmiendas orgánicas. Se delimitaron nueve parcelas (3 m x 6 m cada una), por triplicado, bajo un diseño en bloques completos aleatorizados. Las condiciones evaluadas fueron: testigo (T) sin aplicación, dosis 1 (D1) 59000 L/ha y dosis 2 (D2) 118000 L/ha. El suelo se regó con pivote central.
La aplicación del digerido se realizó sobre el suelo de manera homogénea, el 16/08/2024 sobre el cultivo de trigo (*Triticum aestivum, L.)* realizando el primer muestreo de suelos (M1) a los cuatro días de la aplicación. El segundo muestreo (M2) se efectuó alcanzada la madurez de cosecha del cultivo. Se tomaron tres muestras compuestas al azar de cada parcela, a tres profundidades, 0-10; 10-20 y 20-60 cm, y se realizaron las siguientes determinaciones: en la extracción con agua destilada en una proporción de suelo-agua 1:2,5, el pH se midió con un pHmeter Orion 420A equipado con un electrodo combinado de vidrio y la conductividad eléctrica (CE) con un conductímetro Hanna HI98304 con control de temperatura. El nitrógeno total (NT) se determinó por el método Kjeldahl. El nitrógeno de nitratos ($N\text{-}NO_3^-$) por la técnica fenol disulfónico. La materia orgánica (MO) se cuantificó mediante el método de combustión húmeda Walkey & Black (1934) y el fósforo extractable (P) según Bray & Kurtz-1 (1945) a una longitud de onda de 885 nm en un espectrofotómetro P&G Instruments Ltd modelo T80+ UV/Vis (Sparks et al.,1996).
El digerido (DIG) utilizado fue obtenido del digestor anaeróbico del establecimiento, que es cargado diariamente con estiércol bovino provenientes de la recolección en los comederos del feedlot. El muestreo se realizó de acuerdo con la técnica descripta por Taverna et al. (2014), tomando seis submuestras de la laguna en zig-zag elaborando una muestra compuesta. Se le analizó determinando pH, CE, solidos totales y nitrato a través de las técnicas SMEWW-APHA 4500 H+, 2510 B, 2540 B y 4500 C, NT Kjeldahl, y fósforo total por el método AOAC 970.
Los datos obtenidos para las variables: CE, pH, MO, NT, $N\text{-}NO_3$ y P del suelo se analizaron estadísticamente mediante ANAVA comparando cada tratamiento (T, D1 y D2), al inicio y final (M1 y M2) del cultivo de trigo a distintas profundidades (0-10, 10-20 y 20-60 cm) y se realizó la prueba DGC con un nivel de confianza del 95%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se realizó el análisis físico-químico del digerido (Tabla 1).

Tabla 1. Principales parámetros fisicoquímicos del digerido. CE: conductividad eléctrica, NT: nitrógeno total, $N\text{-}NO_3$: nitrógeno de nitratos y P: fósforo total.

pH	CE (dS/m)	Sólidos totales (%)	NT (%)	$N\text{-}NO_3$ (ppm)	P (%)
7,85	25	4,1	0,22	375	0,26

El DIG posee pH ligeramente alcalino y CE elevada características esperables de este tipo de subproductos. Por otra parte, el contenido de P, NT y $N\text{-}NO_3$ en la muestra es similar a lo reportado por Nayak & Ranade (2025); donde se analizaron distintos tipos de este material (Tabla 1).

Tabla 2. Medias y desvíos para cada tratamiento y momento. Letras diferentes indican diferencias significativas (p <0,05).

Trat	Prof (cm)	CE (dS/m)	pH	MO (%)	NT (%)	P (ppm)
T-M1	0-10	0,13 c ± 0,03	7,04 b ± 0,12	3,0 b ± 0,2	0,24 a ± 0,03	96,8 b ± 8,8
D1-M1		0,24 b ± 0,05	7,31 a ± 0,17	3,2 a ± 0,1	0,26 a ± 0,03	106,4 a ± 8,3
D2-M1		0,30 b ± 0,05	7,39 a ± 0,26	3,4 a ± 0,1	0,27 a ± 0,04	112,0 a ± 7,1
T-M2		0,36 a ± 0,05	6,96 b ± 0,14	3,2 a ± 0,2	0,23 a ± 0,02	73,4 d ± 8,9
D1-M2		0,43 a ± 0,09	7,04 b ± 0,12	3,4 a ± 0,3	0,24 a ± 0,02	80,1 c ± 8,9
D2-M2		0,49 a ± 0,10	7,00 b ± 0,2	3,2 a ± 0,2	0,24 a ± 0,01	86,0 c ± 5,5
T-M1	10-20	0,05 b ± 0,01	7,20 a ± 0,13			49,6 a ± 15,5
D1-M1		0,05 b ± 0,01	7,31 a ±0,13			44,3 a ± 12,1
D2-M1		0,06 b ± 0,03	7,34 a ± 0,23			46,7 a ± 6,2
T-M2		0,21 a ± 0,05	7,01 b ± 0,15			31,5 b ± 4,9
D1-M2		0,26 a ± 0,09	6,97 b ± 0,22			29,2 b ± 3,4
D2-M2		0,24 a ± 0,05	6,95 b ± 0,14			37,3 b ± 8,3

Trat: tratamiento. Prof: profundidad de muestreo.

Tal como se observa en la tabla 2, el pH determinado en la profundidad 0-10 aumentó significativamente entre las parcelas tratadas D1-M1, D2-M1 respecto al T-M1 observando una ligera alcalinización tal como describe Mórtola et al. (2019) y Guan et al. (2024). Hacia el final del ciclo (M2) las diferencias mencionadas se revierten. En 10-20 cm no existen cambios entre tratamientos en cada momento, observándose diferencias entre M1 y M2, no asociadas a la aplicación del DIG. En relación con la CE, se produce un incremento significativo en 0-10 cm entre el testigo y las parcelas tratadas (D1 +184 % y D2 +230 %) debido al alto contenido salino en la composición del DIG. Si bien se registraron diferencias, todos los valores se mantuvieron por debajo de 1 $dS.m^{-1.}$ En 10-20 cm no se observan diferencias significativas entre los tratamientos evaluados. Para ambas profundidades, se observan diferencias entre M1 y M2, siendo mayor en M2.

El contenido de P se incrementó significativamente en las parcelas D1 y D2 respecto al T en M1, dado por el elevado contenido de este elemento en el DIG. En el M2, se observó un descenso del 25% respecto al M1 para todos los tratamientos manteniéndose las diferencias observadas entre T, D1 y D2. En la profundidad 10-20 cm, no se observaron cambios entre las parcelas para ambos momentos. Scherer et al. (2007) señalaron que los compuestos de P tienen baja movilidad en el suelo, por lo que su aplicación repetida tiende a acumularse superficie. Aunque el DIG puede aportar y mantener el P del suelo, un suministro desbalanceado puede provocar acumulación y riesgos de contaminación del suelo y de aguas subterráneas. Además, la relación N:P de los DIG es menor que la requerida por los cultivos por lo que aplicaciones sucesivas ajustadas a las necesidades de N pueden conducir a un exceso de P en el suelo y aumentar el riesgo de contaminación hídrica (Szoegi et al., 2015). El NT no varió significativamente entre momentos y tratamientos. Sun et al. (2023) no observaron efectos negativos sobre el N total del suelo, lo que refuerza su potencial como herramienta de manejo para mejorar la eficiencia del uso de N y reducir riesgos ambientales. Según Albuquerque et al. (2012) los digeridos poseen una elevada concentración de carbono orgánico residual, que provocó una variación de la MO al inicio entre el testigo y los tratamientos (D1: +0,2 % y D2: +0,3 %), efecto que se suprimió en el M2, dado que los digeridos pueden afectar la dinámica del carbono en los suelos favoreciendo su mineralización (Sinatra et al., 2024).

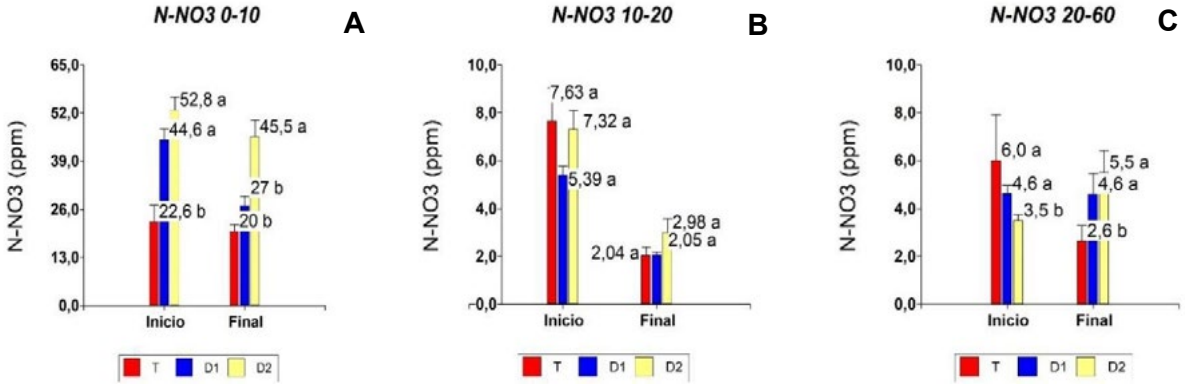


Figura 1. Nitrógeno de nitratos (ppm). A: 0-10 cm. B: 10-20 cm. C: 20-60 cm. Inicio (M1), Final (M2).

Se observa que el $N\text{-}NO_3$ varió significativamente en la profundidad 0-10 cm (A) M1, entre las parcelas tratadas respecto al testigo incrementándose en la D1 en 22 ppm y en la D2 en 30,2 ppm. En el M2, se evidencia el consumo por parte del cultivo descendiendo los valores iniciales en 18 y 7 ppm respectivamente. Estudios recientes muestran que la aplicación de DIG puede reducir la lixiviación de nitratos al favorecer microorganismos que transforman este compuesto, disminuyendo su movilidad en el perfil (Sun et al., 2023), lo que se evidencia por la ausencia de diferencias entre tratamientos en la profundidad 10-20 cm (B). A pesar de ello, en 20-60 cm (C) se produjo un incremento en el M2 en las parcelas aplicadas (D1: 4,6 y D2: 5,5 ppm) respecto al testigo (2,6 ppm).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demuestran que el DIG constituye una buena alternativa como biofertilizante para suelos agrícolas, favoreciendo prácticas alineadas con economía circular. Una única aplicación mostró efectos agronómicamente favorables en las propiedades del suelo desde el punto de vista de los nutrientes. Sin embargo, se observó un aumento inicial del pH y de la CE en la capa 0–10 cm, en concordancia con su composición, que, si bien no superó valores críticos de salinidad y en esta sola aplicación no generó efectos en profundidades mayores, debiera monitorearse para futuras aplicaciones. El P se incrementó significativamente en superficie tras la aplicación, reflejando el aporte del DIG y ratificando la importancia de monitorear su acumulación bajo aplicaciones sucesivas debido a la baja movilidad en el suelo. El contenido de NT no mostró variaciones entre tratamientos y el nitrógeno de nitratos no se desplazó significativamente hacia estratos más profundos, lo que evidencia un bajo riesgo de lixiviación bajo las condiciones evaluadas y cuando se respetan los planes de aplicación de acuerdo a las demandas de los cultivos y la oferta del suelo. La MO solo presentó diferencias al inicio del tratamiento. En conjunto, estos resultados evidencian que el DIG, aplicado en dosis adecuadas y con seguimiento periódico de P y salinidad, es una herramienta viable para mejorar la fertilidad del suelo y favorecer la sostenibilidad de los sistemas agrícolas. Finalmente, resulta necesario profundizar el efecto residual del DIG y su posible acumulación bajo aplicaciones sucesivas y diferentes rotaciones de cultivos, para asegurar un manejo sostenible y ambientalmente seguro a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

SeCyT UNC y Biofarma Agropecuaria S.A. por el financiamiento del presente proyecto.

BIBLIOGRAFÍA

Alburquerque, J., De la Fuente, C. and Bernal, M. P. (2012). Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils, Agriculture, Ecosystems & Environment. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.007.

Alfa, M. I., Adie, D. B., Igboro, S. B., Oranusi, U. S., Dahunsi, S. O. and Akali, D. M. (2014). Assessment of biofertilizer quality and health implications of anaerobic digestion effluent of

cow dung and chicken droppings. Renewable Energy, 63, 681–686. https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.09.049.
Bray and Kurtz-1 (1945). Determinación del fósforo total, orgánico y disponible en suelos. Soil Science, 59(1), 39-46.
Bres, P., Branzini, A., Beily, M. E., Escartín, C., Almada, M. y Hilbert, J. A. (2021). Informe técnico Relevamiento de Producción de Digeridos de Plantas de Biogás en Argentina.
Boysan, F., Ozer, C., Bakkaloglu, K. and Tekin Borekci, M. (2015). Biogas production from animal manure. Journal of Engineering Science and Technology, 10(6), 722–729. https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.08.144.
CEPA. Compliance Offset Protocol Livestock Projects. (2014). Capturing and Destroying Methane from Manure Management Systems. System.
Dennehy, C., Lawlor, P. G., Jiang, Y., Gardiner, G. E., Xie, S., Nghiem, L. D. and Zhan, X. (2017). Greenhouse gas emissions from different pig manure management techniques: a critical analysis. Frontiers of Environmental Science and Engineering, 11(3). https://doi.org/10.1007/s11783-017-0942-6.
Guan, D., Zhao J., Wang Y., Fu Z., Zhang D., Zhang H., Xie J., Sun Y., Zhu J. and Wang D. A (2024). Critical review on sustainable management and resource utilization of digestate, Process Safety and Environmental Protection. https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.01.029.
Guyomard, H., Bureau, J. C., Chatellier, V., Detang-Dessendre, C., Dupraz, P., Jacquet, F., Reboud, X., Requillart, V., Soler, L. G. and Tysebaert, M. (2021). The Green Deal and the CAP: policy implications to adapt farming practices and to preserve the EU's natural resources. Research Commissioned by the AGRI Committee of the European Parliament, 0–19. www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2020/629214/IPOL_STU(2020)629214_EN.pdf.
Mortola, N., Romaniuk, R., Cosentino, V., Eiza, M., Carfagno, P., Rizzo, P., Bres, P., Riera, M., Roba, M., Butti, M., Sainz, D.and Brutti, L. (2019). Potential Use of a Poultry Manure Digestate as a Biofertiliser: Evaluation of Soil Properties and Lactuca sativa Growth. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60057-8.
Nayak, J. Ranade, V. (2025) Valorization of digestate: Characteristics, products, processes and potential, Chemical Engineering Journal Advances. https://doi.org/10.1016/j.ceja.2025.100887.
Resolución (MAAySP) 29/17. Del 20/3/2017. B.O.: 28/4/2017. Medio Ambiente. Estándares Ambientales, de Emisión o de Efluentes y Estándares Tecnológicos para la Gestión y Aplicación Agronómica de Residuos Pecuarios de la Provincia de Córdoba. Aprobación.
Safieddin Ardebili, S. M. (2020). Green electricity generation potential from biogas produced by anaerobic digestion of farm animal waste and agriculture residues in Iran. Renewable Energy, 154, 29–37. https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.102
Scherer, E. E., Baldissera, I. T. and Nesi, C. N. (2007). Chemical properties of a red latosol under no-tillage and swine manure utilization. Rev Bras Cienc Solo 31:123-131. https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000100013
Senasa. Coordinación General de Sistemas de Gestión Sanitaria, Dirección de Ejecución Sanitaria y Control de Gestión, Dirección Nacional de Sanidad Animal. (2021, 26 de Octubre). Caracterización de Establecimientos de Engorde a Corral. 1–6. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/informe_feed_lot_septiembre_2021-26-10_final.pdf
Sinatra, M., Giannetta, B., Plaza, C., Galluzzi, G., Squartini, A. and Zaccone, C. (2024). Anaerobic digestate influences the carbon distribution in soil organic matter pools after six months from its application, Soil and Tillage Research. https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106049.
Sparks, D. L. (1996). Methods of Soil Analysis. Part 3- Chemical methods. Madison. Wisconsin. USA.
Stürmer, B., Pfundtner, E., Kirchmeyr, F. and Uschnig, S. (2020). Legal requirements for digestate as fertilizer in Austria and the European Union compared to actual technical

parameters. Journal of Environmental Management, 253(June 2019), 109756. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109756.
Sun, R., Ding, J., Li, H., Wang, X., Li, W., Li, K., ... and Sun, S. (2023). Mitigating nitrate leaching in cropland by enhancing microbial nitrate transformation through the addition of liquid biogas slurry. Agriculture, Ecosystems & Environment, 345, 108324.
Szoegi, A. A., Vanotti, M. B. and Hunt, P. G. (2015). Phosphorus recovery from pig manure solids prior to land application. J Environ Manage 157:1-7. https://doi: 10.1016/j.jenvman.2015.04.010.
Taverna, M. A., Garcia, K. E. y Adorni, M. B. (2014). Procedimiento de muestreo de efluentes líquidos y residuos sólidos orgánicos generados en el tambo. Ediciones INTA.
Walkey, A y Black, IA. (1934). Analisis del método Degtjareff para la determinación de la materia orgánica del suelo y propuesta de modificación del método de titulación con ácido crómico. Soil Science, 37(1), 29-38.
Xie, S., Lawlor, P. G., Frost, P., Dennehy, C. D., Hu, Z. and Zhan, X. (2017). A pilot scale study on synergistic effects of co-digestion of pig manure and grass silage. International Biodeterioration and Biodegradation, 123(2017), 244–250. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.07.005.

FERTILIZACIÓN FOSFATADA DE LARGO PLAZO Y SU IMPACTO EN EL BALANCE Y FRACCIONES DE FÓSFORO

Appelhans, S. C.[1, 2*], Biassoni, M. M.[3, 4], Barbagelata, P. A.[1, 2]

[1]INTA EEA Paraná, Ruta 11 km 12,5 Oro Verde. [2]Facultad de Ciencias Agropecuarias – UNER, Ruta 11 km 10,5 Oro Verde. [3]Facultad de Ciencias Agrarias – UNR, Zavalla. [4]OCP Nutricrops Argentina. Appelhans. *stefania@inta.gob.ar

RESUMEN: El fósforo (P) es un macronutriente esencial para la producción agrícola, cuya disponibilidad en el suelo suele estar limitada por su baja solubilidad y su fuerte interacción con la matriz edáfica. En sistemas agrícolas intensificados, la fertilización fosfatada es una práctica habitual; sin embargo, una fracción del P aplicado no es absorbida por los cultivos y permanece en el suelo, generando efectos residuales de largo plazo. El objetivo de este estudio fue evaluar los cambios en las fracciones de P del suelo y su relación con el balance acumulado de P, luego de 18 años de fertilización continua en un Argiudol ácuico bajo siembra directa. Se utilizó un ensayo de larga duración del INTA - EEA Paraná iniciado en 2007, con una rotación trigo/soja–maíz y cuatro dosis anuales de P (0, 12, 24 y 36 kg P ha^{-1}), aplicadas como superfosfato triple de calcio. En 2025 se tomaron muestras de suelo (0–20 cm) y se realizó el fraccionamiento químico secuencial de P mediante el método de Hedley modificado. Las fracciones se agruparon en pools de P lábil, moderadamente lábil y no lábil. Asimismo, se calculó el balance acumulado de P como la diferencia entre el P aplicado y el exportado por los cultivos. Luego de 18 años, la fertilización fosfatada continua produjo cambios significativos en la distribución de las fracciones de P del suelo. El P residual del fertilizante se acumuló principalmente en las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles, sin cambios en las fracciones orgánicas, ni en el P no lábil. Los balances de P fueron negativos en los tratamientos con 0 y 12 kg P ha^{-1} $año^{-1}$ y positivos en las dosis de 24 y 36 kg P ha^{-1} $año^{-1}$. El balance acumulado de P mostró una relación significativa con las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles, indicando que los excedentes de P aplicados por encima de la extracción de los cultivos se traducen en incrementos de las formas potencialmente disponibles del nutriente en el suelo. En conjunto, estos resultados destacan la relevancia de utilizar el balance de P como criterio para ajustar la fertilización fosfatada, a fin de sostener la productividad de los sistemas agrícolas y minimizar tanto el agotamiento del P del suelo como su acumulación innecesaria a largo plazo.

PALABRAS CLAVE: fraccionamiento de Hedley, rendimientos, P inorgánico.

INTRODUCCIÓN

El fósforo (P) es un macronutriente esencial para el crecimiento de los cultivos. Aunque la mayoría de los suelos contienen más P total que lo requerido por las plantas, su baja solubilidad y la fuerte interacción con la matriz del suelo limitan su disponibilidad (Tiessen, 2003). Por ello, la fertilización fosfatada constituye una práctica frecuente para mejorar la disponibilidad del nutriente e incrementar la productividad de los cultivos. Cuando se aplican fertilizantes fosfatados, una proporción del mismo no es utilizado por los cultivos y permanece en el suelo en distintos grados de disponibilidad, generando una residualidad del nutriente que puede ser aprovechado por cultivos siguientes. Para estudiar estos efectos residuales de largo plazo, se utilizan métodos como la extracción química secuencial de Hedley et al. (1982), que permite cuantificar desde las fracciones de P más lábiles hasta las menos disponibles, cada una asociada a distintos grados de disponibilidad y a características químicas del suelo. La mayoría de los estudios de la región pampeana han

evaluado fracciones de P bajo diferentes manejos o comparando una única dosis de fertilizante (Ciampitti et al., 2011a, 2011b; Suñer et al., 2018). Sin embargo, existe escasa información sobre cómo varían estas fracciones bajo aplicaciones continuas y crecientes de P a largo plazo. Biassoni et al. (2023) demostraron que, tras 10 años de fertilización continua, las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles, junto con Bray1-P, explican gran parte del P absorbido por un cultivo testigo. No obstante, aún no se ha analizado la relación de estas fracciones con el balance acumulado de P ni en períodos de fertilización continua más extensos. Los objetivos de este estudio fueron: (1) evaluar los cambios en las fracciones de P del suelo y (2) evaluar su relación con el balance acumulado de P luego de 18 años de fertilización continua con diferentes dosis de P en un suelo Argiudol ácuico.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un ensayo de fertilización fosfatada de larga duración bajo siembra directa en un suelo Molisol, Serie Tezanos Pinto (Argiudol ácuico) ubicado en la Estación Experimental Paraná de INTA. El experimento inició en el año 2007 y tiene una secuencia de cultivos Trigo/soja-Maíz. Los tratamientos se disponen en un diseño en bloques completamente aleatorizados con cuatro repeticiones. Los tratamientos consistieron en cuatro dosis de fertilización con P aplicadas anualmente (0, 12, 24 y 36 kg P ha^{-1}). El P es aplicado como superfosfato triple de Ca al voleo en junio de cada año. Además, anualmente se aplicaron dosis uniformes de suficiencia de N y S.

En 2025, luego de 18 años de iniciado el experimento, se tomaron muestras de suelo a 0-20 cm de profundidad. Las muestras fueron secadas al aire, homogeneizadas, molidas y tamizadas a 2 mm. En cada muestra se realizó el fraccionamiento de P de Hedley et al. (1982) modificado por Tiessen y Moir (1993). Este fraccionamiento secuencial consistió en pesar 0,5 g de suelo en un tubo de centrífuga de 50 mL y añadir cada día los diferentes extractantes ($NaHCO_3$ 0,5 M, NaOH 0,1 M, y HCl 1 M) agitando durante 16 h a temperatura constante (20°C). La suspensión de suelo obtenida se centrifugó y filtró. Se tomaron alícuotas de los extractos (excepto de HCl 1M) para determinar P inorgánico (Pi) y P total (Pt), respectivamente. Para la determinación de Pi, las alícuotas se acidificaron para precipitar la materia orgánica y se mantuvieron durante 1 h en el interior de un freezer a 0°C, tras lo cual se centrifugaron y analizaron para Pi. Para la determinación de P total, la alícuota se digirió con persulfato amónico acidificado y 0,9 mol L^{-1} H_2SO_4 a 121 °C. La diferencia entre P total y Pi se consideró como P orgánico (Po). Por último, el P residual se determinó mediante una digestión con H_2SO_4 y H_2O_2 al 30 %. En todos los casos, la concentración de P en los extractos se determinó colorimétricamente, por el procedimiento de molibdato-ácido ascórbico de Murphy y Riley (1962), después de ajustar el pH utilizando p-nitrofenol como indicador. Se clasificaron estas fracciones según su disponibilidad en tres pools: pool de P lábil (Pi-$NaHCO_3$ y Po-$NaHCO_3$), pool moderadamente lábil (Pi-NaOH, Po-NaOH, y Pi-HCl 1 M), y pool de P no lábil (P Residual), según Tiessen y Moir (1993). El balance acumulado de P, luego de 18 años de iniciado el experimento, se determinó como la diferencia entre la cantidad acumulada de P aplicado como fertilizante y la exportación de P por los cultivos. La exportación de P en granos de trigo, soja y maíz se calculó teniendo en cuenta la concentración de P en grano y los rendimientos de cada tratamiento y cultivo (Appelhans et al., 2024). Las variables determinadas se analizaron mediante ANOVA, y las medias de los tratamientos mediante LSD, utilizando el software estadístico Infostat (Di Rienzo et al., 2018). Las relaciones entre el balance acumulado de P y las diferentes fracciones de P del suelo fueron analizadas con GraphPad Prisma 5.0 (Motulsky and Christopoulos, 2003).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luego de 18 años de fertilización continua, el fraccionamiento químico secuencial del P del suelo se diferenció según tratamientos de fertilización con P ($p<0,05$), indicando que el P del fertilizante aplicado en los 18 años de tratamiento que no fue utilizado por los cultivos, se alojó en las fracciones de P inorgánicas lábiles (Pi-$NaHCO_3$) y moderadamente lábiles (Pi-

NaOH y Pi-HCl 1 M), esto concuerda con los resultados obtenidos por Biassoni et al. (2023). En este sentido, en el pool inorgánico lábil, el testigo promedió 14 mg kg^{-1}, incrementándose un 59, 120 y 123% para las dosis de 12, 24 y 36 kg P ha^{-1}, respectivamente. Esta misma tendencia se observó en el pool moderadamente lábil, donde las fracciones inorgánicas (Pi-NaOH y Pi-HCl 1 M) del tratamiento testigo promediaron 16 y 96 mg kg^{-1}, incrementándose hasta 61 y 19% en el tratamiento de 36 kg de P ha^{-1}($p<0,05$), respectivamente, con respecto al testigo. En contraposición, no se observaron diferencias en el pool de P orgánico lábil y moderadamente lábil y en el pool de P no lábil ($p>0,05$).

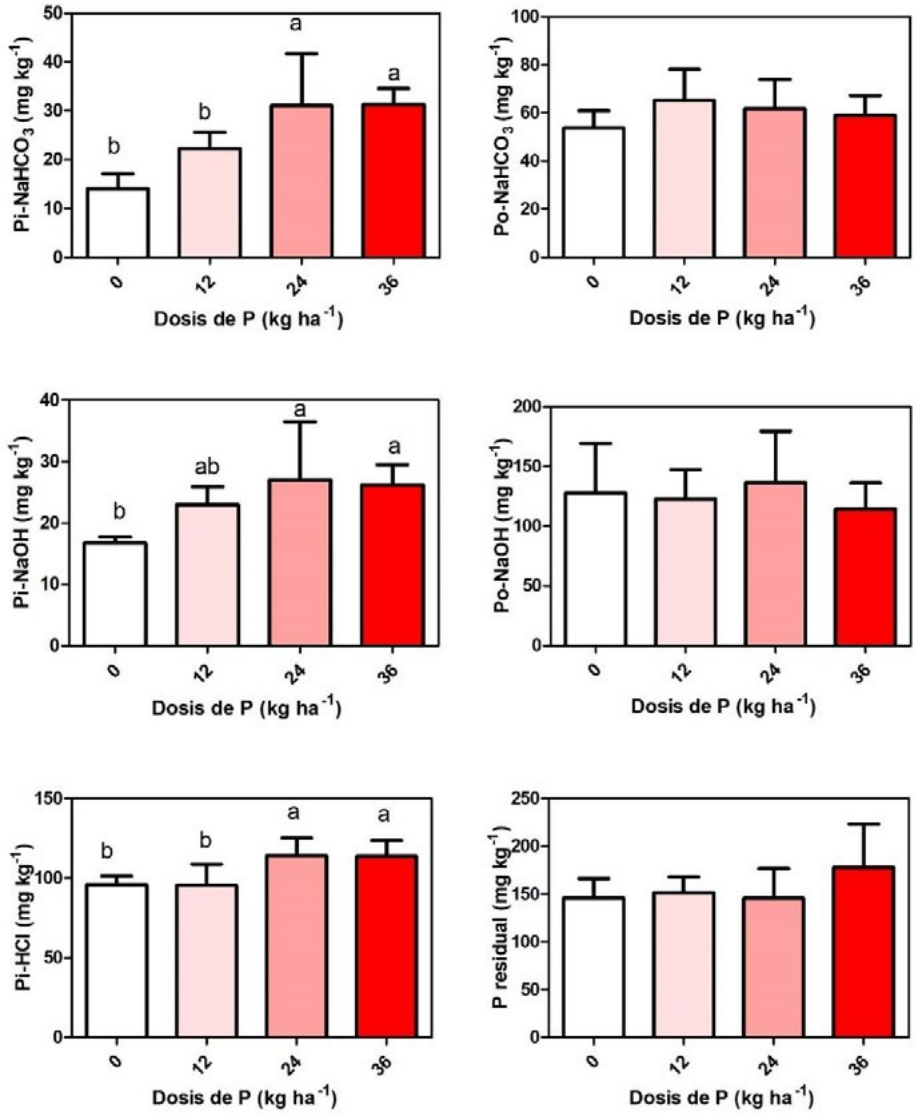


Figura 1. Concentración de las fracciones del suelo a 0-20 cm de profundidad para las dosis de P aplicadas como fertilizantes: A) P inorgánico lábil, extraído con $NaHCO_3$; B) P orgánico lábil, extraído con $NaHCO_3$; C) P inorgánico moderadamente lábil, extraído con NaOH; D) P orgánico moderadamente lábil, extraído con NaOH; E) P inorgánico extraído con HCl; F) P residual. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los tratamientos ($P<0.05$).

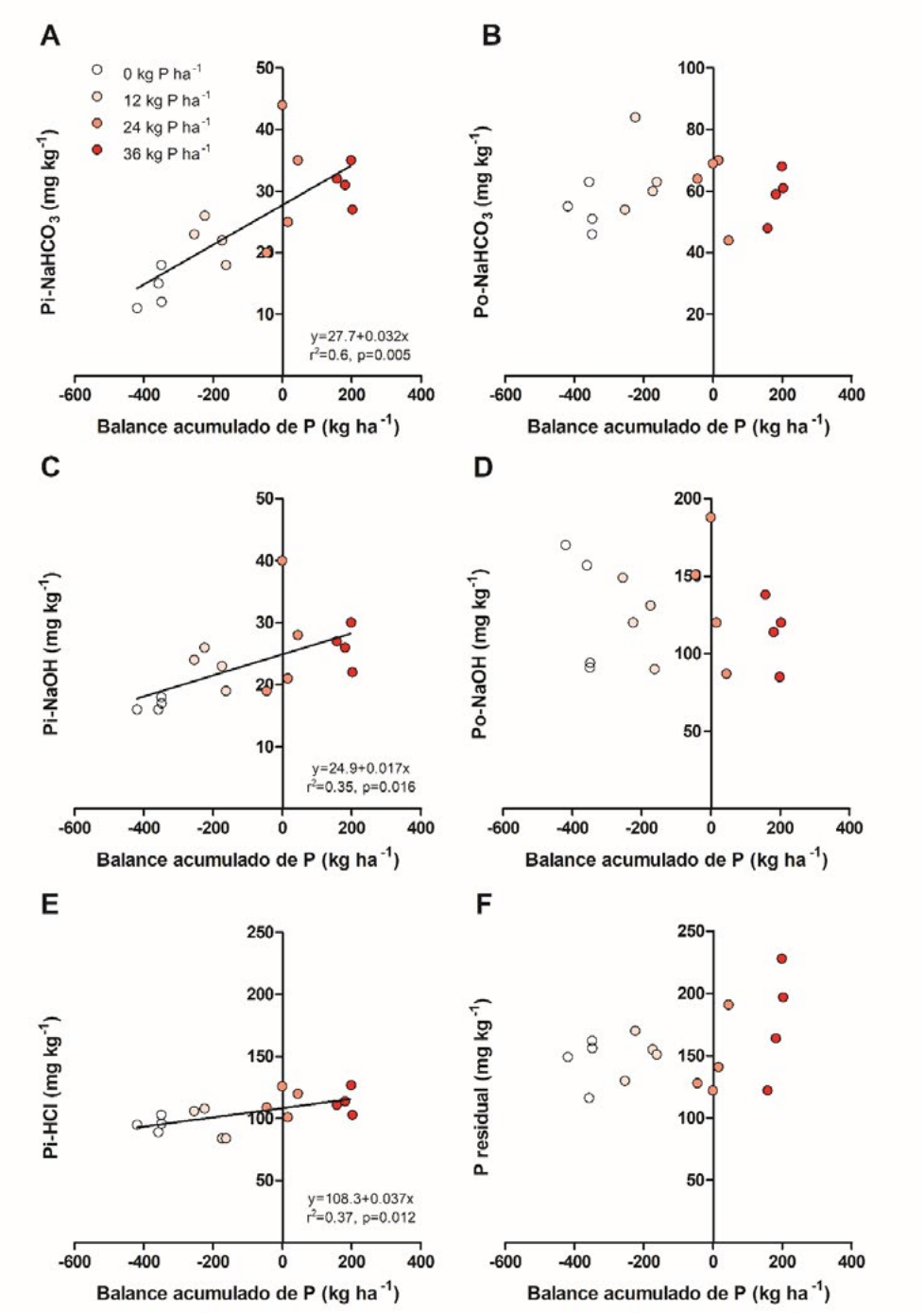


Figura 2. Relación entre el balance acumulado de P y la concentración de las fracciones del suelo a 0-20 cm de profundidad: A) P inorgánico lábil, extraído con $NaHCO_3$; B) P orgánico lábil, extraído con $NaHCO_3$; C) P inorgánico moderadamente lábil, extraído con NaOH; D) P orgánico moderadamente lábil, extraído con NaOH; E) P inorgánico extraído con HCl; F) P residual.

Después de 18 años de experimento, la aplicación acumulada de P fue de 0, 216, y 432 y 648 kg P ha^{-1}, para las dosis de 0, 12, 24 y 36 kg ha^{-1} respectivamente, con una extracción estimada de 369, 421, 429 y 464 kg P ha^{-1}, respectivamente, a través de los granos de los cultivos. Esta extracción produjo un balance negativo de -369 kg ha^{-1} y -205 kg P ha^{-1}, en los

tratamientos con dosis anuales de 0 y 12 kg P ha^{-1}, y el balance fue positivo con 3 y 184 kg P ha^{-1} para los tratamientos con dosis anuales de 24 y 36 kg P ha^{-1}.
Cuando se relacionó el balance acumulado de P, luego de 18 años, con las fracciones de P del suelo, se observó una relación significativa ($p<0,05$) con las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles. Esta relación mostró que se necesitaron 31, 58 y 27 kg P ha^{-1} por encima de la extracción de los cultivos para incrementar 1 mg kg^{-1} de las fracciones Pi-$NaHCO_3$, Pi-NaOH y Pi-HCl 1M, respectivamente.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo evidencian que 18 años de fertilización fosfatada continua en un Argiudol ácuico, bajo siembra directa, modificaron de manera significativa la distribución de las fracciones de P del suelo, concentrando el P residual de las fertilizaciones principalmente en las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles, sin cambios apreciables en los pools orgánicos ni en el P no lábil. La estrecha relación observada entre el balance acumulado de P y estas fracciones indica que el excedente de P aplicado, por encima de la extracción de los cultivos, se traduce en incrementos medibles de las formas potencialmente disponibles para las plantas. Asimismo, los balances de P negativos registrados en las dosis bajas resaltan el riesgo de agotamiento progresivo del P del suelo. Estos resultados aportan evidencia de largo plazo sobre la eficiencia y destino del P fertilizante y resaltan la importancia de ajustar las dosis de fertilización en función de balances de P para sostener la productividad, optimizar el uso del nutriente y evitar tanto la minería del suelo como acumulaciones innecesarias.

BIBLIOGRAFÍA

Appelhans, S. C., Novelli, L., Melchiori, R., y Barbagelata, P. A. (2024). Does the fertilisation strategy affect the long-term legacy phosphorus dynamic? European Journal of Agronomy

Biassoni, M. M., Vivas, H., Gutiérrez-Boem, F. H., y Salvagiotti, F. (2023). Changes in soil phosphorus (P) fractions and P bioavailability after 10 years of continuous P fertilization. Soil and Tillage Research, 232, 105777

Ciampitti, I. A., García, F. O., Picone, L. I., y Rubio, G. (2011ª). Phosphorus budget and soil extractable dynamics in field crop rotations in Mollisols. Soil Science Society of America Journal, 75(1), 131-142. https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0345

Ciampitti, I. A., Picone, L. I., Rubio, G., y García, F. O. (2011b). Pathways of phosphorous fraction dynamics in field crop rotations of the Pampas of Argentina. Soil Science Society of
America Journal, 75(3), 918-926. https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0361

Di Rienzo, J.A.; Casanoves, F.; Balzarini, M.G.; Gonzalez, L.; Tablada, M. y Robledo, C.W. InfoStat versión (2018). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
http://www.infostat.com.ar.

Hedley, M. J., Stewart, J. W. B., y Chauhan, B. (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. Soi Science Society of America Journal, 46(5), 970-976. https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x

Motulsky, H.J. y Christopoulos, A. (2003). Fitting models to biological data using linear and nonlinear regression. A practical guide to curve fitting. GraphPad Software, Inc., San Diego, CA.

Suñer, L., García, R., Galantini, J. A., Forján, H., y González, A. P. (2018). Edaphic forms of phosphorus in no-tillage cropping sequences in the Argentine southern central Pampas. Geoderma, 323, 107-115.

Tiessen, H. (2003). Ciclado y disponibilidad de fósforo: Manejando procesos y cantidades. En Simposio El fósforo en la Agricultura Argentina.INPOFOS Cono Sur. Rosario. Argentina.

Tiessen, H. J. W. B., y Moir, J. O. (1993). Characterization of available P by sequential extraction. Soil sampling and methods of analysis, 7, 5-229.

¿LAS PROPORCIONES DE ESPECIES EN CULTIVOS DE COBERTURA MEZCLA MODULAN LA RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN EN MAÍZ?

Araujo, J. G.[1, 2*], Gentiletti, J.[3], Morabito, L.[3], Chinchurreta, A.[3], Pistelli, A.[3], Bacigaluppo, S.[1], Barberis, I. M.[2, 3], Salvagiotti, F.[1, 2]

[1]Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Oliveros (INTA); [2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3]Facultad de Ciencias Agrarias, UNR; * Ruta Nacional 11 km 353, Oliveros (2206), Santa Fe, araujo.jose@inta.gob.ar

RESUMEN: Los cultivos de cobertura (CC) que tienen mezclas de diferentes especies, especialmente leguminosas, pueden afectar la provisión de nitrógeno y, en consecuencia, la productividad del cultivo de maíz sucesor. Durante la campaña 2024/25 se realizó un experimento con el objetivo de evaluar qué proporciones de especies, utilizadas como CC, optimizan la respuesta a la fertilización nitrogenada en secuencias con maíz temprano y tardío. Se utilizó vicia, centeno y nabo forrajero, sembrados como CC puros y en combinaciones dobles y triples con las siguientes proporciones: 0:100, 25:75, 50:50, 75:25, 100:0, 33:33:33 y 60:20:20; además de un tratamiento de barbecho sin CC. El rendimiento de grano varió entre 2424 y 7965 kg ha^{-1} en el maíz temprano, y entre 7912 y 12818 kg ha^{-1} en el maíz tardío. En el maíz temprano, el rendimiento de los testigos (sin fertilizar) en los CC osciló entre 2424 y 4178 kg ha^{-1}, con respuestas a la fertilización nitrogenada entre 28 y 104%, mientras que en el barbecho el rendimiento del testigo fue de 7024 kg ha^{-1} con una respuesta del 13%. En el maíz tardío, el rendimiento de los testigos en los CC varió entre 7912 y 12482 kg ha^{-1}, en tanto que en el barbecho fue de 12469 kg ha^{-1}. No se observó respuesta a la fertilización en el barbecho, mientras que en los tratamientos con CC que presentaron respuesta, el incremento del rendimiento varió entre 13 y 47%. En ambas secuencias, la respuesta a la fertilización disminuyó a medida que aumentó la proporción de vicia en las mezclas. Los umbrales de proporción de vicia a partir de los cuales no se observó respuesta a la fertilización variaron entre 53 y 85% en maíz temprano, y entre 54 y 90% en maíz tardío.

PALABRAS CLAVE: cultivos de cobertura mezclas, maíz, nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de los sistemas agrícolas mediante la inclusión de cultivos de cobertura (CC) tiene como finalidad incrementar el tiempo de ocupación del suelo y, a su vez, proveer múltiples servicios ecosistémicos (Restovich et al., 2019). En secuencias con maíz, la inclusión de leguminosas como CC cumple un rol clave en el manejo del nitrógeno (N), al modificar su dinámica dentro del sistema (Salvagiotti et al., 2025), principalmente mediante sus aportes de N por fijación biológica (Kehoe et al., 2024). Por su parte, las gramíneas y las brasicáceas pueden contribuir a reducir las pérdidas de N del suelo por lixiviación (Chatterjee y Clay, 2016; Ruark et al., 2018). La disponibilidad de N para el cultivo siguiente puede aumentar o disminuir según la especie utilizada, la cantidad de biomasa aportada y su relación C:N; factores que afectarán en diferente magnitud los procesos de inmovilización y mineralización del N y, finalmente, la respuesta del cultivo de maíz a la fertilización nitrogenada.

La adecuada elección de las especies, según sus caracteres funcionales, así como la correcta proporción en las mezclas, constituyen aspectos clave a considerar para mejorar el balance de N en el cultivo siguiente (Garba et al., 2023). Estudios previos han evaluado el efecto de mezclas de CC sobre la respuesta del maíz a la fertilización nitrogenada en la Región

Pampeana (Carciochi et al., 2021; Crespo et al., 2022), pero sin lograr curvas de respuesta para determinar la dosis óptima de N. No hay evidencias claras sobre el efecto de las proporciones de especies utilizadas en mezclas de CC sobre la respuesta a la fertilización nitrogenada en secuencias con maíz temprano y tardío en la Región Pampeana. El objetivo del trabajo fue evaluar qué proporciones de especies utilizadas como cultivos de cobertura en mezclas optimizan la respuesta a la fertilización nitrogenada en secuencias con maíz temprano y tardío.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó durante la campaña 2024/25 en la EEA INTA Oliveros, Santa Fe, sobre un suelo Argiudol típico. Se realizaron dos experimentos independientes evaluando mezclas de CC en secuencias con maíz temprano y tardío, respectivamente. El diseño experimental fue en parcelas divididas con tres repeticiones en bloques completamente aleatorizados. Se utilizaron tres especies como CC: vicia (V), centeno (C) y nabo forrajero (NF), con un diseño de mezclas simplex lattice (SLMD) con 16 combinaciones posibles. Las proporciones en las series de reemplazos fueron: 0:100, 25:75, 50:50: 75:25, 100:0, 33:33:33 y 60:20:20. Se incluyó un tratamiento de barbecho como control.

Los CC se sembraron el 2 de mayo, sobre un rastrojo de maíz, sin fertilización nitrogenada. La duración del ciclo de los CC fue de 114 y 150 días desde emergencia a secado para las secuencias con maíz temprano y tardío, respectivamente. El maíz (DK 72-72 TRE) se sembró el 16 de octubre (temprano) y el 16 de diciembre (tardío). Las dosis de N (N_f) utilizadas en maíz fueron: 0, 60, 120 y 180 kg N ha^{-1}, aplicadas manualmente en los estadios de V2 y V4 en el maíz temprano y tardío, respectivamente.

Al momento del secado de los CC y a la siembra del cultivo de maíz se determinó el agua útil (AU) hasta los 2 m de profundidad, mediante sonda de neutrones, en las mezclas de CC con proporciones: 100%, 50:50% y 33:33:33%. Se calculó el costo hídrico (CH) como la diferencia de AU disponible en los tratamientos con CC al momento del secado en relación con el barbecho (sin CC). Se registraron las precipitaciones diarias ocurridas durante toda la secuencia CC-maíz.

Se cosecharon dos surcos centrales de cada unidad experimental y el rendimiento fue corregido a 14,5% de humedad.

Los datos se analizaron mediante ANOVA para evaluar el efecto de los CC y la dosis de N_f en el rendimiento de maíz. Se evaluó la respuesta a N_f utilizando una función cuadrática. A partir de las curvas de respuesta, se estimaron el rendimiento obtenido a la dosis óptima agronómica de N (DOAN) y la respuesta a la fertilización como la diferencia entre el rendimiento en la DOAN y el testigo sin fertilizar. Además, se estimó la eficiencia agronómica del N_f (EA) calculado con el rendimiento (Rto) en DOAN: $EA_{DOAN} = \frac{Rto_{DOAN} - Rto_{testigo}}{DOAN}$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante los meses de marzo y abril, previos a la siembra de los CC, las precipitaciones acumularon 463 mm, un 79% por encima del promedio histórico (Figura 1).

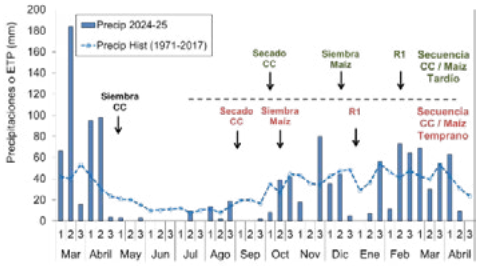


Figura 1. Precipitaciones decádicas durante la campaña 2024/25 (barras) y promedio histórico para la serie 1971-2017 en la EEA Oliveros (línea punteada).

Las precipitaciones acumuladas durante el ciclo de los CC oscilaron entre 50 y 60 mm, valores que representaron entre un 67 y 75% inferiores a los registros históricos para el mismo

periodo. A pesar de esto, el establecimiento y crecimiento de los CC fueron adecuados, debido a la buena disponibilidad hídrica inicial (254 mm hasta los 2 m de profundidad).
El CH de los CC en la secuencia con maíz temprano varió entre 40 y 54 mm. En los CC puros, el CH osciló entre 40 y 51 mm, siguiendo el orden vicia < nabo < centeno. En las mezclas, los mayores valores de CH se observaron en aquellas que incluyeron centeno (entre 52 y 54 mm). En la secuencia con maíz tardío, el CH varió entre 61 y 101 mm. El CH de los CC puros osciló entre 61 y 96 mm, en el orden nabo < centeno < vicia. En mezclas de CC, los mayores CH se observaron en mezclas que incluyeron vicia y/o centeno (entre 81 y 101 mm).
El rendimiento promedio del maíz fue de 4256 y 11172 kg ha^{-1} en las siembras temprana y tardía, respectivamente, observándose una interacción significativa entre los CC y las dosis de N_f aplicadas ($p<0,05$). Dicha interacción se explicó por diferencias en el nivel de respuesta a la fertilización según la proporción de especies en las mezclas de CC (Tablas 1 y 2).

Tabla 1. Análisis de la varianza (ANOVA) del rendimiento de grano de maíz temprano, parámetros de la función cuadrática, dosis óptima agronómica de N (DOAN, kg N ha^{-1}) y eficiencia agronómica en la DOAN (EA_{DOAN}, kg grano kg $N^{-1}_{fertilizante}$).

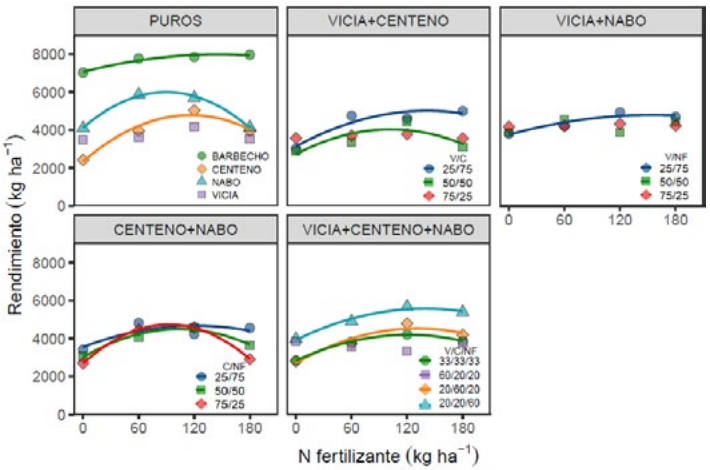
CC Mezcla	Proporción	Parámetros				DOAN	EA_{DOAN}
		a	b	c	r^2		
Puros	Barbecho	7058	12.7	-0.04	0.96	146	6
	Vicia	-	-	-	-	-	-
	Centeno	2340	42.1	-0.18	0.96	116	21
	Nabo	4124	41.6	-0.23	0.99	90	21
V+C	V25/75C	3136	26.5	-0.09	0.88	142	13
	V50/50C	2723	25.6	-0.13	0.67	102	13
	V75/25C	-	-	-	-	-	-
V+NF	V25/75NF	3752	13.4	-0.04	0.89	154	7
	V50/50NF	-	-	-	-	-	-
	V75/25NF	-	-	-	-	-	-
C+NF	C25/75NF	3553	18.4	-0.08	0.63	121	9
	C50/50NF	3008	28.7	-0.14	0.97	103	14
	C75/25NF	2684	44.2	-0.24	0.99	93	22
V+C+NF	V33/C33/NF33	2833	22.6	-0.09	0.99	121	11
	V60/C20/NF20	-	-	-	-	-	-
	V20/C60/NF20	2711	27.7	-0.11	0.92	131	14
	V20/C20/NF60	3922	23.7	-0.09	0.97	139	12
ANOVA	Antecesor (CC)	<0.01					
	Dosis N (N_f)	<0.01					
	CC x N_f	<0.01					

Tabla 2. Análisis de la varianza (ANOVA) del rendimiento de grano de maíz tardío, parámetros de la función cuadrática, dosis óptima agronómica de N (DOAN, kg N ha^{-1}) y eficiencia agronómica en la DOAN (EA_{DOAN}, kg grano kg^{-1} $N_{fertilizante}$).

CC Mezcla	Proporción	Parámetros				DOAN	EA_{DOAN}
		a	b	c	r^2		
Puros	Barbecho	-	-	-	-	-	-
	Vicia	-	-	-	-	-	-
	Centeno	7950	51.1	-0.18	0.99	146	26
	Nabo	9798	31.5	-0.12	0.99	134	16
V+C	V25/75C	8563	39.3	-0.12	0.92	169	20
	V50/50C	10501	34.0	-0.13	0.99	128	17
	V75/25C	10700	29.3	-0.15	0.69	97	15
V+NF	V25/75NF	10380	24.8	-0.10	0.82	129	12
	V50/50NF	-	-	-	-	-	-
	V75/25NF	-	-	-	-	-	-
C+NF	C25/75NF	9313	23.0	-0.07	0.95	172	11
	C50/50NF	9270	18.4	-0.03	0.99	262	9
	C75/25NF	8014	48.6	-0.17	0.99	141	24
V+C+NF	V33/C33/NF33	10504	21.5	-0.08	0.96	142	11
	V60/C20/NF20	-	-	-	-	-	-
	V20/C60/NF20	8661	43.2	-0.16	0.92	132	22
	V20/C20/NF60	9614	37.8	-0.16	0.79	120	19
ANOVA	Antecesor (CC)	<0.01					
	Dosis N (N_f)	<0.01					
	CC x N_f	<0.01					

En el maíz temprano, el rendimiento varió entre 2424 y 5869 kg ha^{-1} en los tratamientos con CC, mientras que el barbecho alcanzó un promedio de 7651 kg ha^{-1}. El rendimiento de los testigos (sin fertilizar) en los CC varió entre 2424 y 4178 kg ha^{-1}, mientras que en el barbecho fue de 7024 kg ha^{-1}. El menor rendimiento obtenido sobre los CC se debió a dos factores principales. En primer lugar, las escasas precipitaciones registradas entre el secado de los CC y la siembra del maíz (34 mm) no permitieron la adecuada recarga del perfil. En consecuencia, el AU a la siembra del maíz fue inferior en las parcelas con CC (entre 103 y

157 mm) respecto del barbecho (196 mm). Mientras que en este último el AU representó el 65% de la capacidad máxima de almacenamiento (300 mm), en los tratamientos con CC fue inferior al 50%. En segundo lugar, se registró un marcado déficit hídrico alrededor de R1 (40 mm), lo que afectó la definición del número de granos. No obstante, se observó una respuesta significativa a la aplicación de N en el barbecho y en los CC puros de centeno y nabo. En las mezclas dobles, la respuesta fue significativa cuando la proporción de vicia fue ≤ 50% en mezcla con centeno y ≤ 25% en mezcla con nabo. En las mezclas triples, la respuesta fue significativa cuando la proporción de vicia fue inferior al 60% (Figura 2). La respuesta del rendimiento de grano en el barbecho fue de 13%, mientras que en los CC varió entre 28 y 104%, con los mayores incrementos en el centeno puro, seguido de las mezclas con mayor proporción de centeno.



538

Figura 2. Rendimiento de grano de maíz temprano según las dosis de N en barbecho, CC puros y mezclas dobles y triples. Las líneas representan el ajuste de una función cuadrática en aquellas proporciones con efecto significativo del N (p<0,05).

Las proporciones de vicia a partir de las cuales no se observó respuesta fueron de 85% y 53% en mezclas con centeno y nabo, respectivamente. En la mezcla centeno + nabo, una proporción de centeno del 34% marcó el límite a partir del cual se incrementó la respuesta en rendimiento. En las mezclas triples, la respuesta tendió a nula cuando la proporción de vicia fue cercana al 80% (Figura 3). La EA_{DOAN} en el barbecho fue de 6 kg kg^{-1} N aplicado, mientras que en los CC osciló entre 7 y 22 kg kg^{-1} N, alcanzando los mayores valores en mezclas con mayor participación de centeno (Tabla 1).

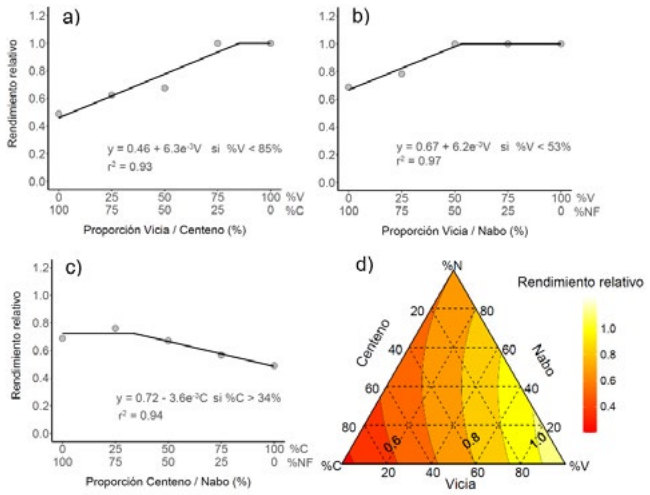


Figura 3. Rendimiento relativo del maíz temprano en función de la proporción de especies en mezclas: vicia + centeno (a), vicia + nabo (b), centeno + nabo (c) y vicia + centeno + nabo (d).

En el maíz tardío, el rendimiento en los tratamientos con CC varió entre 7912 y 12788 kg ha^{-1}, mientras que el barbecho promedió 12464 kg ha^{-1}. El rendimiento de los testigos en los CC varió entre 7912 y 12482 kg ha^{-1}, en tanto que en el barbecho fue de 12469 kg ha^{-1}. En comparación con el maíz temprano, los rendimientos fueron superiores debido a las mayores precipitaciones registradas tanto en el periodo entre el secado de los CC y la siembra del maíz (222 mm), que permitió una adecuada recarga del perfil, como durante el período crítico (180 mm). El AU a la siembra del maíz osciló entre 152 y 178 mm en las parcelas con CC, siendo levemente inferiores al barbecho (197 mm). No obstante, todos los tratamientos superaron el 50% de la capacidad de almacenamiento de AU.

No se observó respuesta significativa a la fertilización en el barbecho, en vicia pura, en las mezclas vicia + nabo, ni en las mezclas triples con proporciones de vicia ≥ 50% y ≥ 60%, respectivamente (Figura 4). En los tratamientos con CC que presentaron respuesta a la fertilización nitrogenada, el incremento del rendimiento respecto del testigo varió entre 13 y 47%, siendo mayor en el centeno puro, seguido de las mezclas con mayor proporción de centeno. En las mezclas vicia + centeno se observó una relación lineal donde la respuesta disminuyó en la medida en que la proporción de vicia aumentó, sin llegar a observarse un plateau (Figura 5).

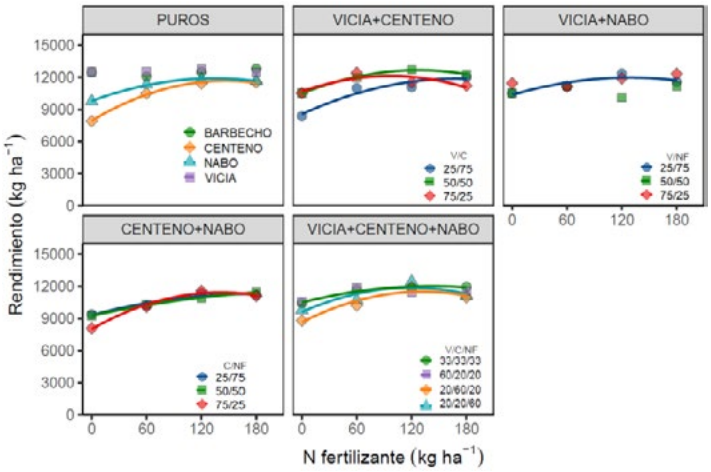


Figura 4. Rendimiento de grano de maíz tardío según las dosis de N en barbecho, CC puros y mezclas dobles y triples. Las líneas representan el ajuste de una función cuadrática en aquellas proporciones con efecto significativo del N ($p<0.05$).

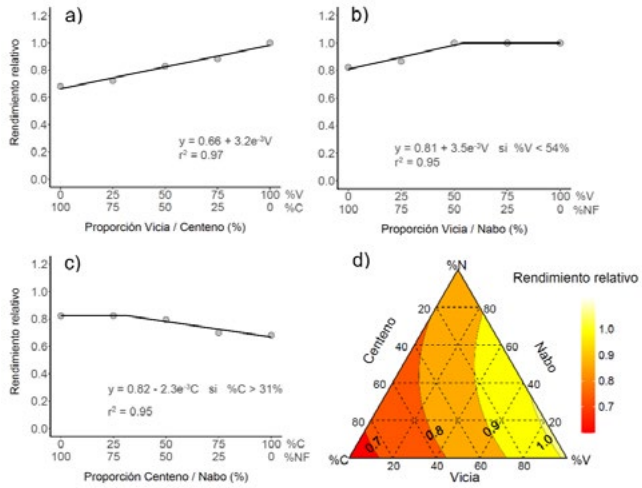


Figura 5. Rendimiento relativo en maíz tardío en función de la proporción de especies en mezclas: vicia + centeno (a), vicia + nabo (b), centeno + nabo (c) y vicia + centeno + nabo (d).

En la mezcla vicia + nabo, el umbral de proporción de vicia a partir del cual no se observó respuesta fue del 54%. En la mezcla centeno + nabo, una proporción de centeno del 31% marcó el límite a partir del cual se incrementó la respuesta en rendimiento. En las mezclas triples, no se detectó respuesta cuando la proporción de vicia superó el 90%. La EA_{DOAN} en los CC varió entre 9 y 26 kg kg^{-1} N, con los mayores valores en mezclas con mayor proporción de centeno (Tabla 2).

CONCLUSIONES

En maíz temprano, las menores precipitaciones en el periodo crítico y la menor disponibilidad de agua útil inicial limitaron los rendimientos. Aun así, se observó una respuesta al agregado de N, la cual dependió de la participación de cada especie en las mezclas. Las mayores respuestas se observaron en centeno puro y en mezclas con proporción de centeno ≥ 35%. Por el contrario, las menores respuestas se observaron en mezclas con mayor proporción de vicia: ≥ 80% en mezclas con centeno y en mezclas triples, y ≥ 50% en mezclas con nabo. En maíz tardío, la mejor disponibilidad hídrica permitió alcanzar mayores rendimientos, aunque la respuesta al N continuó dependiendo de la proporción de especies en los cultivos de cobertura. Las mayores respuestas se observaron en mezclas con proporción de centeno ≥30%, mientras que proporciones elevadas de vicia (≥ 90% en mezclas con centeno y triples, y ≥ 50% en mezcla con nabo) redujeron la respuesta. En ambas secuencias, las mezclas con predominio de centeno presentaron los mayores incrementos de rendimiento (entre 39 a 104%) y la mayor eficiencia agronómica del N (entre 14 y 26 kg kg^{-1} N), mientras que proporciones elevadas de vicia (≥ 50%) disminuyeron la respuesta a la fertilización.

BIBLIOGRAFÍA

Carciochi, W. D., Massigoge, I., Lapaz Olveira, A., Reussi Calvo, N. I., Cafaro La Menza, F., Sainz Rozas, H. R., Barbieri, P. A., Di Napoli, M., González Montaner, J. y Ciampitti, I. A. (2021). Cover crop species can increase or decrease the fertilizer-nitrogen requirement in maize. Agronomy Journal, 113, 5412-5423.

Chatterjee, A. y Clay, D. E. (2016). Cover crops impacts on nitrogen scavenging, nitrous oxide emissions, nitrogen fertilizer replacement, erosion, and soil health. Soil Fertility Management Agroecosystems. 2016, 76–88.

Crespo, C., Corral, R. A., Diez, S. N., Delgado, S. G., Domínguez, G. F., Agostini, M. A., Cendoya, M. G., Sainz Rozas, H. R., García, G. V. y Studdert, G. A. (2022). Green bridge crops to manage corn nitrogen nutrition in the Southeastern Argentinean Pampas. Soil and Tillage, 105311.

Garba, I. I. y Williams, A. (2023). Integrating diverse cover crops for fallow replacement in a subtropical dryland: implications on subsequent cash crop yield, grain quality, and gross margins. Agronomy 13, 271

Kehoe, E., Rubio, G. y Salvagiotti, F. (2024). Biological nitrogen fixation in field pea and vetch: Contribution from above and belowground structures to the partial nitrogen balance. Field Crops Research, 316, 109514.

Restovich, S. B., Andriulo, A. E., Armas-Herrera, C. M., Beribe, M. J. y Portela, S. I. (2019). Combining cover crops and low nitrogen fertilization improves soil supporting functions. Plant and Soil 442, 401-417.

Ruark, M. D., Chawner, M. M., Ballweg, M. J., Proost, R. T., Arriaga, F. J. y Stute, J. K. (2018). Does crop radish supply nitrogen to corn? Agronomy Journal, 110 (4), 1513-1522.

Salvagiotti, F., Caviglia, O., Bacigaluppo, S., Barraco, M., Boero, L., Biassoni, M., Enrico, J., Kehoe, E., Eclesia, R. P., Madias, A., Maltese, N., Melchiori, R., Novelli, L., Prieto, G., Ross, F., Ruiz, A. y Carciochi, W. (2025). Response to nitrogen fertilization of late-sown maize upon different winter previous crops. European Journal of Agronomy, 166, 127566.

INDICADORES DE MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO Y RESPUESTA AL NUTRIENTE EN EL CULTIVO DE MAÍZ

Bassi, L.[1, 2*], Crespo, C.[2], García, G. V.[1, 3], Carciochi, W.[2, 3], Stahringer, N.[4], Reussi Calvo, N. I.[2, 3], Sainz Rozas, H. R.[2, 3], Wyngaard, N.[2, 3]

[1]Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires; [2]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata; [3]Concejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; [4]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Nordeste *lbassi@mdp.edu.ar

RESUMEN: El nitrógeno (N) mineralizado representa la principal fuente edáfica de N durante el ciclo de los cultivos. Existen metodologías para estimar el potencial de mineralización de N de un suelo, como el N mineralizado en anaerobiosis (N_{an}) y el N extraído mediante cloruro de potasio caliente (N_{KCl}). Sin embargo, el *flush* de CO_2 (N_{CO2}) y el N extraído mediante hidrolisis alcalina (N_{hyd}) se han propuesto recientemente como posibles indicadores de la disponibilidad de N para los cultivos. El objetivo de este trabajo es conocer cómo se vinculan los indicadores de mineralización (N_{CO2}, N_{an}, N_{hyd} y N_{KCl}) con la respuesta a la fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz (*Zea mays* L.). Para ello se analizaron dichos indicadores en muestras de suelo provenientes del tratamiento sin fertilizar de 23 ensayos de respuesta a la fertilización nitrogenada en maíz y se evaluó la capacidad de los indicadores de predecir la respuesta a la fertilización con N. Los análisis de suelo mostraron un amplio rango de condiciones edáficas contempladas (textura, materia orgánica y pH), incluidos los indicadores N_{CO2} (49 a 418 mg kg^{-1}), N_{an} (20 a 138 mg kg^{-1}), N_{hyd} (79 a 232 mg kg^{-1}) y N_{KCl} (9 a 47 mg kg^{-1}). Los resultados indican que no fue posible para ninguno de los indicadores generar un único modelo predictivo de la respuesta a N para el amplio rango de condiciones edafoclimáticas explorada. Sin embargo, al excluir de los análisis a los sitios del norte argentino, limitando las observaciones a la región Pampeana, se observaron asociaciones positivas y significativas ($p<0,10$) entre el rendimiento relativo del maíz y el N_{KCl} ($r=0,55$) y N_{CO2} ($r=0,48$). Estos resultados demuestran la potencialidad de N_{KCl} y N_{CO2} para ser empleados como indicadores de la disponibilidad de N para el cultivo de maíz en la región Pampeana Argentina.

PALABRAS CLAVE: respiración, nitrógeno mineralizado en anaerobiosis, cloruro de potasio caliente.

INTRODUCCIÓN

La disponibilidad de nitrógeno (N) es un factor clave para la productividad de los agroecosistemas, ya que suele ser el principal nutriente limitante del rendimiento. La fertilización nitrogenada, ampliamente implementada para suplir esta limitación, aumentó a nivel global de 4 Tg año^{-1} en 1950 hasta 118 Tg año^{-1} en 2020 (FAO, 2020), aunque su uso ineficiente genera elevados costos económicos y ambientales. Una provisión adecuada y oportuna de N es fundamental para reducir la brecha de rendimiento, lo que requiere comprender la dinámica del nutriente y contar con indicadores confiables que estimen el potencial de mineralización (Echeverría y Sainz Rozas, 2015). Numerosos indicadores biológicos y químicos han sido propuestos, entre los indicadores biológicos. El N mineralizado en anaerobiosis (N_{an}) es ampliamente utilizado y ha sido calibrado eficientemente como método de diagnóstico de la disponibilidad de N para varios cultivos (Orcellet *et al.*, 2017), aunque requiere siete días de incubación, lo que ha impulsado la evaluación de metodologías como el flush de dióxido de carbono (N_{CO2}) (Franzluebbers *et al.*, 2000) con incubaciones de 3 días. Aunque, el N_{CO2} presenta escasos antecedentes de calibración en cultivos. Entre los indicadores químicos, el N extraído con cloruro de potasio (N_{KCl}) (Gianello y Bremner, 1986) ha mostrado un desempeño inconsistente en calibraciones a campo (Sharifi *et al.*, 2007;

Schomberg *et al.*, 2009), mientras que el N extraído en muestras de suelo mediante la hidrolisis alcalina (N_{hyd}), basada en una destilación continua de 40 min (Dodor y Tabatabai, 2020) no ha sido evaluada en relación con la disponibilidad de N en cultivos de importancia. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue identificar cuál de los indicadores de mineralización evaluados (N_{an}, N_{CO2}, N_{KCl} o N_{hyd}) se asocia mejor con la el rendimiento relativo en el cultivo de maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 23 ensayos de respuesta a la fertilización nitrogenada en maíz en la Región Pampeana (n=12) y el noreste Argentino (Corrientes, n=11). En cada ensayo se evaluaron dos tratamientos, un testigo sin N (Test) y un tratamiento con fertilización nitrogenada (Fert; dosis de entre 150 a 200 kg N ha^{-1}), sin limitantes de otros nutrientes. Se emplearon las prácticas de manejo del cultivo típicas de cada región. A madurez fisiológica del maíz se determinó el rendimiento en grano de cada parcela y se expresó al 14,5%. En las muestras de suelo (0-20 cm) del tratamiento Test se analizó para caracterizar los sitios el contenido de arena, arcilla y limo, materia orgánica (MO) y pH. Además, se analizaron por triplicado el N_{CO2} (Franzluebbers *et al.*, 2000), N_{an} (Keeney, 1982), N_{hyd} (Dodor y Tabatabai, 2020) y N_{KCl} (Giannelo y Bremner, 1986). Se calculó el rendimiento relativo porcentual (Rto Rel) como el cociente entre el rendimiento en grano del Test sobre el rendimiento en grano de Fert multiplicado por 100. Para analizar la capacidad de cada indicador de predecir la respuesta en rendimiento a N, se ajustaron modelos ALCC entre Rto Rel y cada indicador, de acuerdo con el protocolo propuesto por Correndo *et al.* (2017), considerando un $\alpha = 0,10$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las muestras de suelo presentaron las clases texturales: arcilloso, franco arcillo-arenoso, franco arenoso, franco limoso, franco y franco arcilloso, además contaron con un amplio rango de contenido de MO y pH (Tabla 1).

Tabla 1. Estadísticas descriptivas para las propiedades edáficas de los 23 ensayos de respuesta a N en maíz. Abreviaturas: materia orgánica (MO), arena (Ar), limo (Li), arcilla (Ac).

	MO (%)	Ar (%)	Li (%)	Ac (%)	pH
Mínimo	1,7	5,4	13,1	9,9	5,1
Media	4,0	38,6	28,1	33,3	6,4
Máximo	7,0	74,8	71,9	64,1	8,4

Los resultados de rendimiento de los ensayos de respuesta a la fertilización nitrogenada correspondiente a las parcelas no fertilizadas (Test), fertilizadas (Fert) y el rendimiento relativo calculado (Rto Rel) se presentan en la Tabla 2. Se puede observar que, en promedio, el Rto Test estuvo 1500 kg ha^{-1} por debajo de la media de Fert, siendo el Test 86% del Fert. Estos valores observados están en línea con reportes previos para la región (Correndo *et al.*, 2021) y confirman que una de las causas de la brecha de rendimiento en maíz en Argentina es debido a la limitación de N (Aramburu-Merlos *et al.*, 2015). Al respecto, se exploró un amplio rango de respuestas a N (rango de Rto Rel = 49 a 111%), lo que permitiría, *a priori*, evaluar la capacidad de los indicadores de diagnosticar la limitación de N.

Tabla 2. Estadísticas descriptivas de rendimiento en grano de maíz (Test: tratamiento sin fertilizar; Fert: tratamiento fertilizado; Rto Rel: rendimiento relativo) e indicadores de mineralización de N evaluados (N_{an}: N mineralizado en anaerobiosis; N_{CO2}: flush de CO_2; N_{KCl}: N extraído con KCl; N_{hyd}: N extraído mediante hidrolisis alcalina) expresados en mg kg^{-1}.

	Rto Test	Rto Fert	Rto Rel	N_{an}	N_{CO2}	N_{KCl}	N_{hyd}
	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	%	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}
Mínimo	5187,6	6045,3	49,1	19,6	49,3	9,1	78,6
Media	9092,4	10777,0	86,2	57,8	169,3	24,5	148,8
Máximo	13381,3	19205,6	111,0	137,6	418,0	46,5	232,1

En la Tabla 2 se presentan medidas descriptivas de los valores obtenidos para los indicadores de mineralización de N evaluados en las muestras de suelo provenientes de las parcelas no fertilizadas. Los rangos de valores obtenidos para N_{an} y N_{CO2} coinciden con la bibliografía de referencia (Schomberg *et al.*, 2009), lo mismo ocurre también para N_{hyd} (Curtin *et al.*, 2017). Sin embargo, en el caso de N_{KCl}, se presenta un rango mayor que el obtenido por Schomberg *et al.* (2009).

El Rto Rel del cultivo de maíz mostró resultados contrastantes en función de los distintos indicadores de mineralización evaluados (Figura 1). No fue posible ajustar modelos significativos que relacionen el Rto Rel con los indicadores para la totalidad de las observaciones (n=23). Sin embargo, se detectó que un grupo de muestras mostraba una relación diferente al resto, al mostrar altos Rto Rel para bajos valores de los indicadores. Estas muestras (en naranja en la Figura 1) pertenecen al noreste argentino (provincia de Corrientes), y se caracterizaron por tener una clase textural arcillosa.

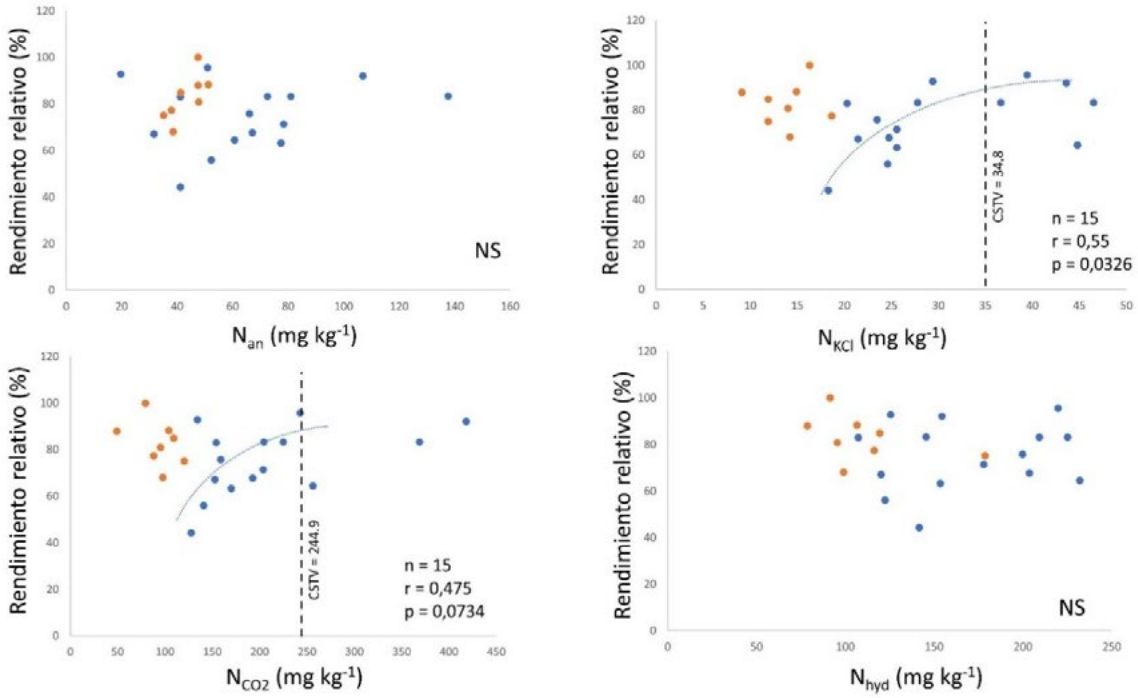


Figura 1. Rendimiento relativo (%) en función de la concentración de los indicadores (N_{an}: N mineralizado en anaerobiosis; N_{CO2}: flush de CO_2; N_{KCl}: N extraído con KCl; N_{hyd}: N extraído mediante hidrolisis alcalina) expresado en mg kg^{-1}. Se ajustaron modelos ALCC para sitios de la región Pampeana (puntos azules), excluyendo sitios del norte argentino (puntos naranjas) que mostraron un patrón diferente.

Aun excluyendo del análisis las observaciones del noreste argentino, el N_{an} y el N_{hyd} no presentaron relación alguna con el Rto Rel, debido principalmente a una elevada dispersión

de datos y ausencia de una tendencia definida. Esto sugiere una limitada capacidad de dichos indicadores para reflejar la provisión de N durante el ciclo de cultivo bajo las condiciones del presente trabajo. Este resultado difiere de lo reportado para N_{an} por Orcellet *et al.* (2017), quienes indicaron que dicho indicador mejoró el diagnostico de N en maíz. Particularmente en nuestro análisis, hubo 4 observaciones que se comportaron similar a los sitios del norte argentino, lo cual hizo que no sea posible ajustar un modelo significativo entre las variables. En el caso del N_{hyd}, no cuenta con antecedentes previos de calibración a campo en cultivos de importancia. Por lo tanto, el hecho de que no haya sido capaz de predecir el Rto Rel en el cultivo de maíz constituye un primer antecedente de interés. La ausencia de la capacidad predictiva del N_{hyd} respecto del Rto Rel del, sumada a la demanda operativa de la metodología, desalienta su potencial calibración y adopción como posible indicador de mineralización de N. Por otro lado, el N_{KCl} presento una correlación positiva y significativa con el Rto Rel (r = 0,55) respondiendo a un patrón no lineal, con incrementos marcados de rendimiento a bajas concentraciones del indicador, el cual se estabiliza a partir de los 35 mg kg^{-1}. Si bien, el resultado obtenido en ese estudio coincide con parte de la bibliografía disponible donde el N_{KCl} se relaciona con el N mineralizado (Campbell *et al*., 1997; Sharifi *et al.*, 2007) y el rendimiento del testigo (Beauchamp *et al.*, 2004), el N_{KCl} cuenta con antecedentes contradictorios que desaconsejan su utilización para la recomendación de fertilización nitrogenada. Numerosos trabajos sugieren que el N_{KCl} predice adecuadamente el N_o, pero no el N efectivamente mineralizado durante el ciclo de cultivo (Ros *et al*., 2011). En cuanto al N_{CO2}, también presento una correlación positiva y significativa con el rendimiento relativo. Sin embargo, la correlación obtenida por el N_{CO2} fue levemente inferior a la obtenida por N_{KCl}. En la bibliografía, el N_{CO2} ha mostrado una relación no lineal, estrecha y negativa con la respuesta a la en grano en el cultivo de maíz (Franzluebbers, 2018) y una relación lineal, estrecha y positiva con el N disponible (Franzluebbers, 2020).

CONCLUSIONES

Los resultados confirman que la limitación de N es una de las principales causas de la brecha de rendimiento del maíz en la región estudiada, evidenciada por el menor rendimiento de los tratamientos Test y el amplio rango de respuestas observadas. Este escenario permitió evaluar el desempeño de distintos indicadores de mineralización de N como herramientas de diagnóstico. Los indicadores, N_{an} y N_{hyd}, no mostraron capacidad para predecir el rendimiento relativo del cultivo, aun tras excluir muestras, lo que sugiere una limitada aptitud para reflejar la provisión de N bajo las condiciones evaluadas. En particular, el N_{hyd}, sumado a su elevada complejidad operativa, presenta escaso potencial de adopción práctica. En contraste, el N_{KCl} y el N_{CO2} mostraron correlaciones positivas y significativas con el rendimiento relativo, aunque con patrones no lineales y con antecedentes bibliográficos que limitan su uso directo para la recomendación de fertilización nitrogenada, en el caso del N_{KCl}. En conjunto, los resultados indican que el N_{CO2} presenta un mayor potencial para el diagnóstico de la disponibilidad de N en maíz, aunque se requieren estudios adicionales de calibración por ambiente previo a su adopción.

BIBLIOGRAFÍA

Aramburu Merlos, F., Monzon, J. P., Mercau, J. L., Taboada, M., Andrade, F. H., Hall, A. J., Jobbagy, E., Cassman, K. G., y Grassini, P. (2015). Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. Field Crops Research, 184, 145–154. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.10.001

Beauchamp, E. G., Kay, B. D., y Pararajasingham, R. (2004). Soil tests for predicting the N requirement of corn. *Canadian journal of soil science*, *84*(1), 103-113. https://doi.org/10.4141/S03-023

Campbell, C. A., Jamel, Y. W., Jalil, A., y Schoenau, J. (1997). Use of hot KCl-NH4-N to estimate fertilizer N requirements. *Canadian Journal of Soil Science*, *77*(2), 161-166. https://doi.org/10.4141/S96-106

Correndo, A. A., Gutiérrez-Boem, F. H., García, F. O., Alvarez, C., Álvarez, C., Angeli, A., Barbieri, P., Barraco, M., Berardo, A., Boxler, M., Calviño, P., Capurro, J. E., Carta, H.,

Caviglia, O., Ciampitti, I. A., Díaz-Zorita, M., Díaz-Valdéz, S., Echeverría, H. E., Espósito, G., … Salvagiotti, F. (2021). Attainable yield and soil texture as drivers of maize response to nitrogen: A synthesis analysis for Argentina. Field Crops Research, 273, 108299. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108299

Correndo, A. A., Salvagiotti, F., García F. O. y Gutiérrez-Boem F.H. (2017). A modification of the arcsine–log calibration curve for analysing soil test value–relative yield relationships. *Crop y Pasture Science* 68, 297–304. https://doi.org/10.1071/CP16444

Curtin, D., Beare, M. H., Lehto, K., Tregurtha, C., Qiu, W., Tregurtha, R. y Peterson, M. (2017). Rapid assays to predict nitrogen mineralization capacity of agricultural soils. Soil Science Society of America Journal, 81(4), 979-991. https://doi:10.2136/sssaj2016.08.0265

Dodor, D. y Tabatabai, M. (2020). Alkaline Hydrolyzable Organic Nitrogen as an Index of Nitrogen Mineralization in Soils: Relationship with Activities of Arylamidase and Amidohydrolases. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1757–1766. https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1791162

Echeverría, H. E. y Sainz Rozas, H. (2015). Nitrógeno en: fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Echeverria, H.E., Garcia, F.O. (eds). Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp 69-97.

Franzluebbers, A. J. (2018). Soil-test biological activity with the flush of CO2: III. Corn yield responses to applied nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, *82*(3), 708-721.

Franzluebbers, A. J. (2020). Soil-test biological activity with the flush of CO2: V. Validation of nitrogen prediction for corn production. *Agronomy Journal*, *112*(3), 2188-2204.

Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Schomberg, H. H. y Hons, F. M. (2000). Flush of Carbon Dioxide Following Rewetting of Dried Soil Relates to Active Organic Pools. *Soil Science Society of America Journal*, *64*(2), 613–623. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642613x

Gianello, C. y Bremner, J. M. (1986). A simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *17*(2), 195–214. https://doi.org/10.1080/00103628609367708

Keeney, D. R. 1982. Nitrogen-availability indexes, in: Page, A.L. (ed.), Methods of soil analysis. Part 2, chemical and microbiological properties, Agron. Monogr. 9, pp. 711-733.

Orcellet, J., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N. y Echeverría, H. E. (2017). Anaerobically Incubated Nitrogen Improved Nitrogen Diagnosis in Corn. *Agronomy Journal*, *109*(1), 291–298. https://doi.org/10.2134/agronj2016.02.0115

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2020). World fertilizer trends and outlook to 2020. Disponible en [http://www.fao.org/3/a-i6895e.pdf].

Reussi Calvo, N. I., Wyngaard, N., Orcellet, J., Sainz Rozas, H. R. y Echeverría, H. E. (2018). Predicting Field-Apparent Nitrogen Mineralization from Anaerobically Incubated Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, *82*(2), 502–508. https://doi.org/10.2136/sssaj2017.11.0395

Ros, G. H., Temminghoff, E. J. M., y Hoffland, E. (2011). Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science*, *62*(1), 162-173. doi: 10.1111/j.1365-2389.2010.01318.x

Schomberg, H. H., Wietholter, S., Griffin, T. S., Reeves, D. W., Cabrera, M. L., Fisher, D. S., Endale, D. M., Novak, J. M., Balkcom, K. S., Raper, R. L., Kitchen, N. R., Locke, M. A., Potter, K. N., Schwartz, R. C., Truman, C. C. y Tyler, D. D. (2009). Assessing Indices for Predicting Potential Nitrogen Mineralization in Soils under Different Management Systems. Soil Science Society of America Journal 73, 1575–1586. https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0303

Sharifi, M., Zebarth, B. J., Burton, D. L., Grant, C. A., Cooper, J. M. 2007. Evaluation of Some Indices of Potentially Mineralizable Nitrogen in Soil. *Soil Science Society of America Journal*, *71*(4), 1233–1239. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0265

Tovar Hernandez, S., Diovisalvi, N., Carciochi, W. D., Izquierdo, N., Sainz Rozas, H., Garcia, F. y Reussi Calvo, N. I. (2021). Assessment of nitrogen diagnosis methods in sunflower. *Agronomy Journal*, *113*(3), 2846–2857. https://doi.org/10.1002/agj2.20685

RESPUESTA DEL TRIGO AL GUANO DE GALLINA Y UREA EN UN VERTISOL DE ENTRE RÍOS

Basso, R.[1], Fontana, M.[1], Folmer, M.[1], Barbagelata, P.[1], Saluzzio, M.[1], Melchiori, R.[2], Vianna, G.[1], Gebhart, A.[1], Gvozdenovich, J.[1, 2], Novelli, L.[1, 2, 3*]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER). Ruta 11, km 10,5 (3100) Oro Verde, Entre Ríos; [2]Estación Experimental Agropecuaria Paraná – INTA. Ruta 11, km 12,5 (3100) Oro Verde, Entre Ríos; [3]CONICET, leonardo.novelli@uner.edu.ar

RESUMEN: El trigo (*Triticum aestivum* L.) es el principal cultivo invernal de Entre Ríos y su productividad depende en gran medida de la disponibilidad de nitrógeno (N). En este contexto, el uso de enmiendas orgánicas como el guano de gallina surge como una alternativa o complemento a la fertilización inorgánica tradicional. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintas dosis de guano de gallina, sólo o en combinación con urea, sobre el estatus nitrogenado y la productividad del trigo en un Vertisol de Entre Ríos. El experimento se llevó a cabo durante la campaña 2025/26 en Tabossi, Entre Ríos, con un diseño en bloques completamente aleatorizados y tres repeticiones. Se evaluaron nueve tratamientos resultantes de la combinación de cuatro dosis de gallinaza (0, 6, 12 y 18 t ha^{-1}, base húmeda) combinadas con dos niveles de urea (0 y 80 kg N ha^{-1}), más un nivel de 120 kg N ha^{-1} de urea. Se midieron indicadores del estatus nitrogenado del cultivo mediante índices espectrales (NDVI, GNDVI, NDRE y MCARI) y SPAD, además de cobertura del cultivo, biomasa aérea, absorción de N y rendimiento de grano. Los resultados mostraron diferencias altamente significativas entre tratamientos para todos los indicadores evaluados. Las dosis crecientes de gallinaza incrementaron el estatus nitrogenado del cultivo y la productividad, alcanzando valores comparables a los obtenidos con la aplicación de urea. Los mayores valores de biomasa aérea, absorción de N y rendimiento se lograron en los tratamientos combinados de gallinaza y urea. El rendimiento se relacionó estrechamente con el N absorbido en biomasa (R^2=0,91; p<0,0001) y con el N disponible a la siembra, ajustándose a un modelo linear–plateau con un umbral cercano a 176 kg N ha^{-1} disponibles y una eficiencia de uso de N de 22,6 kg de grano por kg de N disponible. Los índices espectrales y el SPAD resultaron buenos predictores del N absorbido y del rendimiento. En conjunto, los resultados indican que el guano de gallina constituye una fuente efectiva de N para el cultivo de trigo y que su uso combinado con urea permite mejorar la eficiencia del manejo nitrogenado y alcanzar altos niveles de productividad en Vertisoles de Entre Ríos.

PALABRAS CLAVE: estatus nitrogenado, índices espectrales, productividad.

546

INTRODUCCIÓN

El trigo (*Triticum aestivum L.*) es el principal cultivo invernal en Argentina y desempeña un papel estratégico en la intensificación y sostenibilidad de las secuencias agrícolas. En Entre Ríos, este cultivo representa aproximadamente el 96 % del total de los cultivos de invierno, con 616.800 ha sembradas en la campaña 2024/25 (SIBER, 2025).

La fertilización nitrogenada es uno de los factores determinantes del rendimiento y la calidad del grano de este cultivo (García y Reussi Calvo, 2024). Tradicionalmente, se han utilizado fertilizantes inorgánicos como fuente nitrogenada; sin embargo, las enmiendas orgánicas son una alternativa viable desde el punto de vista agronómico, ambiental y económico como reemplazo o complemento al uso de fuentes inorgánicas. Entre ellas, la gallinaza —guano de gallina ponedora— presenta particular interés en el centro oeste de Entre Ríos, donde la avicultura es una actividad consolidada. Este subproducto, rico en N, P y materia orgánica,

representa una fuente potencialmente valiosa para el manejo de la fertilidad del suelo, y estudios locales han mostrado mejoras en la calidad física, química y biológica con su uso (Gabioud, 2018).
La liberación de N a partir de fuentes orgánicas puede diferir de la fertilización inorgánica, por lo que su evaluación requiere indicadores sensibles que permitan interpretar la disponibilidad y el aprovechamiento del nutriente. En este sentido, el estado nutricional nitrogenado puede abordarse mediante indicadores edáficos o sensores remotos. Los índices de vegetación (NDVI, NDRE, MCARI) y el índice SPAD permiten estimar de manera rápida y no destructiva el estatus nitrogenado del cultivo y su relación con la productividad (Melchiori et al., 2013; Kemerer et al., 2020; Maltese et al., 2021).
El uso de guano de gallina como fuente de N podría contribuir a mejorar la sincronía entre la liberación gradual del N desde fuentes orgánicas y la demanda del cultivo, favoreciendo una nutrición más eficiente. En este marco, resulta de especial interés evaluar los aportes diferenciales de las distintas fuentes de fertilización —orgánica o combinada— respecto de la fertilización inorgánica tradicional sobre el estatus nitrogenado y la productividad del trigo. La generación de esta información permitiría analizar los criterios de fertilización nitrogenada y avanzar hacia esquemas de manejo que integren de manera sustentable el uso de enmiendas orgánicas en los sistemas agrícolas de la región. En este contexto, el objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de distintas dosis de guano de gallina, solo o en combinación con urea, sobre el estatus nitrogenado y la productividad del trigo en un Vertisol de Entre Ríos.

MATERIALES Y MÉTODOS

En junio de 2025 se inició un experimento de campo para evaluar el efecto de la fertilización orgánica e inorgánica en una secuencia Trigo/Maíz 2°-Soja 1° en siembra directa, sobre un Vertisol de Entre Ríos ubicado en Tabossi, Entre Ríos (31°47’12’’ S, 59°57’41’’ O). El establecimiento se encuentra sobre la serie de suelo Las Avispas, que corresponde a un *Peluderte argiudólico* (Soil Survey Staff, 2010), ubicado en pendientes suaves (Plan Mapa de Suelos, 1998). Los tratamientos surgieron de la combinación de dosis de gallinaza estabilizada y urea, aplicados previo y al momento de la siembra del trigo, respectivamente. El experimento evaluó 9 tratamientos dispuestos en un diseño en bloques completamente aleatorizados (DBCA) con 3 repeticiones. Se evaluaron dosis baja (6 t ha^{-1}), media (12 t ha^{-1}) y alta (18 t ha^{-1}) de gallinaza (GA) en base húmeda, aplicadas solas o combinadas con urea (80 kg N ha^{-1}) (i.e., GB_0N, GM_0N, GA_0N, GB_80N, GM_80N, GA_80N, respectivamente) más un testigo absoluto (T_0N), un tratamiento de 80 kg N ha^{-1} (T_0N) y otro de 120 kg N ha^{-1} de urea (T_120N).
Previo a la siembra del trigo, se obtuvieron muestras de suelo hasta los 60 cm con intervalos de 20 cm. En los primeros 20 cm se realizó un análisis completo en 3 repeticiones (MO%, C y N total, nitratos, pH, P-Bray, CIC, K, Ca, Mg, Na, saturación básica y conductividad eléctrica), mientras que, en el resto de las profundidades, sólo se determinó el contenido de nitratos. Asimismo, la gallinaza aplicada y previamente estabilizada, se caracterizó analíticamente (MO%, N total, N amoniacal, N nítrico, P total, K total, Ca total, Mg total, S total, Na total, Fe total, Co total, Mn total, Zn total, conductividad eléctrica, pH y humedad). La siembra de trigo se realizó el 11/6/2025 con el cultivar Catalpa a una dosis de 130 kg ha^{-1} de semilla, con un distanciamiento de 0,175 m entre surcos. En la primera semana de julio, se realizó un muestreo para determinar el stand de plantas.
El 8/10/2025, a fin de antesis, se realizó una evaluación de cobertura del trigo con la App Canopeo (https://canopeoapp.com/), y del estatus nitrogenado utilizando un sensor SPAD (15 mediciones de hoja de la espiga/parcela), y a través de un vuelo con dron multiespectral MAVIC 3M RTK, a partir de lo cual se obtuvieron diferentes índices de vegetación (NDVI, GNDVI, NDRE y MCARI).
Al momento de la cosecha (12/11/2025) se realizó un muestreo de plantas sobre 2 submuestras de 1,4 m^2 por parcela. En cada submuestra se determinó biomasa área, y luego se realizó la cosecha para determinar el rendimiento de grano, corregido a al 14% de humedad. Asimismo, sobre submuestras de grano y rastrojo se realizó la medición de N vegetal a través de la técnica de Kjedhal (Jones, 1991).

Los datos se analizaron a través de un ANAVA y cuando se obtuvieron diferencias significativas por efecto de los tratamientos, las medias se contrastaron estadísticamente a través de una prueba LSD (α= 0,05). Las evaluaciones entre los índices espectrales y los estimadores de N se realizaron a través de análisis de regresión, utilizando el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2018).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La precipitación registrada en el sitio experimental durante el ciclo del cultivo fue de 337 mm, con un mínimo de 19 mm en junio y un máximo de 126 mm en agosto, destacando excelentes condiciones de crecimiento para el cultivo en gran parte de su ciclo productivo.

La evaluación de indicadores del estatus nitrogenado y de cobertura en relación con la dosis máxima aplicada (GA_80N) mostró claras diferencias entre los tratamientos evaluados (Tabla 1), siendo altamente significativas para los diferentes estimadores ($p<0.001$). Los menores valores de los índices se observaron en el tratamiento testigo con valores crecientes de los índices ante aumentos en la dosis de gallinaza. La aplicación de la dosis alta de gallinaza (GA_0N) permitió obtener valores similares a los obtenidos con la aplicación inorgánica de 80 kg N ha^{-1} (T_80N). Los máximos valores de los parámetros se obtuvieron en los tratamientos de dosis combinadas de urea + gallinaza y en el tratamiento de 120 kg N ha^{-1} aplicados en forma de urea (Tabla 1).

Tabla 1. Índices espectrales en antesis, porcentaje de cobertura y valores de SPAD relativos al tratamiento de dosis máxima (GA_80N) para un experimento de fertilización orgánica e inorgánica en trigo sobre un vertisol de Tabossi, Entre Ríos.

Tratamiento	GNDVI	MCARI	NDRE	NDVI	Cobertura (%)	SPAD
T_0N	0,80 *a*	0,62 *e*	0,74 *e*	0,78 *d*	0,63 c	0,73 c
GB_0N	0,85 *de*	0,71 *de*	0,78 *de*	0,84 *cd*	0,67 bc	0,77 c
GM_0N	0,90 *cd*	0,81 *cd*	0,84 *cd*	0,90 *bc*	0,76 b	0,85 b
GA_0N	0,94 *bc*	0,91 *bc*	0,90 *c*	0,95 *ab*	0,91 a	0,91 b
T_80N	0,95 *abc*	0,91 *bc*	0,93 *bc*	0,95 *ab*	0,89 a	0,89 b
GB_80N	1,01 *a*	1,03 *ab*	1,00 *ab*	1,00 *a*	0,97 a	1,01 a
GM_80N	1,02 *a*	1,05 *a*	1,02 *ab*	1,01 *a*	0,99 a	0,98 a
GA_80N	1,00 *a*	1,00 *a*	1,00 *ab*	1,00 *a*	1,00 a	1,00 a
T_120N	1,02 *a*	1,02 *ab*	1,04 *a*	1,00 *a*	0,98 a	1,02 a
ANAVA#	*p<0,0001*	*p<0,0001*	*p<0,0001*	*p<0,0001*	*p<0,0001*	*p<0,0001*

Letras diferentes, indican diferencias significativas a la prueba LSD 5%

La biomasa aérea a madurez fisiológica, el rendimiento y el N absorbido en biomasa, mostraron claras diferencias entre tratamientos, con mínimos de 6260 kg ha^{-1}, 2630 kg ha^{-1} y 43,6 kg N ha^{-1}, respectivamente en el tratamiento testigo, y máximos de 14284 kg ha^{-1}, 5764 kg ha^{-1}, 107,2 kg N ha^{-1}, respectivamente en el tratamiento GM_80N (Figuras 1a, b y c). Los mayores incrementos en biomasa aérea, rendimiento y N absorbido se observaron entre el tratamiento testigo y dosis crecientes de gallinaza (entre un 15 y 79% de incremento), mientras que cuando se aplicó una base de 80 kg N ha^{-1} de urea, el incremento en productividad y absorción de N tuvo un rango entre 9,5 y 24,8%, con un mayor impacto del tratamiento GM_80N (Figuras 1a, b y c).

Al relacionar el N absorbido en biomasa con el rendimiento de grano, se pudo observar una asociación positiva muy estrecha y significativa (R^2=0,91; p<0,0001) para el rango de tratamientos evaluados, con una tasa de 47,2 kg grano kg^{-1} N absorbido (Figura 1d). En la Figura 1e se relaciona el N absorbido en biomasa aérea con el N disponible a la siembra. Se registraron valores medios de 38,7 kg ha^{-1} de N-$N0_3^-$ (0-60 cm) a la siembra, y aportes de 39,2; 78,4 y 117,7 kg N ha^{-1} de los componentes amoniacal y nítrico para los 6, 12 y 18 tn ha^{-1} de gallinaza en base fresca, los cuales se sumaron a las dosis de urea aplicadas en los tratamientos correspondientes para conformar la variable N disponible. Se observó una asociación significativa entre N absorbido y el N disponible (R^2=0,61; p<0,001), con una tasa de 0,35 kg N absorbido por kg^{-1} de N disponible. Cuando se relacionó el N disponible con el

rendimiento, se observó un incremento lineal en el rendimiento desde los 1644 kg ha^{-1} (intercepto) hasta los 176 kg N ha^{-1} disponibles, con un plateau de 5632 kg de grano ha^{-1}. En la fase de incremento lineal, la eficiencia de uso de N (EUN) fue de 22,6 kg de grano por kg N disponible (Figura 1f).

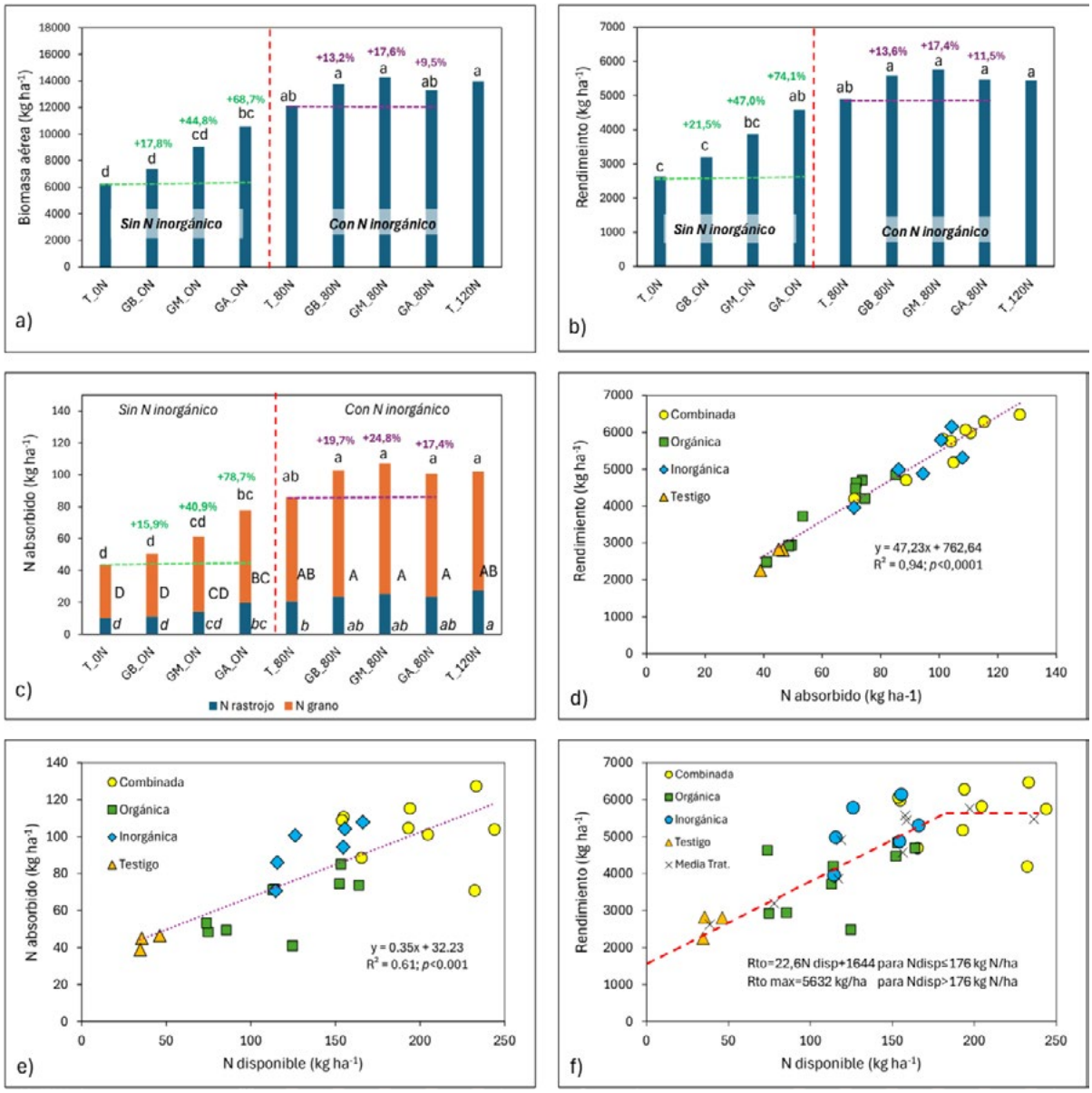


Figura 1. Biomasa aérea, rendimiento y N absorbido en biomasa (a, b y c), y relación entre N absorbido y rendimiento (d), N disponible y N absorbido (e) y N disponible y rendimiento (f) en trigo para diferentes tratamientos de dosis de gallinaza, de urea o la combinación de ambas sobre un vertisol de Tabossi, Entre Ríos.

Todos los estimadores del estatus nitrogenado evaluados a floración se relacionaron estadísticamente con el N absorbido en biomasa a cosecha, con R^2 que variaron entre 0,57 (NDRE relativo) y 0,74 (NDVI relativo) (Figura 2).

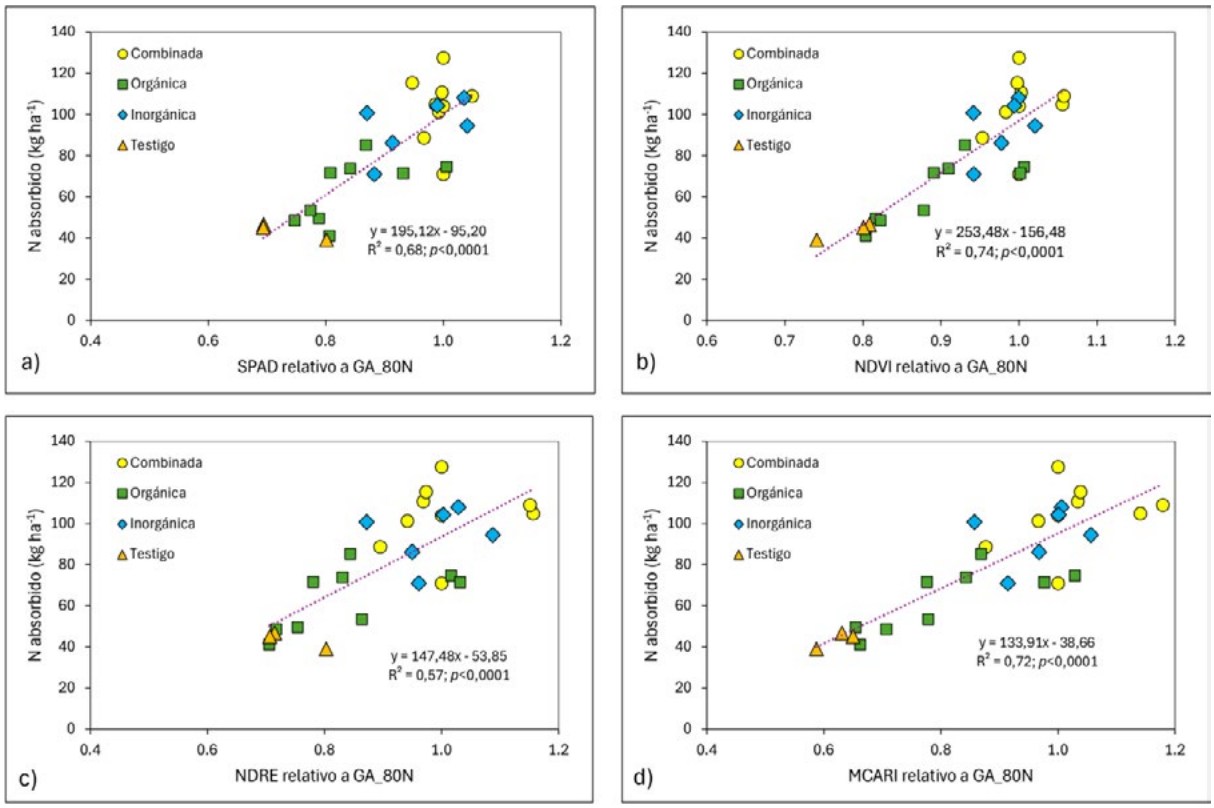


Figura 2. Relación entre el N absorbido en la biomasa aérea de trigo y diferentes estimadores del estatus nutricional (SPAD e índices espectrales) evaluados en final de floración en un ensayo con diferentes dosis de enmiendas y urea en un Vertisol de Tabossi, Entre Ríos.

CONCLUSIONES

La aplicación de guano de gallina, solo o en combinación con urea, modificó significativamente el estatus nitrogenado, la biomasa aérea, la absorción de N y el rendimiento del trigo en un Vertisol de Entre Ríos. Las dosis crecientes de gallinaza incrementaron los índices espectrales, el SPAD y la cobertura del cultivo, hasta valores comparables a los obtenidos con la fertilización inorgánica tradicional, mientras que la fertilización combinada maximizó la productividad, biomasa, N absorbido y rendimiento. El rendimiento se relacionó estrechamente con el N absorbido y con el N disponible a la siembra, con un umbral cercano a 176 kg N ha^{-1} y una eficiencia de uso del N de 22,6 kg de grano por kg de N. Asimismo, los índices espectrales y el SPAD evaluados a fin de floración resultaron buenos predictores del estatus nitrogenado y de la productividad. En conjunto, los resultados indican que el guano de gallina constituye una alternativa viable para aportar N al cultivo de trigo y que su uso combinado con urea permite mejorar su productividad. Se requiere continuar con las evaluaciones para evaluar la conveniencia económica de esta práctica y la residualidad de la enmienda para los cultivos posteriores en la secuencia de cultivos.

BIBLIOGRAFÍA

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C. (2018). InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat. FCA. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Gabioud, E.A. (2018). Regeneración de la estructura edáfica y su efecto sobre el ingreso del agua. Evaluación del agregado de diferentes enmiendas en Argiudoles bajo siembra directa. Tesis Maestría. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Disponible online en: http://ri.agro.uba.ar/files/download/tesis/maestria/2019gabioudemmanueladrian.pdf

García, F, Reussi Calvo, N. (2024). Capítulo 14: Trigo. En: Hernán Echeverría y Fernando García (eds). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Buenos Aires, Ediciones INTA; Centro Regional Buenos Aires Sur, 2024. 878 p.

Jones, B.J. (1991). Kjeldahl method for nitrogen determination. Micro-Macro Publishing Inc. Athens, Georgia.

Kemerer, A., Melchiori, R., Albarenque, S. (2020). Información agronómica para la agricultura de precisión generada en la Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA. Electronic Journal of SADIO, 19(1), 33–48.

Maltese, N. E., Maddonni, G. A., Melchiori, R. J. M., Caviglia, O. P. (2021). Plant nitrogen status at flowering and kernel set efficiency in early- and late-sown maize crops. Field Crops Research, 270, 108216. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108216

Melchiori, R. J. M., Kemerer, A. C., Albarenque, S. M. (2013). Unnamed aerial system to determine nitrogen status in maize. Comunicación presentada en un congreso sobre agricultura de precisión, Estación Experimental Agropecuaria Paraná, INTA, Entre Ríos, Argentina.

Plan Mapa de Suelos, Convenio INTA Gobierno de Entre Ríos. (1998). Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento Paraná, Provincia de Entre Ríos. Acuerdo Complementario del Convenio INTA – Gobierno de Entre Ríos, EEA Paraná, Serie Relevamiento de Recursos Naturales N◦ 17, pp 114.

SIBER - Sistema de Información de la Bolsa de Cereales de Entre Ríos-. (2025). Informes de campaña. https://www.bolsacer.org.ar/site/informes-campana/

Soil Survey Staff. (2010). Keys to Soil Taxonomy, eleventh ed. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. USA.

LOS SUELOS AGRÍCOLAS PAMPEANOS DEJARON DE PERDER CARBONO: EVIDENCIA DE UN REMUESTREO DE 15 AÑOS

Berhongaray, G.[1*], Alvarez, R.[2]

[1]ICiAgro Litoral (UNL-CONICET). Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral, Kreder 8503, Esperanza, Prov. de Santa Fe, Argentina. [2]Jubilado de Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aries. Av. San Martín 4453 (1417) Buenos Aires, Argentina. *bgonzalo@agro.uba.ar

RESUMEN: El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente clave de la sostenibilidad agroambiental, pero su dinámica de largo plazo bajo condiciones reales de manejo en la Región Pampeana aún presenta incertidumbres. El objetivo de este estudio fue evaluar los cambios en el contenido y distribución vertical del COS en suelos agrícolas y pasturas luego de 15 años. Para ello se remuestrearon en 2023 un total de 40 sitios previamente muestreados en 2007–2008, correspondientes a establecimientos agrícolas de la Región Pampeana. Las muestras se tomaron a dos profundidades (0–25 y 25–50 cm). El stock de carbono se estimó a partir de la concentración de C y la densidad aparente, expresado en masa de suelo equivalente (4000 t ha^{-1}). En 2007–2008, los sitios se encontraban 21 lotes bajo cultivos anuales y 19 en fase pasturas bajo rotación mixta. Los resultados del remuestreo mostraron que no hubo cambios significativos en los stocks de COS entre 2007 y 2023, tanto en lotes inicialmente bajo cultivo (61,1 vs. 62,9 Mg C ha^{-1}; p = 0,439) como bajo pasturas (60,9 vs. 66,3 Mg C ha^{-1}; p = 0,123). La estabilidad observada en ambos usos del suelo indica que, a escala regional, los suelos pampeanos habrían dejado de perder carbono, en concordancia con evidencias previas basadas en monitoreos superficiales y en modelizaciones de largo plazo. Estos hallazgos sugieren que los suelos de la Región Pampeana se encontrarían en una fase de estabilización del carbono, y que su potencial como sumideros netos podría incrementarse si se mantienen o intensifican prácticas agrícolas que aumenten los insumos de carbono de los cultivos, tales como rotaciones más diversas, cultivos de cobertura, siembra directa y fertilización equilibrada.

PALABRAS CLAVE: carbono orgánico del suelo, agroecosistemas pampeanos, masa de suelo equivalente.

552

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente central de la sostenibilidad de los agroecosistemas, ya que los suelos no solo almacenan una parte sustancial del carbono terrestre, sino que también regulan la actividad biológica, la disponibilidad de nutrientes, la estructura y la fertilidad del suelo (Lal 2021; Lal et al. 2021). A escala global, diversos estudios destacan el potencial de los suelos agrícolas para mitigar emisiones de CO_2, especialmente cuando se implementan prácticas de manejo que aumentan los aportes de residuos vegetales y reducen las pérdidas de carbono, como la diversificación de rotaciones, el uso de cultivos de cobertura, la siembra directa y la fertilización equilibrada (Minasny et al. 2017).

En la Región Pampeana de Argentina se ha documentado una pérdida significativa de COS desde mediados del siglo pasado. Comparaciones entre mediciones realizadas entre las décadas de 1960–1980 y comienzos del 2000 indican que los suelos pampeanos perdieron en promedio un 16 % del carbono hasta los 50 cm de profundidad (Berhongaray et al 2013). Mediciones más recientes de COS en la capa 0-20 cm han mostrado que no ha habido cambios en los stocks a escala regional en los últimos 13 años (Sainz Rozas et al. 2025).

Estos resultados sugieren que los contenidos de carbono se estarían estabilizando. Modelizaciones recientes muestran que los suelos han dejado de perder carbono, y proyectan que los suelos cultivados pampeanos pasarían a convertirse en sumideros atmosféricos hacia los años entre 2025-2050, siempre que continúen las mejoras en productividad y aumenten los insumos de carbono de los cultivos (Alvarez 2023).

A pesar de estos avances, los reportes de cambios de COS en la región se basan mayormente en ensayos experimentales o en monitoreos de los primeros 20–30 cm del perfil, con escaso conocimiento de la dinámica del carbono en capas subsuperficiales bajo condiciones reales de producción. Meta-análisis globales demuestran que las capas entre 20 y 100 cm pueden contribuir significativamente a los cambios de COS y que su respuesta depende fuertemente del manejo, el clima y el uso del suelo (Bai et al. 2019; Wang et al. 2024). Entre los años 2007 y 2008 se realizó un muestreo de stocks de COS en campos de producción de la Región Pampeana, explorando capas superficiales y subsuperficiales (Berhongaray et al. 2013). El presente estudio retoma aquellos sitios con el objetivo de evaluar los cambios en los stocks de COS en suelos agrícolas y pasturas luego de 15 años, analizando tanto la capa arable como la subsuperficial mediante un enfoque de masa de suelo equivalente

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la Región Pampeana de Argentina, que abarca una superficie de aproximadamente 60 millones de hectáreas entre los 28° y 40° S. Se caracteriza por un relieve predominantemente llano, clima templado subhúmedo y suelos del orden Molisol, desarrollados sobre materiales loéssicos. La precipitación anual varía entre 600 y 1.200 mm y la temperatura media anual entre 14 °C y 19 °C, con un gradiente térmico y edáfico oeste-este bien definido.

Entre 2007 y 2008, se muestrearon 82 establecimientos agropecuarios representativos de los principales usos del suelo de la región (bosques implantados, pasturas, cultivos anuales y controles no cultivados), con el objetivo de evaluar el efecto del uso del suelo sobre el carbono orgánico (SOC) e inorgánico (SIC) hasta 1 m de profundidad (Berhongaray et al., 2013). En cada establecimiento se seleccionaron sitios apareados con condiciones edáficas y climáticas similares. Las muestras se obtuvieron mediante un calador, separando las profundidades 0–25, 25–50, 50–75 y 75–100 cm, y se determinó densidad aparente, textura, pH, conductividad eléctrica y contenido de carbono orgánico e inorgánico por digestión húmeda.

En 2023, se realizó un remuestreo de 40 de los lotes originalmente relevados, correspondientes a suelos agrícolas en fase cultivo (n= 21) y en fase pastura de una rotación mixta (n=19). En cada sitio se ubicó el punto original mediante coordenadas GPS registradas en 2007-2008, y se repitió el muestreo a las profundidades de 0.25 y 25-50 cm y con igual metodología analítica. El objetivo fue cuantificar los cambios en el contenido y distribución vertical del carbono orgánico del suelo luego de 15 años de manejo agrícola.

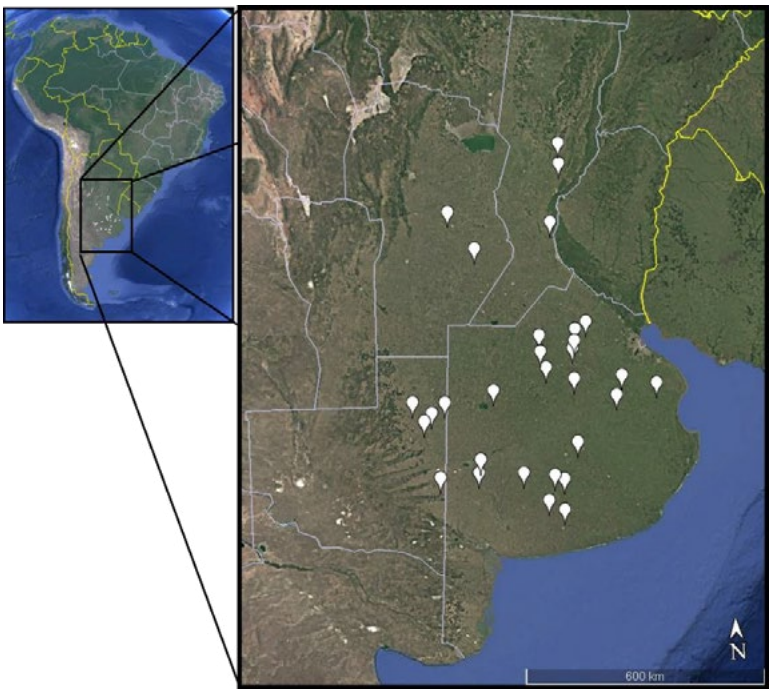


Figura 1.Ubicación de los establecimientos agropecuarios remuestreados en 2023 en la Región Pampeana. Los puntos corresponden a los mismos establecimientos muestreados en 2007–2008, incluyendo lotes agrícolas y pasturas.

554

El carbono orgánico total se expresó en t C ha^{-1}, calculado a partir de la concentración de carbono y la densidad aparente de cada estrato. Para comparar los stocks entre años y usos, los datos se transformaron a masa de suelo equivalente (4000 t ha^{-1}), corrigiendo posibles diferencias en densidad aparente, utilizando la metodología propuesta por Went y Hauser (2013). Los cambios en SOC entre 2007 y 2023 se evaluaron mediante la prueba t de muestras apareadas para el uso del suelo previo (agricultura vs pastura), y la significancia se determinó a un nivel de $p < 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los stocks de COS no presentaron cambios estadísticamente significativos luego de 15 años tanto en sistemas de cultivo como en pasturas (Tabla 1). Sin embargo, las pasturas mostraron un incremento promedio de +5,4 Mg C ha^{-1} y los cultivos de +1,8 Mg C ha^{-1}. Estas diferencias, aunque no significativas, indican una tendencia leve hacia el aumento del carbono en ambos usos del suelo. En conjunto, estos hallazgos refuerzan la idea de que la estabilización actual del carbono en suelos pampeanos no es sólo una proyección modelada, sino una tendencia detectable en campo. Esto indicaría que el potencial de secuestro sigue siendo importante (Alvarez and Berhongaray 2021).

Tabla 1. Stock de carbono orgánico (C-stock; Mg ha^{-1}) según tipo de uso previo cultivo o pastura para los muestreos 2007 y 2023.

			2007	2023	p
Uso	Capa (Mg ha^{-1})	n	C-stock(Mg ha^{-1})		
Cultivo	0-4000	21	61.1	62.9	0.439
Pastura	0-4000	19	60.9	66.3	0.123

La ausencia de pérdidas detectables de carbono contrasta con las reducciones históricas de COS reportadas para la Región Pampeana entre las décadas de 1960–1980 y comienzos de

los años 2000, cuando los suelos habían perdido en promedio 16 % del carbono hasta los 50 cm de profundidad (Berhongaray et al. 2013). Nuestros resultados sugieren que dicha fase de pérdida se habría detenido, coincidiendo con monitoreos recientes que tampoco detectan cambios en los stocks superficiales (0–20 cm) a escala regional durante los últimos 13 años (Sainz Rozas et al. 2025). Asimismo, los datos de campo respaldan las proyecciones de modelización que indican que los suelos pampeanos podrían convertirse en sumideros netos de carbono hacia 2025–2050, en la medida en que continúen aumentando los aportes de residuos vegetales producto de mayores rendimientos y rotaciones más diversificadas (Alvarez 2023).

La variabilidad entre sitios fue considerable, lo cual es esperable en estudios regionales con distintos manejos, ambientes y características edáficas (Petrokofsky et al. 2012). Esta variabilidad limita la detección estadística de cambios pequeños pero no invalida las tendencias observadas. Entre las limitaciones del estudio se encuentran el número de sitios remuestreados y la ausencia de un segundo muestreo para la franja 50–100 cm, cuya contribución puede ser relevante en evaluaciones de largo plazo. En conjunto, los resultados muestran que los suelos agrícolas de la Región Pampeana se encuentran en una fase de estabilización del carbono, y que bajo algunas condiciones se observan señales incipientes de recuperación. Esta evidencia empírica es relevante para la elaboración de inventarios de gases de efecto invernadero, para la definición de estrategias de agricultura climáticamente inteligente y para el diseño de futuros programas de monitoreo de carbono en suelos.

CONCLUSIONES

Luego de 15 años, los 40 sitios agrícolas remuestreados en la Región Pampeana no mostraron cambios estadísticamente significativos en los stocks de carbono orgánico del suelo (0–50 cm) cuando se expresaron en masa de suelo equivalente. Estos resultados proporcionan evidencia de campo que complementa los registros superficiales recientes y las proyecciones de modelización, las cuales sugieren que los suelos pampeanos habrían dejado de perder carbono y podrían convertirse en sumideros netos si continúan las mejoras en productividad y las prácticas que aumentan los aportes de carbono. El análisis de capas superficiales y subsuperficiales aporta una perspectiva más completa de la dinámica del COS a escala regional. Si bien el número de sitios remuestreados y la ausencia de muestreo profundo (50–100 cm) constituyen limitaciones, el estudio representa uno de los pocos remuestreos de largo plazo realizados en sistemas productivos pampeanos. En conjunto, los resultados destacan la importancia de mantener monitoreos periódicos y de promover prácticas de manejo que fortalezcan el secuestro de carbono, contribuyendo tanto a la sostenibilidad agroambiental como al cumplimiento de los compromisos climáticos regionales.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez R (2023) Croplands in the Pampas of Argentina will become an atmospheric carbon sink in coming decades. Geoderma Regional 32: e00626.

Alvarez R, Berhongaray G (2021) Soil organic carbon sequestration potential of Pampean soils: comparing methods and estimation for surface and deep layers. Soil Research 59: 346-358.

Bai X, Huang Y, Ren W, Coyne M, Jacinthe PA, Tao B, Hui D, Yang J, Matocha C (2019) Responses of soil carbon sequestration to climate-smart agriculture practices: A meta-analysis. Global Change Biol 25: 2591-2606.

Berhongaray G, Alvarez R, De Paepe J, Caride C, Cantet R (2013) Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma 192: 97-110. doi: 10.1016/j.geoderma.2012.07.016.

Lal R (2021) Soil management for carbon sequestration. South African Journal of Plant and Soil 38: 231-237.

Lal R, Monger C, Nave L, Smith P (2021) The role of soil in regulation of climate. Philosophical Transactions of the Royal Society B 376: 20210084.

Minasny B, Malone BP, McBratney AB, Angers DA, Arrouays D, Chambers A, Chaplot V, Chen Z-S, Cheng K, Das BS, Field DJ, Gimona A, Hedley CB, Hong SY, Mandal B, Marchant BP, Martin M, McConkey BG, Mulder VL, O'Rourke S, Richer-de-Forges AC, Odeh I, Padarian J, Paustian K, Pan G, Poggio L, Savin I, Stolbovoy V, Stockmann U, Sulaeman Y, Tsui C-C, Vågen T-G, van Wesemael B, Winowiecki L (2017) Soil carbon 4 per mille. Geoderma 292: 59-86. doi: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002.

Petrokofsky G, Kanamaru H, Achard F, Goetz SJ, Joosten H, Holmgren P, Lehtonen A, Menton MC, Pullin AS, Wattenbach M (2012) Comparison of methods for measuring and assessing carbon stocks and carbon stock changes in terrestrial carbon pools. How do the accuracy and precision of current methods compare? A systematic review protocol. Environmental Evidence 1: 1-21.

Sainz Rozas H, Reussi Calvo N, Wyngaard N, Eyherabide M, Angelini H, Larrea G, Garello F, Avila Manotoba O, Orcellet J, González San Juan F, Ciarlo E (2025) Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina. In: FA Civil (ed) Simposio de Fertilidad. Fertilizar, Rosario.

Wang H, Yin Y, Cai T, Tian X, Chen Z, He K, Wang Z, Gong H, Miao Q, Wang Y (2024) Global patterns of soil organic carbon dynamics in the 20–100 cm soil profile for different ecosystems: A global meta-analysis. Earth System Science Data Discussions 2024: 1-28.

Wendt JW, Hauser S (2013) An equivalent soil mass procedure for monitoring soil organic carbon in multiple soil layers. Eur J Soil Sci 64: 58-65. doi: https://doi.org/10.1111/ejss.12002.

556

CONTRIBUCIÓN DEL AZUFRE (S) RESIDUAL DEL SUELO Y DEL RASTROJO DE TRIGO A LA NUTRICIÓN DE LA SOJA DE SEGUNDA

Biassoni, M. M.[1, 2*], Gutiérrez Boem, F. H.[3, 4], Salvagiotti, F.[4, 5]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, UNR; [2] OCP de Argentina S.A.; [3] Facultad de Agronomía, UBA; [4] CONICET; [5] EEA INTA Oliveros; *Parque Villarino, CC Nº 14, (S2125ZAA), Zavalla, Santa Fe, micaela.biassoni@gmail.com

RESUMEN: Existe incertidumbre sobre si esta residualidad de la fertilización con azufre (S) proviene de los residuos del cultivo antecesor o del S residual en el suelo. El objetivo fue determinar cuál de las dos vías de residualidad (i.e. suelo o rastrojo) es más importante en una rotación trigo/soja evaluando sus efectos sobre: i) el rendimiento, ii) el S absorbido y iii) el contenido de S en las fracciones lábiles del suelo (S inorgánico y S de ésteres). Se realizaron dos ensayos a campo en la EEA INTA Oliveros, Santa Fe, durante las campañas 2019/20 (E1) y 2020/21(E2), sobre un Argiudol típico bajo siembra directa. Se evaluaron cuatro tratamientos: T1, testigo sin fertilización con S; T2, trigo sin fertilizar y soja sembrada sobre rastrojo de trigo fertilizado con S; T3, trigo fertilizado con S y soja sembrada sobre rastrojo no fertilizado; y T4, ambos cultivos fertilizados con S. La dosis fue de 100 kg ha^{-1} de yeso agrícola (18% S). En el E1 se observaron respuestas a la fertilización con S en el rendimiento del trigo y la soja, y en el S absorbido por los cultivos, explicado principalmente por el S residual en el suelo, con un aporte menor del rastrojo. En el E2 no se detectaron respuestas en rendimiento ni en el S absorbido, excepto en el S absorbido por los tejidos vegetativos de la soja. En el corto plazo, la residualidad de la fertilización azufrada se manifestó principalmente a través de incrementos en el S inorgánico del suelo, sin cambios significativos en el S ligado a ésteres. Estos resultados destacan la importancia del S residual del suelo como principal fuente de S para la soja de segunda y aportan herramientas para mejorar el diagnóstico y manejo del azufre en rotaciones intensificadas de la región pampeana.

PALABRAS CLAVE: residualidad, corto plazo, fracciones de S.

INTRODUCCIÓN

El azufre (S) es un macronutriente esencial para los cultivos, involucrado en la síntesis de proteínas, enzimas y compuestos estructurales, y su deficiencia puede limitar significativamente el rendimiento y la calidad de los granos (Havlin et al., 2014). En suelos agrícolas de la región pampeana argentina, se han reportado deficiencias de S, asociadas a la intensificación de los sistemas productivos, la disminución del contenido de materia orgánica y la reducción de los aportes atmosféricos de este nutriente (Álvarez et al., 2016).

La rotación trigo/soja de segunda constituye una práctica de manejo ampliamente difundida en la región pampeana. Se han observado respuestas positivas a la fertilización azufrada tanto en trigo como en soja de segunda, así como efectos residuales de la aplicación de S a la rotación (García et al., 2001; Salvagiotti et al., 2005; Vivas et al., 2011). Sin embargo, existe incertidumbre respecto de los mecanismos que explican dicha residualidad, particularmente si la contribución del S proviene de la mineralización de los residuos del rastrojo de trigo o del S disponible en el suelo como consecuencia de la fertilización previa.

El fraccionamiento químico del S del suelo por el método de Johnson and Nishita (1952) permite identificar las distintas formas orgánicas e inorgánicas de S, aportando información clave sobre su dinámica y disponibilidad para los cultivos (Tabatabai, 1996; Eriksen, 2009). Estudios de largo plazo han demostrado que la residualidad del S asociada a la fertilización se explica principalmente por el incremento del S orgánico en forma de ésteres sulfato y del

S inorgánico del suelo, fracciones que actúan como reservorios de disponibilidad de S para los cultivos siguientes (Biassoni et al., 2025). No obstante, la contribución de estas fracciones en el corto plazo y en sistemas de doble cultivo ha sido menos explorada.
El objetivo de este trabajo fue determinar cuál de las dos vías de residualidad (i.e. suelo o rastrojo) es más importante en una rotación trigo/soja evaluando sus efectos sobre: i) el rendimiento de los cultivos, ii) la absorción de S por los tejidos vegetales y iii) el contenido de S en las fracciones lábiles del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se llevaron a cabo en una rotación trigo/soja bajo siembra directa en la EEA INTA Oliveros, Santa Fe, Argentina, sobre un suelo Argiudol típico, serie Maciel. El ensayo 1 (E1) se realizó en la campaña 2019/20 y el ensayo 2 (E2) en la campaña 2020/21. El diseño experimental fue en bloques completos al azar, con cuatro tratamientos y cuatro repeticiones. Los tratamientos consistieron en: T1, testigo sin fertilización con S; T2, trigo sin fertilizar y soja de segunda sembrada sobre rastrojo de trigo fertilizado con S; T3, trigo fertilizado con S y soja sembrada sobre rastrojo no fertilizado; y T4, ambos cultivos fertilizados con S (Figura 1). La dosis aplicada fue de 100 kg ha^{-1} de yeso agrícola (18% S). El cultivo de trigo fue además fertilizado con urea como fuente nitrogenada según los requerimientos nutricionales. Al momento de la cosecha del trigo, se realizó el intercambio de residuos entre T2 y T3 (rastrojo fertilizado vs. no fertilizado) previo a la siembra de la soja de segunda. Para evaluar el efecto residual del rastrojo se comparó T1 vs. T2; mientras que el efecto del S residual en el suelo se estimó mediante la comparación T1 vs. T3.

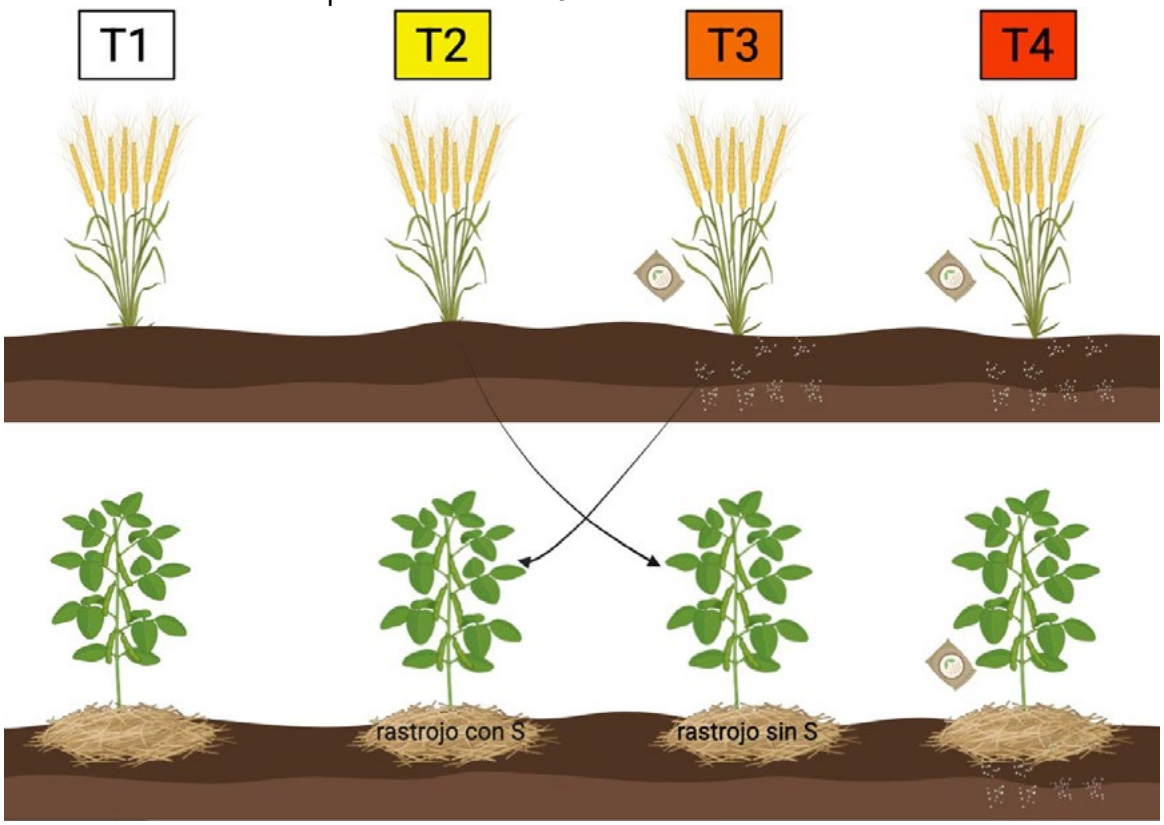


Figura 1. Esquema de los tratamientos realizados en dos ensayos experimentales en una rotación trigo/soja en Oliveros, Santa Fe.

Se realizó el muestreo de suelo al momento de la siembra de trigo en superficie (0–20 cm) para la determinación de materia orgánica, pH (1:2,5 en agua), fósforo extractable (P Bray), y S-sulfatos y muestreos en el perfil (0–20, 20–40 y 40–60 cm) para la cuantificación de N-nitratos (Tabla 1).
Al momento de la siembra de soja, se realizó el muestreo de suelo a 0-5 cm y 0-20 cm de profundidad para determinar las fracciones lábiles de S del suelo (S inorgánico y S de ésteres)

a través del fraccionamiento químico de S por el método de Johnson and Nishita (1952). El S inorgánico se extrajo con una solución de 0,01 mol L^{-1} $Ca(H_2PO_4)_2$ (500 ppm P) y se cuantificó colorimétricamente por el método del color azul de metileno. Este método consiste en la reducción del contenido de S en la alícuota con una mezcla fuertemente reductora que contiene ácido yodhídrico (HI), ácido fosfórico (H_2PO_3) y ácido fórmico (CH_2O_2) en un aparato de destilación adaptado. El H_2S formado queda atrapado en una solución absorbente de NaOAc-$Zn(OAc)_2$ y se cuantifica por espectrofotometría a 670 nm tras la adición de las soluciones de sulfato de N,Ndimetil-p-fenilendiamina [$(CH_3)2NC_6H_4NH_2$-H_2SO_4] y sulfato férrico de amonio [$Fe_2(SO_4)_3(NH_4)_2SO_4$] para el desarrollo del color azul de metileno. Por otro lado, el S reducible en HI se determinó colocando 0,25 g en el matraz de destilación, añadiendo 2 ml de agua y 4 ml de la mezcla reductora y procediendo como se ha mencionado anteriormente. La diferencia entre el S reducible en HI y el S inorgánico se consideró S ligado a ésteres.

En madurez fisiológica se determinó el rendimiento en grano y la biomasa aérea en un área de 1 m^2 de cada unidad experimental. Las muestras se secaron durante 72 horas a 60°C hasta peso constante. Los granos se separaron del resto de las estructuras y las muestras se molieron a 0,1 mm. Luego, se determinó la concentración de S en cada estructura mediante digestión con ácido perclórico (Olsen y Sommers, 1982) y determinación mediante plasma acoplado inducido (ICP-OES). Se calculó la absorción de S multiplicando la biomasa de cada estructura y su concentración de S (kg S ha^{-1}).

Tabla 1. Características iniciales del suelo y precipitaciones donde se implantaron los ensayos en una rotación trigo/soja.

Sitio	MO (%)	pH	P-Bray (ppm)	$N\text{-}NO_3$ (ppm)			$S\text{-}SO_4$ (ppm)	Precipitaciones (mm)	
				0-20	20-40	40-60		Trigo	Soja
E1 (2019/20)	2,4	5,9	12,9	5,3	3,2	2,8	3,8	368	326
E2 (2020/21)	2,3	5,6	10,8	14,6	-	-	8,7	227	538

Los datos obtenidos fueron analizados mediante análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2018). Cuando se detectaron diferencias significativas entre tratamientos, las medias se compararon mediante la prueba de diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia de $p \leq 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el E1, el rendimiento promedio del trigo en los tratamientos sin fertilización con S (T1 y T2) fue de 3718 kg ha^{-1}, mientras que los tratamientos fertilizados (T3 y T4) mostraron una respuesta promedio del 19% ($p<0,05$), con respecto a los tratamientos sin fertilizar (Figura 2A). Estas respuestas son consistentes con antecedentes reportados para suelos de la región pampeana con bajo contenido de S disponible (Ferraris et al., 2004; Vivas et al., 2011). En la soja de segunda del E1, el rendimiento promedio de T1 fue de 2751 kg ha^{-1}, con incrementos del 7% en T2 y del 22% en T3 y T4 ($p<0,05$). Esto significó un efecto residual del rastrojo de 198 kg ha^{-1} y un efecto del S residual en el suelo de 571 kg ha^{-1} (Figura 1B).

En el E2, los rendimientos de trigo y soja de segunda fueron inferiores a los del E1, y no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ($p>0,05$), con promedios de 1835 y 2437 kg ha^{-1}, respectivamente (Figura 2C-D). Esta ausencia de respuesta podría atribuirse a la distribución irregular de las precipitaciones y al mayor contenido inicial de $S\text{-}SO_4$ del suelo (Tabla 1), tal como ha sido señalado en otros trabajos de la región (Salvagiotti et al., 2005).

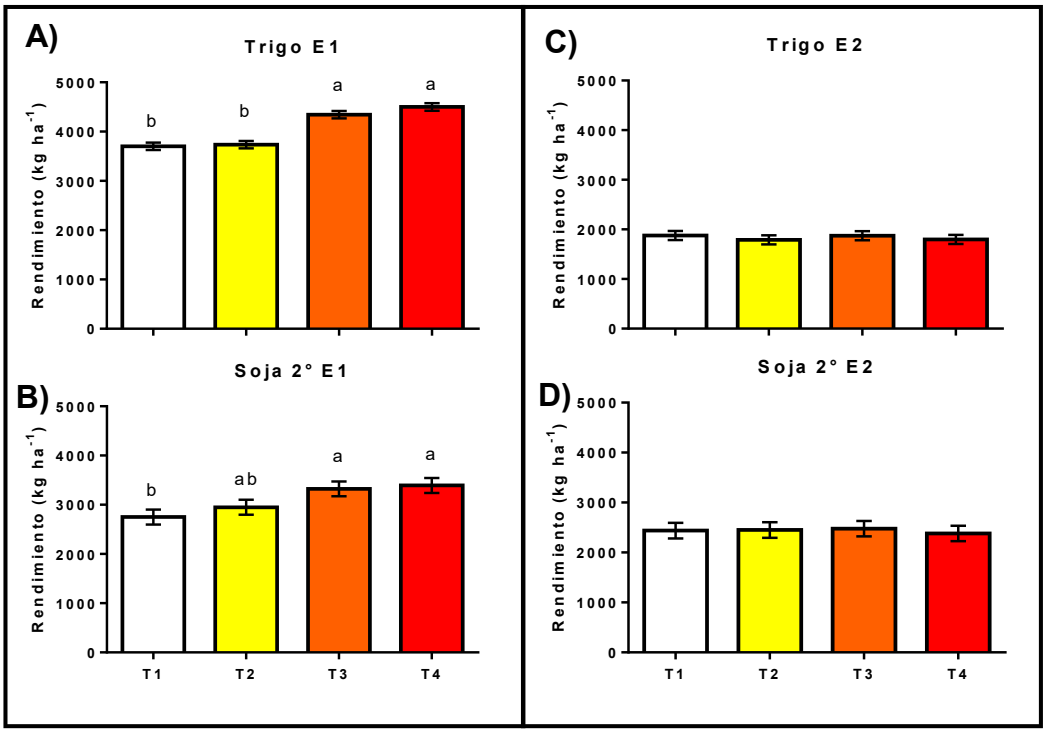


Figura 2. Rendimiento en grano del cultivo de trigo y soja de segunda en el E1 y E2 según tratamientos de fertilización con azufre. Las barras representan el error estandar de la media. T1: testigo sin fertilización con S; T2: trigo sin fertilizar y soja de segunda sembrada sobre rastrojo de trigo fertilizado con S; T3: trigo fertilizado con S y soja sembrada sobre rastrojo no fertilizado; y T4: ambos cultivos fertilizados con S. Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

En el E1, el S absorbido por los tejidos mostró diferencias significativas entre tratamientos tanto en trigo como en soja ($p<0,05$). En trigo, el S absorbido fue de 10 y 13 kg S ha^{-1} en los tratamientos sin fertilizar (T1 y T2) y fertilizados (T3 y T4), respectivamente, con diferencias explicadas principalmente por el S acumulado en el rastrojo (Figura 3A). En soja de segunda, las diferencias en el S total absorbido se debieron tanto al S presente en los granos como en el rastrojo ($p<0,05$), destacándose un efecto del S residual en el suelo de 3 kg ha^{-1} (T3 vs. T1) (Figura 3B). Asimismo, se observa una tendencia de disminución del índice de cosecha de S en los tratamientos fertilizados, tal como fue reportado por Gómez et al., 2021).

En el E2, no se observaron diferencias en el S absorbido por el trigo ni en el grano de la soja ($p>0,05$) (Figura 3C-D). Sin embargo, se observaron incrementos significativos en el S absorbido por el rastrojo de la soja en los tratamientos fertilizados ($p<0,05$) con un efecto del S residual en el suelo de aproximadamente 2 kg S ha^{-1}, lo que sugiere una respuesta parcial en condiciones ambientales restrictivas.

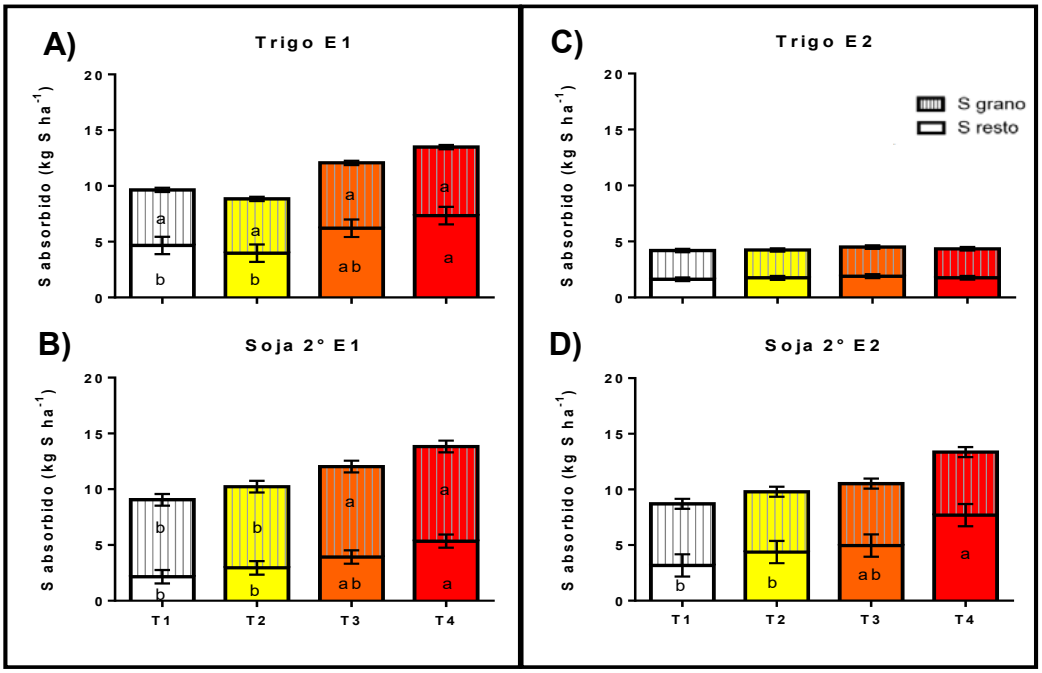


Figura 3. S absorbido en grano y resto vegetativo del cultivo de trigo y soja de segunda en el E1 y E2 según tratamientos de fertilización con azufre. Las barras representan el error estandar de la media. T1: testigo sin fertilización con S; T2: trigo sin fertilizar y soja de segunda sembrada sobre rastrojo de trigo fertilizado con S; T3: trigo fertilizado con S y soja sembrada sobre rastrojo no fertilizado; y T4: ambos cultivos fertilizados con S. Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

Previo a la siembra del cultivo de soja de segunda, en el E1 se observaron diferencias significativas entre tratamientos en el contenido de S inorgánico del suelo (p<0,05) en las muestras de 0-5 y 0-20 cm, con un promedio de 5 mg kg^{-1} para el T1 y T2, con un incremento de hasta 80% y 40% en el T4 en las muestras a 0-5 y 0-20 cm, respectivamente (Tabla 2). El S de ésteres no mostró diferencias significativas entre tratamientos (p>0,05), con un promedio de 103 y 67 mg kg^{-1}, en los 0-5 y 0-20 cm de profundidad. En el E2, se observaron diferencias entre tratamientos significativas en el S inorgánico a 0-20 cm (p<0,05) con un promedio de 8 mg kg^{-1} en el T1 y T2, con un incremento de 18% en promedio para el T3 y T4 (Tabla 2), mientras que a 0-5 el promedio de S inorgánico fue de 11 mg kg^{-1}. El S de ésteres no mostró diferencias significativas entre tratamientos (p>0,05), con un promedio de 99 y 74 mg kg^{-1} a 0-5 y 0-20 cm de profundidad. Estos resultados coinciden con estudios que indican que, en el corto plazo, la residualidad del S fertilizante se manifiesta principalmente en las fracciones inorgánicas, mientras que cambios en el S orgánico requieren períodos más prolongados de fertilización (Eriksen, 2009; Biassoni et al., 2025).

Tabla 2. Análisis de la varianza (ANOVA) y valores promedio según la campaña, Tratamientos, y su interacción en la concentración de S en las fracciones lábiles de S del suelo previo a la siembra del cultivo de soja de segunda. Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

	Fracciones lábiles de S							
	S inorgánico				S de ésteres			
Profundidad	0-5 cm		0-20 cm		0-5 cm		0-20 cm	
	(mg kg^{-1})							
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
T1	5 c	10	5 c	8 b	94	97	63	72
T2	5 c	9	5 c	8 b	102	98	67	72

T3	7 b	12	6 b	9 a	105	98	68	76
T4	9 a	11	7 c	10 a	110	102	71	75
				p-valor				
Campaña	<0,05		<0,05		0,07		<0,05	
Tratamientos	<0,05		<0,05		0,14		0,15	
Campaña x Tratamiento	0,43		0,08		0,54		0,66	

CONCLUSIONES

En la rotación trigo/soja evaluada, la fertilización con S generó respuestas significativas en el rendimiento y en la absorción de S de los cultivos, principalmente bajo condiciones de baja disponibilidad inicial de S en el suelo. En el corto plazo, la residualidad del S se manifestó principalmente a través del S disponible en el suelo y las raíces, con una contribución secundaria del S proveniente de los residuos del cultivo antecesor. La ausencia de respuestas consistentes en una de las campañas destaca la fuerte influencia de las condiciones ambientales y del estado inicial de S del suelo sobre la magnitud de la residualidad. Los cambios observados en las fracciones lábiles de S del suelo, particularmente en el S inorgánico, refuerzan su utilidad como indicadores tempranos de la residualidad de la fertilización azufrada en sistemas de doble cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, R., Steinbach, H. S. y de Paepe, J. L. (2016). Historical balance of nitrogen, phosphorus, and sulfur of the Argentine Pampas. Ciencia del suelo, 34(2), 231-244.

Biassoni, M., et al. (2025). Long-term sulfur fertilization effects on soil sulfur fractions and crop availability. European Journal of Soil Science. https://doi.org/10.1111/ejss.70175

562 Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W.

InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar

Eriksen, J. (2009). Soil sulfur cycling in temperate agricultural systems. Advances in Agronomy, 102, 55–89.

Ferraris, G., Salvagiotti, F., Prystupa, P. y Boem, F. G. (2004). Disponibilidad de azufre y respuesta de la soja de primera a la fertilización. In Actas CD XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, Entre Ríos. AACS.

García, F., Fontanetto, H. y Vivas, H. (2001). La fertilización del doble cultivo trigo-soja. INTA EEA Rafaela. Información Técnica de Trigo. Publicación Miscelánea, (94).

Gómez, F. M., Prystupa, P., Boero, J. J. y Gutiérrez-Boem, F. H. (2021). Sulfur partitioning and grain concentration differed from that for nitrogen in malting barley Field Crops Research, 263, 108053

Havlin, J. L., Tisdale, S. L., Nelson, W. L. y Beaton, J. D. (2014). Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management (8th ed.). Pearson.

Johnson, C. M. y Nishita, H. (1952). Microestimation of sulfur in plant materials, soils, and irrigation waters. Analytical chemistry, 24(4), 736-742.

Salvagiotti, F., Gerster, G., Bacigaluppo, S., Castellarín, J., Galarza, C., González, N., ... y Vallote, P. (2005). Efectos residuales y directos de fósforo y azufre en el rendimiento de soja de segunda. Ciencia del suelo, 22(2), 92-101.

Tabatabai, M. A. (1996). Sulfur. In D. L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods (pp. 921–960). SSSA.

Vivas, H. S., Candioti, N. V., Albrecht, R., Martins, L. y Hotián, J. L. (2011). Fertilización con fósforo y Azufre en rotación de cultivos del centro de Santa Fe, Argentina: Beneficios productivos y económicos y evolución del P extractable. Entrenamiento y crédito como generadores de cambios sociales y ambientales en el cultivo de café–cuatro años después, 17.

¿EL USO DE INHIBIDORES DE LA UREASA MEJORA LA EFICIENCIA DE USO DE NITRÓGENO EN MAÍZ?

Biassoni, M.[1*], Gamarra, A.[2], Iglesias, P.[3], Kettler, B.[4], Acreche, M.[5, 6], Araujo, J.[5, 7], Carrizo, M.[5], Chalco Vera, J.[5, 6], García, F.[3], Gregorutti, C.[2], Lewczuk, N.[8], Melchiori, R.[2], Namtz, Y.[4], Neiff, N.[4], Rodríguez, P.[3], Salvagiotti, F.[5, 7], Stahringer, N.[4], Wyngaard, N.[3, 5], Toribio, M.[9], Reussi Calvo, N.[3, 5]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, UNR; [2] EEA INTA Paraná; [3] Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [4] Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE; [5] CONICET; [6] EEA INTA Salta; [7] EEA INTA Oliveros; [8] EEA INTA Balcarce; [9] Profertil S.A.; [*] Campo Experimental Villarino C.C. 14 (S2125ZAA), Zavalla, Santa Fe, micaela.biassoni@gmail.com

RESUMEN: En Argentina, las brechas de rendimiento de maíz están asociadas principalmente a la disponibilidad de nitrógeno (N), exigiendo estrategias que optimicen su uso y reduzcan las pérdidas, como el empleo de inhibidores de la ureasa (IU). El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la fuente y la dosis de N sobre la eficiencia de uso de N (EUN) y sus componentes, en distintas regiones productoras de maíz. Entre 2020 y 2025, se realizaron 12 experimentos bajo siembra directa en Balcarce, Oliveros, Paraná, Corrientes y Salta. Se evaluaron cuatro dosis (0, 50, 100 y 200 kg N ha^{-1}) y dos fuentes de N (Urea y Urea+IU). En madurez fisiológica se determinaron rendimiento, biomasa aérea y contenido de N, calculándose la eficiencia de uso del N (EUN), eficiencia de recuperación de N (ERN) y la eficiencia fisiológica de N (EFN). En todos los sitios se observó respuesta a la fertilización, con incrementos de rendimiento entre 942 y 2362 kg ha^{-1}. El N acumulado en R_6 varió entre 43 y 320 kg N ha^{-1}, con un incremento promedio del 2% por el uso de IU. La EUN osciló entre 0,5 y 59 kg grano kg N $aplicado^{-1}$, registrándose aumentos del 13%, 6% y 11% con IU para las dosis de 50, 100 y 200 kg N ha^{-1}, respectivamente. La ERN varió entre 0,08 y 0,98 kg N absorbido kg^{-1} N aplicado con efectos del IU de +26%, +1% y +14%, mientras que la EFN (5-98 kg grano kg^{-1} N absorbido) mostró variaciones de +3%, -0,6% y +21% en las mismas dosis. Estos resultados evidencian que el uso del IU mejora la recuperación del fertilizante y, en consecuencia, la EUN en maíz, especialmente bajo condiciones ambientales favorables para las pérdidas de N.

PALABRAS CLAVE: fertilizantes de eficiencia mejorada, recuperación de N, eficiencia agronómica.

INTRODUCCIÓN

La agricultura actual enfrenta el doble desafío de incrementar la producción para satisfacer la creciente demanda de alimentos y, al mismo tiempo, reducir su impacto ambiental. En este contexto, minimizar las brechas de rendimiento e incrementar la eficiencia en el uso de los recursos constituyen estrategias clave para lograr sistemas productivos más sostenibles (Mueller *et al.,* 2012). En Argentina se han determinado brechas para las principales regiones productoras de maíz (*Zea mays* L.) (Aramburu Merlos *et al.*, 2015), siendo la disponibilidad de nitrógeno (N), uno de los factores más determinantes del rendimiento.

Optimizar el aprovechamiento del N implica una adecuada selección de la fuente, la dosis, el momento y la forma de aplicación del fertilizante, de modo de mejorar la sincronización entre la oferta del nutriente y la demanda del cultivo. Dada la baja recuperación del N del fertilizante por parte de los cultivos, ha crecido el interés por el uso de fertilizantes de eficiencia mejorada. En particular, los inhibidores de la ureasa, que al retrasar la hidrólisis de la urea, disminuyen las pérdidas por volatilización de amoníaco, aumentando la disponibilidad de N en el suelo y su absorción por el cultivo, lo que se traduce en mayores rendimientos y eficiencia en el uso

del N (EUN) (Cantarella *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2019). Sin embargo, la efectividad de estos inhibidores puede verse influenciada por factores climáticos, edáficos y de manejo (Abalos *et al.*, 2014). En este marco, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto de diferentes fuentes y dosis de N sobre la EUN y sus componentes, en distintas regiones productoras de maíz de Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 12 experimentos en maíz bajo siembra directa en Balcarce, Oliveros, Paraná, Corrientes y Salta, entre la campaña 2020 y 2025. Se empleó un híbrido de maíz y fecha de siembra adaptada para cada región. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. En cada sitio se evaluó un testigo (0 kg N ha^{-1}) y tres dosis de N (50, 100 y 200 kg N ha^{-1}) combinadas con dos fuentes (Urea y Urea-Limus (Urea+IU) [75% N (n-butil) thiophosphoric triamide + 25% N (n-propyl) thiophosphoric triamide]). El fertilizante se aplicó en 4-6 hojas desarrolladas (Ritchie y Hanway, 1982). Se trabajó sin limitaciones de otros nutrientes según análisis de suelo. A la siembra, se realizaron muestreos de suelo en superficie (0-20 cm) para determinar pH (Thomas y Hargrove, 1984), materia orgánica (MO) (Walkley y Black, 1934), P-Bray (Bray y Kurtz, 1945), Zn-DTPA (Lindsay y Norvell, 1978) y N mineralizado en incubación anaeróbica (Nan) (Keeney y Nelson, 1983), y en el perfil (0-20, 20-40 y 40-60 cm) para determinar el contenido de nitrato (NO_3^-) (Keeney y Nelson, 1983) (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización inicial del suelo por sitio en superficie: pH, materia orgánica (MO), P-Bray, nitrógeno mineralizado en una incubación anaeróbica (Nan) y zinc, y en profundidad: nitrato (N-NO_3^-). Los valores se expresan como media ± error estándar.

Sitio	pH	P Bray (mg kg^{-1})	MO (g kg^{-1})	Nan (mg kg^{-1})	Zn (mg kg^{-1})	N-NO_3^- (kg ha^{-1})
	----------0-20 cm----------					0-60 cm
Balcarce	5,8±0,3	37,1±22,3	47±0,6	48,8±10,8	1,4±0,3	54,8±34,4
Oliveros	6,0±0,3	21,5±7,8	27±0,1	54,5±9,8	0,9±0,1	72,0±37
Salta	7,0±0,3	10,4±0,8	20±0,1	49,0±5,7	1,7±0,4	20,3±5,8
Paraná	6,0± 0,1	42,2±7,3	34±0,1	49,0±3,6	0,6±0,1	9,3± 2,4
Corrientes	6,0±0,1	92,9±20,5	8±0,3	18,7±7,2	4,6±1,4	7,7±2,9

A madurez fisiológica (R_6), en cada unidad experimental se determinó el rendimiento expresado al 14,5% de humedad. Además, en R_6 se cosecharon plantas en 1 m lineal de cada parcela para la determinación de biomasa aérea total, y se cuantificó el contenido de N en grano y en biomasa (método Kjeldahl). El N acumulado en planta se calculó como la suma del producto de la biomasa aérea por la concentración de N en planta y el rendimiento por la concentración de N en grano.

La EUN se calculó como el cociente entre la diferencia del rendimiento del tratamiento fertilizado y del tratamiento testigo, y el N aplicado. La ERN resultó del cociente entre la diferencia del N acumulado a R_6 del tratamiento fertilizado y del tratamiento testigo, y el N aplicado. Por último, la EFN se calculó como el cociente entre la diferencia del rendimiento del tratamiento fertilizado y del tratamiento testigo, y la diferencia entre el N acumulado a R_6 del tratamiento fertilizado y del tratamiento testigo. Se evaluó el efecto de los tratamientos sobre las variables de respuesta mediante análisis de la varianza (ANOVA). Las diferencias entre medias de tratamiento fueron evaluadas usando el test de Tukey ($p<0,05$). Se analizó

el efecto del inhibidor para cada variable como el cociente entre la diferencia del tratamiento de Urea+IU y el de Urea, y el tratamiento Urea y multiplicado por 100.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimiento en grano y N acumulado

La respuesta en rendimiento a la fertilización con N fue en promedio de 2362 kg ha^{-1} para Balcarce, 1950 kg ha^{-1} para Salta, 1787 kg ha^{-1} para Corrientes, 1744 kg ha^{-1} para Oliveros y 942 kg ha^{-1} para Paraná. El efecto de la fuente y la dosis de N para cada sitio fue informado por Iglesias *et al*. (2026).

El N acumulado en R_6 varió entre 43 y 320 kg N ha^{-1} según sitio, dosis y fuente de N (Figura 1). En promedio, se registraron valores de 153 kg N ha^{-1} para Balcarce y Oliveros, 171 kg N ha^{-1} en Salta, 109 kg N ha^{-1} en Paraná y 70 kg N ha^{-1} en Corrientes. Se observaron diferencias significativas entre dosis de N en todos los sitios ($p<0,05$), evidenciándose incrementos en la acumulación de N al aumentar la dosis de N. El uso de Urea+IU incrementó en promedio un 14% la acumulación de N en R_6 solo en Paraná, mientras que en el resto no se observaron diferencias significativas entre fuentes ($p>0,05$). En general, se observó que el inhibidor de la ureasa incrementó un 2% el N acumulado a R_6 respecto a la urea (Figura 1), similar a resultados obtenidos en estudios previos (~5%) (Wang *et al.*, 2024).

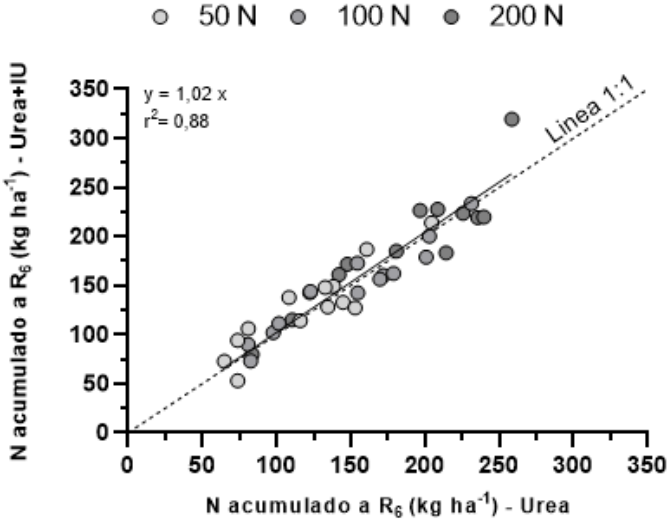


Figura 1. Relación entre el N acumulado a R_6 con y sin inhibidor (Urea + UI y Urea) para las dosis de 50N, 100N y 200N. Las líneas punteadas indican la relación 1:1.

Eficiencia del uso del N y sus componentes

La EUN varió ampliamente entre regiones, con valores entre 0,5 y 59 kg grano kg N $aplicado^{-1}$. Los valores medios fueron de 19, 16, 16, 13 y 16 kg grano kg N $aplicado^{-1}$ para Balcarce, Oliveros, Salta, Paraná y Corrientes, respectivamente (datos no mostrados). Estos resultados se encuentran dentro del rango explorado (1-88 kg grano kg N $aplicado^{-1}$) para la Región Pampeana por Toribio *et al.* (2023). Independientemente del sitio, no se observaron diferencias significativas entre fuentes ($p>0,05$), mientras que en Balcarce, Corrientes y Oliveros se observaron diferencias entre las dosis de 50N y 200N ($p<0,05$), con mayor EUN a menor dosis. El uso del inhibidor de la ureasa mostró un efecto positivo moderado sobre la EUN, con incrementos promedio del 13%, 6% y 11% para las dosis de 50, 100 y 200 kg N ha^{-1} (Figura 2), lo cual coincide con estudios previos en los que observaron incrementos de ~10% (Abalos *et al.,* 2014). Este patrón sugiere que el inhibidor sería más efectivo en ambientes limitantes de N o en condiciones de elevado riesgo de pérdidas (i.e. volatilización de NH_3) (Abalos *et al.,* 2014; Silva *et al.*, 2017).

La ERN varió entre 0,08 y 0,98 kg N absorbido por kg N aplicado, con promedios de 0,5 en Balcarce, Salta y Paraná, 0,4 en Oliveros y 0,3 en Corrientes. Se detectaron efecto de la dosis de N en Balcarce (50N ≥ 100N ≥ 200N), y efecto de la fuente en Corrientes, Salta y Paraná,

mientras que en Oliveros se observó interacción dosis x fuente ($p<0,05$). El inhibidor de la ureasa logró incrementar la ERN en promedio un 26%, 1% y 14% para las dosis de 50, 100 y 200 kg N ha^{-1}, respectivamente, con respuestas más marcadas en Salta (+36%) y Paraná (+58%). En un metanálisis se determinaron incrementos de alrededor de un 10% por el empleo de IU (Wang *et al.*, 2024). Esto refleja que es posible mejorar la sincronización entre la oferta y la demanda del cultivo e incrementar la recuperación de N del fertilizante mediante la selección de la fuente (Drury *et al.,* 2017).

La EFN presentó una alta variabilidad entre sitios (5-98 kg grano kg N absorbido^{-1}), siendo en promedio 42, 39, 57, 26 y 66 kg grano kg N^{-1} absorbido en Balcarce, Oliveros, Salta, Paraná y Corrientes, respectivamente, con diferencias significativas entre dosis de N ($p<0,05$). El efecto promedio del inhibidor fue de +3%, -0,6% y +21% para la dosis de 50, 100 y 200 kg N ha^{-1}, respectivamente, indicando que el inhibidor no modificó significativamente la capacidad del cultivo para convertir el N absorbido en rendimiento en grano. Así, su principal contribución estaría asociada a una mayor recuperación del N aplicado, más que a cambios en la eficiencia fisiológica, en concordancia con lo descripto por Thapa *et al.* (2016).

Si bien en promedio el uso del IU mejoró las eficiencias de N, se observó una alta variabilidad en las respuestas, atribuible a las condiciones edafoclimáticas y al manejo del cultivo (Figura 2) (Abalos *et al., 2014,* Thapa *et al.,* 2016). Esto indica que, aunque los IU son eficaces para reducir las pérdidas por volatilización, su efecto sobre la productividad del cultivo no es consistente. No obstante, incluso en campañas donde no se detectan incrementos significativos en la productividad, la reducción de las pérdidas de N y el incremento en la recuperación del fertilizante pueden contribuir a una mayor eficiencia del sistema a largo plazo (Nattrass *et al.*, 2024).

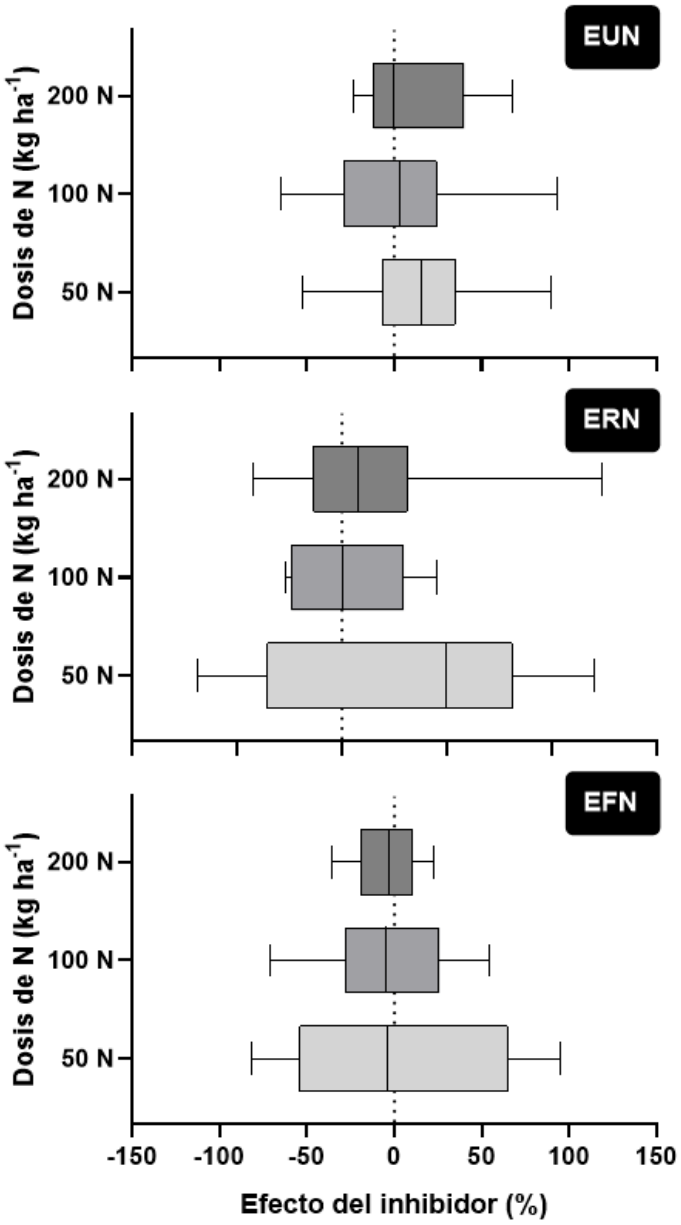


Figura 2. Efecto del inhibidor de la ureasa (%) sobre EUN, ERN y EFN para las dosis de 50N, 100N y 200N.

CONCLUSIONES

El efecto del inhibidor de la ureasa sobre la EUN y sus componentes presentó una alta variabilidad entre ambientes, evidenciando su sensibilidad a las condiciones edafoclimáticas y de manejo. Sin embargo, bajo condiciones predisponentes, el uso del inhibidor puede mejorar la recuperación del N aplicado y, por consiguiente, incrementar la eficiencia del sistema. Incluso en situaciones donde no se observan aumentos significativos en el rendimiento, la reducción de las pérdidas de N y el uso más eficiente del fertilizante podrían contribuir a la sostenibilidad a largo plazo de los sistemas productivos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la empresa Profertil S.A. y Fundación Williams por el financiamiento de la investigación, además del proyecto PICT 2020-0605.

BIBLIOGRAFÍA

Abalos, D., Jeffery, S., Sanz- Cobena, A., Guardia, G. y Vallejo, A. (2014). Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189, 136-144. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.036

Aramburu Merlos, F., Monzon, J. P., Mercau, J. L., Taboada, M. y Grassini, P. (2015). Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. *Fields Crops Research*, 184, 145-154. DOI: 10.1016/j.fcr.2015.10.001.

Cantarella, H., Otto, R., Rodrigues Soares, J. y Gomes de Brito Silva, A. (2018). Agronomy efficiency of NBPT as a urease inhibitor: a review. *Journal of Advanced Research,* 13, 19-27. DOI: 10.1016/j.jare.2018.05.008.

Drury, C. F., Yang, X., Reynolds, W. D., Calder, W., Oloya, T. O. y Woodley, A. L. (2017). Combining urease and nitrification inhibitors with incorporation reduces ammonia and nitrous oxide emissions and increases corn yields. *Journal of Environmental Quality*, 46(5), 939-949. DOI:10.2134/jeq2017.03.0106.

Liu, S., Wang, X., Yin, X., Savoy, H. J., McClure, A. y Essington, M. E. (2019). Ammonia volatilization loss and corn nitrogen nutrition and productivity with efficiency enhanced UAN and urea under no-tillage. *Scientific Reports,* 9(1), 6610. https://doi.org/10.1038/s41598-019-42912-5

Mueller, N. D., Gerber, J., Johnston, M., Ray, D. K., Ramankutty, N. y Foley, J. A. (2012). Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, 490, 254-257. DOI: 10.1038/nature11420.

Nattrass, M., Varco, J. J. y Dhillon, J. (2024). Efficacy of fertilizer nitrogen source, stabilizer, and application timing for corn nitrogen nutrition. *Soil Science Society of America Journal*, 88, 1614–1625. DOI: 10.1002/saj2.20727

Ritchie, S. W. y J. J. Hanway (1982). How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service, Iowa, EEUU. Special Report Nº48. pp. 24.

Silva, A. G. B., Sequeira, C. H., Sermarini, R. A. y Otto, R. (2017). Urease inhibitor NBPT on ammonia volatilization and crop productivity: a meta-analysis. *Agronomy Journal*, 109, 1-13. DOI:10.2134/agronj2016.04.0200.

Thapa, R., Chatterjee, A., Awale, R., McGRanahan, D. A. y Daigh, A. (2016). Effect of enhanced efficiency fertilizers on nitrous oxide emissions and crop yields: a meta- analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 80 (5), 1121–1134. https://doi.org/10.2136/sssaj2016.06.0179

Toribio, M., Iglesias, M. P., Correndo, A., Wyngaard, N. y Reussi Calvo, N. (2023). Factores determinantes de la volatilización de amoníaco y su efecto sobre el rendimiento de maíz. *Ciencia del Suelo*, 41 (2), 193-205. ISSN 1850-2067.

Wang W., Li, Y., Wang, W., Ding K., Zhang, K., Zhang, Y., …, y Li, J. (2024). Global Meta-Analysis of Individual and Combined Nitrogen Inhibitors: Enhancing Plant Productivity and Reducing Environmental Losses. *Global Change Biology*, 30, e70007. https://doi.org/10.1111/gcb.70007

RESPUESTA DE TRIGO Y MAÍZ A DIFERENTES FUENTES FOSFATADAS EN LA REGIÓN PAMPEANA

Biassoni, M. M.[1, 2*], Balza, M.[1], Reddel Bianco, T.[1], Stahringer, N. I.[3], Reussi Calvo, N. I.[4, 5], Sainz Rozas, H.[5], Divito, G. A.[6], Martínez, J. P.[6], Boxler, M.[7], Ferraris, G.[8], García, F.[4]

[1] OCP de Argentina S.A.; [2] Facultad de Ciencias Agrarias, UNR; [3] OCP Nutricrops; [4] Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [5] CONICET; [6] EDM; [7] Asesor privado; [8] EEA INTA Pergamino; *Arias 3751 (C1430CRI) Capital Federal, Prov. de Buenos Aires, micaela.biassoni@ocpgroup.ma

RESUMEN: El fósforo (P) es un macronutriente clave para la producción que limita el rendimiento de los cultivos y la eficiencia de su uso depende de las buenas prácticas de manejo de la fertilización (4Rs). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintas fuentes fosfatadas con y sin nitrógeno (N) en su composición a la siembra, sobre el rendimiento de trigo y maíz en diferentes sitios de la región pampeana. Se realizaron ensayos bajo siembra directa en la campaña 2024/25 en cuatro sitios: trigo en Tandil y Balcarce, y maíz en Marcos Juárez y Pergamino. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con cuatro repeticiones. Los tratamientos evaluados fueron: testigo sin P (Testigo 0P), fuentes de P (fosfato monoamónico (MAP), fosfato diamónico (DAP), y superfosfato triple (TSP)) con dosis equivalentes de P aplicadas a la siembra y separadamente N, y un testigo sin N (Testigo 0N). La dosis total de N se ajustó contemplando el aporte de N de los fertilizantes aplicados a la siembra, con excepción del tratamiento Testigo 0N, que no recibió fertilización nitrogenada. En ambos cultivos, la respuesta de las fuentes dependió de las condiciones del sitio. En trigo, la fertilización con TSP aumentó el rendimiento hasta un 80% respecto al testigo sin P, siguiendo una tendencia TSP>MAP>DAP y la aplicación de N aportó un incremento adicional promedio del 32%. En maíz, la mayor respuesta se debió a N (18% promedio), mientras que la respuesta a P fue de hasta 10% para el TSP, con respecto al testigo sin P. Estos resultados demuestran que, a dosis equivalente de P, el TSP mostró una respuesta similar o superior a las fuentes fosfatadas con N, mostrando ser una alternativa en busca de una agricultura intensificada sustentable.

PALABRAS CLAVE: Fósforo, Fertilización, Rendimiento.

INTRODUCCIÓN

El trigo (*Triticum aestivum* L.) y el maíz (*Zea mays* L.) son los principales cultivos de cereales en la región pampeana y de Argentina (Aramburu Merlos et al., 2015), con 6,5 y 11,1 millones de has. sembradas y una producción de 18,5 y 57,4 millones de toneladas, respectivamente (MAGPyA, 2025). Sin embargo, ambos cultivos presentan brechas de rendimiento (35-50% según la zona), explicadas en parte por limitaciones en la nutrición con nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S).

El P es uno de los macronutrientes que con mayor frecuencia limita la productividad, debido a la alta frecuencia de suelos con valores deficientes de este elemento, y a la baja eficiencia de uso en sistemas agrícolas (García, 2025). El manejo sustentable del P requiere la aplicación de buenas prácticas de fertilización, basadas en la correcta elección de fuente, dosis, momento y lugar (4Rs) (IPNI, 2012).

Dado que el requerimiento del P es crítico en los estadíos iniciales de los cultivos, la fertilización a la siembra con fuentes fosfatadas sin N se considera una estrategia eficiente para la sistenibilidad del P, ya que maximiza la absorción de P y permite aplicar el N en estadíos de mayor demanda, reduciendo las pérdidas de N a la atmósfera (Dutta et al., 2025). Sin embargo, en la región pampeana continúa siendo común el uso de fertilizantes que

contienen N al momento de la siembra, como el fosfato monoamónico (11-52-0) y el fosfato diamónico (18-46-0), los cuales difieren en su aporte nutricional y en su comportamiento en el suelo.
El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintas fuentes fosfatadas con y sin N en su composición a la siembra, sobre el rendimiento de trigo y maíz en diferentes sitios de la región pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los estudios se llevaron a cabo en cuatro lotes de producción bajo siembra directa en la región pampeana durante la campaña 2024/25, ubicados en Tandil y Balcarce en el caso del trigo, y en Marcos Juárez y Pergamino para el maíz. Los tratamientos se organizaron en bloques completos aleatorizados con cuatro repeticiones.
Los tratamientos de fertilización para ambos cultivos se detallan en la Tabla 1. Todas las fuentes fosfatadas fueron aplicadas al costado de la línea de siembra. La fertilización con N se realizó mediante la aplicación de urea (46-0-0) al voleo, ajustando la dosis total de N a un nivel óptimo (Salvagiotti et al., 2011) y contemplando el aporte de N de los fertilizantes aplicados a la siembra, con excepción del tratamiento sin N (Testigo 0N), que no recibió fertilización nitrogenada.

Tabla 1. Tratamientos de fertilización aplicados a la siembra en el cultivo de trigo y maíz en cuatro sitios de la región pampeana.

Tratamientos	Trigo		Maíz	
	P (kg ha^{-1})	N (kg ha^{-1})	P (kg ha^{-1})	N (kg ha^{-1})
Testigo 0P	0	0	0	0
MAP	25	12	25	12
DAP	25	23		
TSP	25	0	25	0
Testigo 0N*	25	0	25	0

Las fuentes fosfatadas tienen la siguiente composición: MAP (11-52-0), DAP (18-46-0), TSP (0-46-0 14Ca). *Sin aplicación de N en todo el ciclo del cultivo y TSP como fuente de P.

Se realizó el muestreo de suelo al momento de la siembra en superficie (0–20 cm) para la determinación de materia orgánica (MO), pH (1:2,5 en agua) y fósforo extractable (P Bray), y muestreos en el perfil (0–20, 20–40 y 40–60 cm) para la cuantificación de N-nitrato (Tabla 2). En madurez fisiológica se cosecharon las espigas y se determinó el contenido de humedad del grano. Los rendimientos se expresaron a 13,5% y 14% para trigo y maíz, respectivamente.

Tabla 2. Características iniciales del suelo en los sitios donde se implantaron los cultivos de trigo y maíz en la región pampeana.

Cultivo	Sitio	MO (%)	pH	P-Bray (mg kg^{-1})	N-NO_3 (mg kg^{-1})		
					0-20	20-40	40-60
Trigo	Tandil	5,5	6,2	9,3	24,9	14,9	12,6
	Balcarce	5,9	6,5	11,0	5,2	2,2	-
Maíz	Marcos Juárez	2,7	6,0	20,1	18,2	19,0	14,1
	Pergamino	3,2	5,4	15,9	9,1	-	-

Los datos fueron analizados mediante análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2018). Cuando se detectaron diferencias significativas entre tratamientos, las medias se compararon mediante la prueba de diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia de $p \leq 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Trigo:

Se observó una interacción significativa Fuente × Sitio ($p<0,05$), lo que indica que la respuesta en rendimiento del trigo a las distintas fuentes fosfatadas aplicadas a la siembra dependió del ambiente. En consecuencia, las comparaciones entre fuentes se realizaron de manera independiente para cada sitio.

En Tandil, el rendimiento promedio del trigo varió entre 4335 y 7812 kg ha^{-1} (Figura 1). La fertilización fosfatada incrementó significativamente el rendimiento ($p<0,05$), con aumentos del 55%, 66% y 80% para DAP, MAP y TSP, respectivamente, en comparación con el testigo sin P. Estas respuestas eran esperables debido a los bajos niveles de P extractable determinados al momento de la siembra (Tabla 2). Asimismo, la aplicación de N produjo un incremento promedio del rendimiento del 16% ($p<0,05$), posiblemente asociado a la elevada disponibilidad inicial de N en el suelo (Balcarce) y al elevado contenido de MO en ambos sitios (Tabla 2). Esto sugiere que la disponibilidad de P fue menor en las fuentes con N, particularmente en el DAP, quizás debido al pH inicial del suelo y a la reacción alcalina de esta fuente.

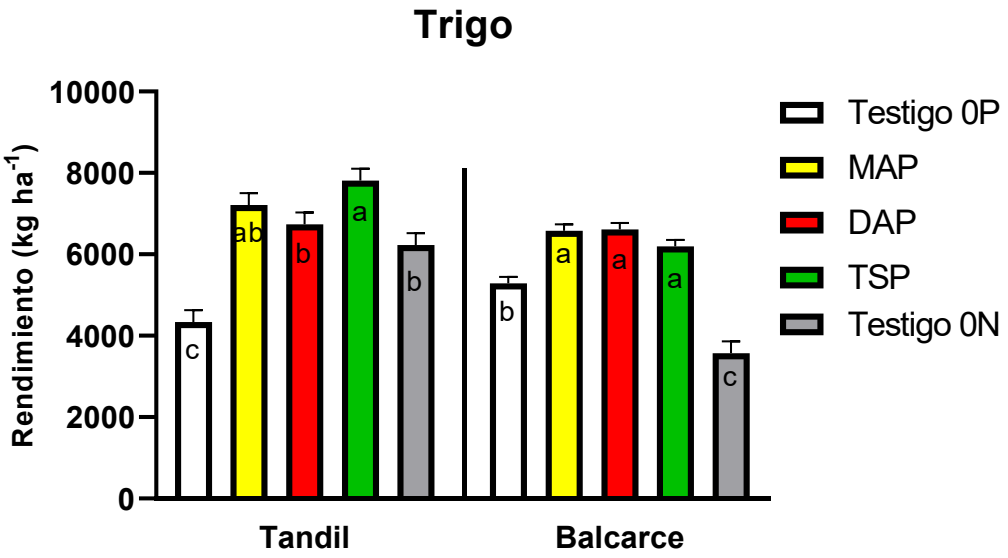


Figura 1. Rendimiento en grano del cultivo de trigo según distintos tratamientos de fertilización en Tandil y Balcarce. Las barras representan el error estandar de la media. Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

*Las fuentes fosfatadas tienen la siguiente composición: MAP (11-52-0), DAP (18-46-0), TSP (0-46-0 14Ca); Testigo sin aplicación de N en todo el ciclo del cultivo.

En el sitio Balcarce también se observaron diferencias significativas en el rendimiento entre tratamientos ($p<0,05$). La fertilización fosfatada generó un aumento promedio del 22% respecto del testigo sin P, sin detectarse diferencias entre fuentes. Por su parte, el tratamiento sin aplicación de N (Testigo 0N) presentó rendimientos significativamente inferiores, con una reducción promedio del 47% respecto del resto de los tratamientos (Figura 1).

En ambos sitios, los rendimientos obtenidos y las respuestas a la fertilización fosfatada se ubicaron dentro de los rangos reportados previamente para la región por otros autores (Vivas et al., 2011, Barbieri et al., 2014, Sucunza et al., 2018).

Maíz:

Se observó una interacción significativa Fuente × Sitio ($p<0,05$), por lo que las comparaciones entre tratamientos se realizaron de manera independiente para cada ambiente.

En Marcos Juárez, el rendimiento varió entre 11614 y 14029 kg ha^{-1}, registrándose diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$) (Figura 2). La principal respuesta estuvo asociada a la fertilización nitrogenada, con un incremento promedio del 18% respecto del testigo sin N, aun cuando los niveles iniciales de N en el suelo fueron elevados (Tabla 2). Por otro lado, no

se observó respuesta a la fertilización fosfatada (p>0,05), debido probablemente al alto valor inicial de P Bray registrado en el sitio (20 mg kg^{-1}) por encima del valor crítico (Tabla 2).

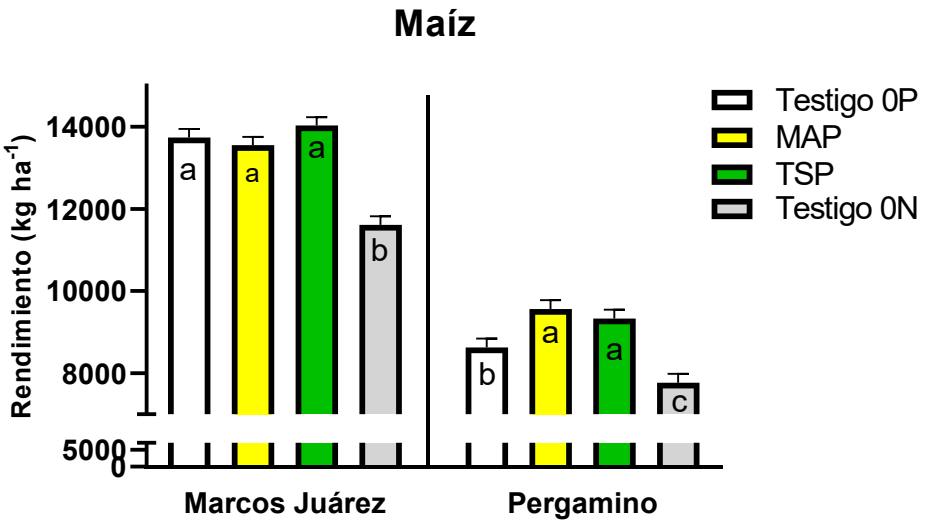


Figura 2. Rendimiento en grano del cultivo de maíz según distintos tratamientos de fertilización en Marcos Juárez y Pergamino. Las barras representan el error estándar de la media. Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05). *Las fuentes fosfatadas tienen la siguiente composición: MAP (11-52-0), DAP (18-46-0), TSP (0-46-0 14Ca). Testigo sin N in aplicación de N en todo el ciclo del cultivo.

572 En Pergamino, el rendimiento promedio osciló entre 7770 y 9564 kg ha^{-1} (Figura 2), con diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05). El testigo sin P alcanzó un rendimiento promedio de 8627 kg ha^{-1}, mientras que la fertilización fosfatada generó incrementos del 8% y 10% para TSP y MAP, respectivamente, aun con valores iniciales de P Bray superiores al umbral crítico (Tabla 2) (Mallarino y Blackmer, 1992). Asimismo, se observó una respuesta promedio del 18% a la fertilización nitrogenada (p < 0,05), probablemente asociada a la baja disponibilidad de N al momento de la siembra (Tabla 2). En ambos sitios, los rendimientos obtenidos y las respuestas asociadas a la fertilización con P se ubicaron dentro de los valores promedio reportados por otros autores (Correndo et al., 2011, Salvagiotti et al., 2018, Biassoni et al., 2023).

Estos resultados sugieren que el uso de fuentes de P puras a la siembra, versus las que contienen N en su formulación, pueden ser una alternativa eficiente y ambientalmente responsable, sin comprometer el rendimiento de los cultivos. Esto se debe a la reducción de pérdidas de N al ambiente debido a escorrentía y lixiviación de nitrato (Nakayama et al., 2025) o por emisiones directas a la atmósfera (Dutta et al., 2025), sugiriendo que estos efectos van más allá del simple aporte de N del fertilizante en sí mismo e influyen sobre la dinámica del N orgánico y mineral en el suelo. Además, desde una perspectiva de sostenibilidad del P, el manejo de fertilización basada en fuentes de P menos dependientes de aportes externos como el N puede reducir la huella del P de los sistemas agrícolas, al tiempo que conserva los niveles adecuados de P disponible para el desarrollo inicial del cultivo (Gong et al., 2022).

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo demostraron que, a dosis equivalente de P, se observaron respuestas de rendimiento similares o incluso superiores con una fuente fosfatada pura (TSP) respecto a fuentes fosfatadas que contienen N en su formulación como el MAP o DAP, sugiriendo ser una opción en busca de una agricultura intensificada sustentable. Esto cobra especial relevancia en sistemas de cultivos con maíz o trigo donde los requerimientos de N deben ser cubiertos sincronizando la oferta con la demanda del cultivo, lo cual es poco probable de lograr con fertilizantes fosfatados que combinan ambos nutrientes.

BIBLIOGRAFÍA

Aramburu Merlos, F., Monzon, J. P., Mercau, J. L., Taboada, M., Andrade, F. H., Hall, A. J., ... and Grassini, P. (2015). Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. Field Crops Research, 184, 145-154. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.10.001

Barbieri, P. A., Sainz Rozas, H. R., Covacevich, F. and Echeverría, H. E. (2014). Phosphorus placement effects on phosphorous recovery efficiency and grain yield of wheat under no-tillage in the humid pampas of Argentina. International Journal of Agronomy, 2014(1), 507105. https://doi.org/10.1155/2014/507105

Biassoni, M. M., Vivas, H., Gutiérrez-Boem, F. H. and Salvagiotti, F. (2023). Changes in soil phosphorus (P) fractions and P bioavailability after 10 years of continuous P fertilization. Soil and Tillage Research, 232, 105777. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105777

Correndo, A. A. (2011). Variables asociadas a la respuesta a la fertilización con nitrógeno y fósforo en maíz y soja en región pampeana (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires).

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar

Dutta, S. K., Khourchi, S., Elton, E. N., Alves, J. S., Abuli, W. I., Saha, S. K., Gueable, D. K., Sarkar, S., Bouraqqadi, A., Guilherme, L. R. G., and Vergütz, L. (2025). Phosphorus Management with Triple Super Phosphate- A Way Forward for Sustainable Agriculture in India.

Garcia, F. (2025). Fertilizer Best Management Practices for Sustainable Phosphorus Management in Cereal-based Cropping Systems. DOI:10.20944/preprints202503.0557.v1

Gong, H., Meng, F., Wang, G., Hartmann, T. E., Feng, G., Wu, J., ... and Zhang, F. (2022). Toward the sustainable use of mineral phosphorus fertilizers for crop production in China: From primary resource demand to final agricultural use. Science of the Total Environment, 804, 150183. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150183

IPNI. (2013). 4R - Manual de Nutrición de Plantas: Un Manual Para Mejorar el Manejo de la Nutri- ción de Plantas. T. W. Bruulsema, P. E. Fixen, G. D. Sulewski, (eds.). International Plant Nutrition Institute. 1ra Edición Acassuso, Buenos Aires, Argentina. 140p.

MAGyP. Estimaciones Agrícolas https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/estimaciones/ .Último acceso en diciembre, 2025.

Mallarino A. P. and Blackmer, A.M. (1992). Comparision of methods for determining critical concentrations of soil test phosphorus for corn. Agron. J 84:850-856. https://doi.org/10.2134/agronj1992.00021962008400050017x

Nakayama, Y., Arreguin, S., Leon, P., Douglass, M., Becker, T., and Margenot, A. J. (2025). Nitrogen losses under soybean production are mitigated by substituting ammonium phosphates with triple superphosphate but non-fertilizer losses remain appreciable. Agriculture, Ecosystems y Environment, 378, 109274. https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109274

Salvagiotti, F., Castellarín, J. M., Ferraguti, F. J., and Pedrol, H. M. (2011). Dosis óptima económica de nitrógeno en maíz según potencial de producción y disponibilidad de nitrógeno en la región pampeana norte. Ciencia del suelo, 29(2), 199-212.

Salvagiotti, F., Gutiérrez Boem, F. H., García, F. O. and Correndo, A. A. (2018). Variables asociadas a la respuesta a la fertilización con nitrógeno y fósforo en maíz y soja en región pampeana.

Sucunza, F. A., Boem, F. H. G., García, F. O., Boxler, M., Rubio, G. and Sur, I. L. A. C. (2018). Valores críticos de fósforo para trigo, soja y maíz en Molisoles del norte de la región pampeana argentina. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, 31, 3-6.

Vivas, H. S., Candioti, N. V., Albrecht, R., Martins, L. y Hotián, J. L. (2011). Fertilización con fósforo y Azufre en rotación de cultivos del centro de Santa Fe, Argentina: Beneficios productivos y económicos y evolución del P extractable. Entrenamiento y crédito como generadores de cambios sociales y ambientales en el cultivo de café–cuatro años después, 17.

USO DE COMPOST DE CAMA DE AVES PARA LA PRODUCCIÓN DE ESPECIES FORRAJERAS

Billoni, S. L.[1*], Cambarieri, L.[1], Larrosa, C. E.[2], Martínez, C., Junco, J., Velasquez, S., Titarelli, M.

[1] Unidad Académica Río Gallegos, Universidad Nacional de la Patagonia Austral; [2] EEA Santa Cruz INTA; * Avenida Gregores y Piloto Rivera, (9400) Río Gallegos, Prov. de Santa Cruz, sbilloni230@yahoo.com.ar

RESUMEN: La intensificación de los sistemas productivos agropecuarios ha incrementado la generación de residuos orgánicos, entre ellos la cama de aves proveniente de explotaciones avícolas, actividad en expansión en la provincia de Santa Cruz. Este residuo, compuesto por excretas, material absorbente y restos de alimento, presenta elevados contenidos de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo. El compostaje constituye una alternativa tecnológica que permite estabilizar el material, reducir la carga de patógenos y mejorar sus propiedades físicas, químicas y biológicas, favoreciendo su reutilización como componente de sustratos para la producción vegetal. El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de la incorporación de compost de cama de aves en sustratos destinados a la producción de cebada forrajera (*Hordeum vulgare*) y raygrass (*Lolium perenne*). El ensayo se realizó en el Campus Universitario de la Unidad Académica Río Gallegos de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral, comparando dos tratamientos: T0 (100% tierra negra) y T20 (80% tierra negra + 20% compost). Se midieron variables de crecimiento aéreo y radicular, además de peso fresco y seco de los tejidos. Los datos fueron analizados mediante una prueba t de Student para muestras independientes ($p < 0,05$). Los resultados mostraron que el tratamiento T20 incrementó significativamente el crecimiento de la cebada forrajera tanto en la longitud de raíces ($p = 0,002$) como en la parte aérea ($p = 0,0016$). En raygrass, se observaron diferencias significativas en la longitud de la parte aérea ($p = 0,0019$), pero no en la longitud radicular ($p > 0,05$). Se desprende que la incorporación de compost al 20% mejora el crecimiento inicial de ambas especies, particularmente en cebada forrajera, constituyendo una alternativa sustentable para la valorización de residuos avícolas en condiciones locales.

PALABRAS CLAVE: compost, cebada forrajera, raygrass.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento sostenido de la actividad avícola en distintas regiones de la Argentina ha generado un incremento significativo en la producción de residuos orgánicos, entre los cuales la cama de aves constituye uno de los principales subproductos. Este material, conformado por excretas, restos de alimento balanceado y materiales absorbentes como viruta de madera, presenta elevados contenidos de nutrientes, particularmente nitrógeno (N) y fósforo (P). Maisonnave et al. (2015) señalan que el contenido de N en cama de pollo fresca puede oscilar entre 2,4% y 3,5%, mientras que el de P varía entre 0,9% y 2,1%. Si bien estas características le otorgan un marcado potencial agronómico, su aplicación directa y sin tratamiento puede generar impactos ambientales negativos, tales como lixiviación de nutrientes, volatilización de amoníaco, acumulación de sales y posible contaminación microbiológica con patógenos como *Salmonella sp*. (Bueno et al., 2016; Paterlini et al., 2017).

El compostaje se presenta como una alternativa eficiente para la estabilización de este residuo, permitiendo la transformación de la materia orgánica en un producto más estable, higienizado y agronómicamente seguro (FAO, 2013). El compost derivado de cama de aves puede emplearse como enmienda orgánica o como componente de sustratos, mejorando propiedades físico-químicas y biológicas del medio de cultivo, tales como estructura, retención

hídrica y disponibilidad de nutrientes (Leconte et al, 2024; FAO, 2013). No obstante, debido a su pH ligeramente alcalino y elevada conductividad eléctrica, su utilización debe realizarse en proporciones controladas; estudios como el de Barbaro et al. (2011) reportan resultados satisfactorios con incorporaciones de hasta 20% en mezclas de sustrato.
En la provincia de Santa Cruz, donde existen más de 500 núcleos de agricultura familiar (Birgi, 2018) y numerosos establecimientos avícolas en Río Gallegos, la generación de cama de aves representa un recurso subutilizado. En sistemas ganaderos patagónicos, la producción de forraje resulta estratégica para la alimentación animal. En este contexto, evaluar experimentalmente el uso de compost de cama de aves como componente de sustratos en especies forrajeras permitirá generar información local y promover alternativas sustentables para el manejo de residuos y la intensificación productiva regional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El ensayo se realizó en el Campus Universitario de la Unidad Académica Río Gallegos de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), ubicado en la ciudad de Río Gallegos, provincia de Santa Cruz (51°37’ S; 69°13’ O). La región se caracteriza por un clima frío semiárido patagónico, con una temperatura media anual cercana a 7 °C, precipitaciones medias anuales que oscilan entre 200 y 300 mm con un máximo estival y una marcada intensidad y frecuencia de vientos durante gran parte del año (Oliva et al., 2001). Estas condiciones climáticas limitan el crecimiento vegetal y condicionan la producción forrajera regional.

Metodología

Se realizaron ensayos con dos especies forrajeras: cebada (*Hordeum vulgare*) y raygrass (*Lolium perenne*). La siembra se realizó en bandejas multicelda y, diez días después de la emergencia, las plántulas se trasplantaron a contenedores individuales de 500 cm³ de capacidad, donde se evaluaron dos tratamientos, en un diseño al azar completamente aleatorizado: T0, constituido por sustrato compuesto 100% por tierra negra, y T20, integrado por una mezcla de 80% de tierra negra y 20% de compost de cama de aves. La tierra negra corresponde al nombre comercial del suelo superficial extraído de los horizontes A y B al inicio de la explotación de canteras. Se considera un suelo fértil, pero en la zona suele tener una textura franco-arenosa. El compost fue elaborado a partir de cama de aves procedente del centro multiplicador ubicado en la Estación Experimental Agropecuaria del INTA Santa Cruz, mediante un proceso controlado de compostaje hasta su estabilización.
Transcurridos 90 días, se midió la altura de la planta desde la base del tallo hasta el extremo de la hoja más larga y la longitud de las raíces. A continuación, se lavaron las muestras con agua corriente para eliminar los restos de sustrato, se secaron superficialmente con papel absorbente y se pesaron para determinar el peso fresco aéreo y radicular. Posteriormente, el material vegetal se secó en estufa a 60 °C hasta alcanzar un peso constante y se registró el peso seco de las fracciones aérea y radical. Por último, los datos obtenidos se analizaron mediante una prueba t de Student para muestras independientes ($p < 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados mostraron que el tratamiento T20 tuvo un incremento significativo en la cebada forrajera (Figura 1) tanto en la longitud de raíces (T0 = 19,6 cm; T20 = 30,4 cm; $p = 0,002$) como en la longitud de tallos y hojas (T0 = 43,0 cm; T20 = 49,9 cm; $p = 0,0016$). En raygrass (Figura 2), se observaron diferencias significativas en la longitud de tallos y hojas (T0 = 29,7 cm; T20 = 36,7 cm; $p = 0,0019$), mientras que no se detectaron diferencias significativas en la longitud de raíces (T0 = 27,4 cm; T20 = 29,0 cm; $p > 0,05$).

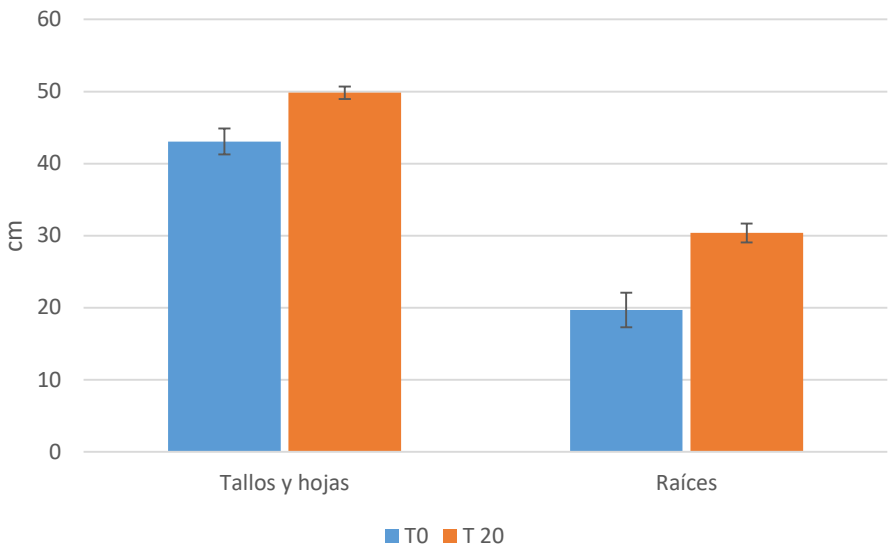
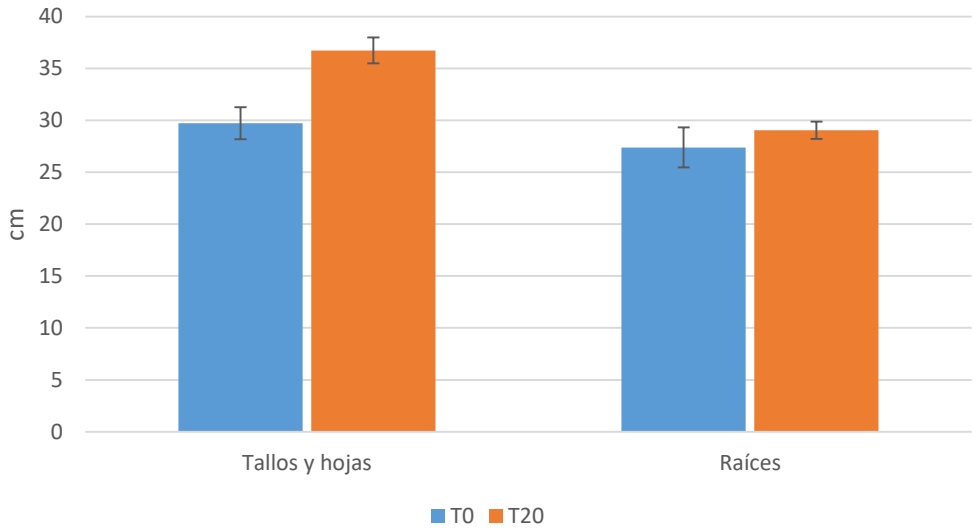


Figura 1. Longitud de tallos, hojas y raíces en plantas de *Hordeum vulgare*.



576

Figura 2. Longitud de tallos, hojas y raíces en plantas de *Lolium perenne*

En relación a la biomasa aérea y radicular, los valores obtenidos en húmedo y seco mostraron un patrón similar en ambas especies (Tabla 1).

Tabla 1. Biomasa aérea y radicular (g) de cebada y ryegrass

	Peso húmedo		Peso seco	
	Tallos y hojas	Raíces	Tallos y hojas	Raíces
	Hordeum vulgare			
T0	29,1	14,3	7,7	1,7
T20	92,9	51,9	19,4	4,4
	Lolium perenne			
T0	92,2	79,9	18,4	12,1
T20	181,3	143,1	38,0	18,5

CONCLUSIONES

La incorporación de un 20% de compost de cama de aves en el sustrato promovió mejoras en el crecimiento de ambas especies forrajeras, siendo la respuesta más notable en la cebada forrajera, tanto en el desarrollo radicular como en el aéreo. En el raygrass, el efecto se manifestó principalmente en la biomasa aérea, sin que se produjeran modificaciones significativas en la longitud de las raíces. El efecto también se observó en la biomasa aérea y radicular de ambas especies. Estos resultados indican que la incorporación moderada de compost de cama de aves constituye una alternativa viable para mejorar el crecimiento inicial de forrajeras en condiciones locales, aportando además una estrategia sustentable para la valorización de residuos avícolas en la provincia de Santa Cruz.

BIBLIOGRAFÍA

Barbaro, L. A. M.A. Karlanian, D. E. Morisigue, P. F. Rizzo, N. I. Riera, V. Della Torre y D. E. Crespo. (2011). Compost de ave de corral como componente de sustratos. Ciencia del suelo, 29 (1), 83-90.

Birgi, J. A. (2018). La agricultura familiar en Santa Cruz y las frutas finas como alternativa productiva (Magister dissertation, Facultad de Agronomía y Agroindustria, Universidad Nacional de Santiago del Estero).

Bueno, D. J., M. A. Soria, G. Genta, F. Procura y F. I. Rodríguez. (2016). Salmonella sp. en cama de aves. En: Ganje, J.M. Cama de pollo en Entre Ríos. Aportes para su uso y manejo. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; 19-35.

FAO (2013). Manual de compostaje del agricultor: Experiencias en América Latina. Santiago de Chile: Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. ISBN: 978-92-5-307845-5.

Leconte, M. C., M. J. Mazzarino, P. S. Satti y M. C. Iglesias. (2025). Valor agrícola de compost producidos con aserrín, cascarilla de arroz y estiércol de gallina. Ciencia Del Suelo, 43(1), 187–196. https://doi.org/10.64132/cds.v43i1.887

Maisonnave, R., K. Lamelas y G. Mair (2015). Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Cama de Pollo y Guano. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Argentina, 44pp.

Oliva, G., L. González, P. Rial y E. Livraghi. (2001). El ambiente en la Patagonia Austral. Cap.2. pp 19-82. En: Ganadería sustentable en la Patagonia Austral. Borrelli, P. y G. Oliva. Ed. INTA Reg. Pat. Sur. 269 pp.

Paterlini, H., M. V. González y L. I. Picone. (2017). Calidad de la cama de pollo fresca y compostada. Ciencia del suelo, 35 (1), 69-78.

NIVELES DE ZINC y BORO DISPONIBLES EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL CENTRO SUR DE CÓRDOBA, ARGENTINA

Bongiovanni, M. D.[1*], Marzari, R.[1]

[1] FAyV Universidad Nacional de Río Cuarto, *ExRuta 36 Km 601, (5800) Río Cuarto, Prov. de Córdoba, mbongiovanni@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: La intensificación agrícola en Argentina ha generado un deterioro progresivo en los niveles de micronutrientes esenciales, particularmente zinc (Zn) y boro (B), convirtiéndolos en los más deficitarios de los últimos años. En la región centro-sur de Córdoba, se realizó un relevamiento de suelos agrícolas con el objetivo de describir la situación actual de la disponibilidad de Zn y B y su relación con otras variables edáficas. El estudio abarcó aproximadamente dos millones de hectáreas en los departamentos Río Cuarto, Juárez Celman, General Roca y Roque Sáenz Peña. Se tomaron muestras compuestas de 0–20 cm de profundidad en lotes destinados a maíz durante 2023 y 2024, determinándose fósforo disponible, materia orgánica, pH, textura, Zn-DTPA y B-AcNH4. Los resultados fueron analizados mediante estadística descriptiva, gráficos de frecuencia y regresiones lineales. Los valores medios de Zn y B fueron de 0,72 y 0,69 mg kg^{-1} respectivamente, ambos por debajo de los umbrales críticos para cultivos exigentes como maíz y girasol. El 70% de las muestras de Zn y el 80% de las de B presentaron concentraciones menores a 1 mg kg^{-1}, confirmando deficiencias generalizadas. La materia orgánica mostró una relación positiva y significativa con el Zn, aunque con bajo ajuste, mientras que no se observó interacción con el B. El fósforo disponible se correlacionó significativamente con el Zn, destacando que más del 50% de los suelos se ubicaron en condiciones críticas de ambos nutrientes, lo que incrementa el riesgo de deficiencia ante fertilizaciones fosfatadas. Asimismo, la textura del suelo influyó en la disponibilidad de Zn y B, siendo los suelos arenosos los más vulnerables. En conclusión, los suelos agrícolas del centro-sur de Córdoba presentan una marcada fragilidad nutricional respecto a Zn y B, lo que evidencia la necesidad de estrategias de manejo que incluyan reposición de micronutrientes, conservación de la materia orgánica y monitoreo sistemático para garantizar la sustentabilidad productiva.

PALABRAS CLAVE: fósforo, materia orgánica, micronutrientes.

578

INTRODUCCIÓN

Los niveles de Zinc (Zn) y Boro (B) en los suelos argentinos han mostrado un deterioro sistemático, convirtiéndose en los micronutrientes que más se han degradado en los últimos años debido a la intensificación agrícola. Actualmente el Zn es considerado el cuarto nutriente más deficitario en los suelos de Argentina. Hace algunos años, la deficiencia de Zn se encontraba en el 40% de los casos analizados, pero en la actualidad esa cifra ha escalado hasta superar el 80% de los casos (Sainz Rosas et al. 2025). La intensificación agrícola sin reposición ha reducido los niveles de Zn-DTPA en un 69,6% respecto a su estado prístino, afectando a más de 12 millones de hectáreas en la Región Pampeana con niveles menores a 1 mg kg^{-1} (Sainz Rozas et al., 2019). Relevamientos recientes confirman que esta tendencia persiste, con un 75% de la superficie agrícola nacional presentando deficiencias críticas hacia finales de 2024 (Sainz Rozas et al., 2025).

Si se tiene en cuenta que los parámetros de Zn extraíble (método DTPA) para indicar deficiencias son los siguientes: menor a 0,5 mg kg^{-1} deficiente, entre 0,5 y 1mg kg^{-1} crítico y valores superiores a 1 mg kg^{-1} son adecuados, suelos de la provincia de Córdoba, el sudoeste de Santa Fe, y el norte y sudoeste de Buenos Aires se encuentran con valores con niveles de

Zn por debajo de 0,5 mg kg^{-1} (Volmer Buffa y Ratto, 2005; Ratto 2006; Prabhacar Reddy et al. 2017). Otro aspecto importante en la disponibilidad de Zn es tener en cuenta los niveles de fósforo en el suelo ya que pueden ocurrir interacciones antagonistas P-Zn cuando los suelos reciben altas dosis de aplicación de P o aquellos que tienen muy bajos niveles de Zn disponible para las plantas (Nath et al., 2024).
En el caso del micronutriente boro los valores medios de B extractable en los suelos agrícolas se encuentran por debajo del umbral crítico informado para soja y maíz por Ferraris et al. (2019) y Barbieri et al. (2024) (0,76 y 0,78 mg kg-1, respectivamente). Sainz Rozas et al. (2025) informa que los valores medios de B en el suelo determinados en 2024 fueron inferiores a los del 2018 y cuando se lo comparó con la situación prístina, los niveles de B del 2024 son del 47 al 61% más bajos, lo que indica claramente que el balance de B es negativo observando un crecimiento del área con niveles de B-AcNH4 en los suelos entre 0,5 y 1 mg kg-1 a expensas de una reducción del área con niveles superiores a 1 mg kg-1.
El objetivo de este trabajo fue realizar un análisis descriptivo de la situación actual de los contenidos de zinc (Zn) y boro (B) disponibles y su relación con otras variables en suelos agrícolas del centro sur de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localizó en la región centro-sur de Córdoba de Argentina, delimitada específicamente por las coordenadas geográficas que comprenden desde los 32°38′S 64°35′W hasta los 32°40′S 64°42′W, y extendiéndose hacia el sur entre los 34°53′S 64°53′W y los 34°29′S 63°44′W. (IGN, 2025). Esta zona abarca aproximadamente dos millones de hectáreas de los departamentos Río Cuarto. Juárez Celman, Gral. Roca y Roque Sáenz Peña. Las muestras de suelo fueron tomadas en campos de productores en lotes destinados a la siembra del cultivo de maíz en suelos mayoritariamente Hapludoles típicos, Haplustoles énticos y típicos. Las muestras de suelo compuestas se tomaron de 0-20 cm de profundidad en los años 2023 y 2024 en lotes en barbecho que provenían de soja o con cultivos de servicio y en ningún caso tenían aplicación de efluentes o residuos orgánicos de tambo o feetlot. A las muestras secadas al aire se le determinó fósforo disponible (Pd) por el método de Bray y Kurtz 1 (Olsen and Sommers, 1982), materia orgánica por Walkley y Black (Nelson y Sommers 1996), pH en agua 1:2,5, Zinc (Zn) por el método de DTPA (Lindsay y Norvell, 1978) y boro (B) con $AcNH_4$ (Bingham,1983) y textura por el método de Bouyucus. El análisis de los resultados se realizó por medio de un estudio descriptivo a través de gráficos de frecuencia y regresiones lineales para determinar relación entre variables que fueron procesadas con el programa Infostat (2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se observan valores medios, máximo y mínimos del contenido de materia orgánica, fósforo, pH, zinc y boro en los suelos del área de estudio en centro sur de Córdoba. El contenido medio de MO encontrado fue de 16,4 $g.Kg^{-1}$, con una gran variabilidad entre los valores máximos y mínimos, esto probablemente se debe a los cambios texturales de acuerdo a los suelos asociados en el área estudiada (Córdoba, 2024). El nivel medio de P relevado fue 13,7 mg kg-1, valor que se encuentra en el límite bajo del nivel crítico para para muchos cultivos agrícolas. La gran desviación estándar (7,6) sugiere que la disponibilidad de fósforo cambia mucho de un punto a otro muestreado. El pH encontrado fue ligeramente ácido (6,4), valor que no genera inconvenientes para la mayoría de los cultivos y para la disponibilidad de los micronutrientes estudiados. El zinc y el boro se encuentran en el suelo del área de estudio por debajo de 1,0 $mg.kg^{-1}$ que se consideran críticos o deficientes para cultivos exigentes como el maíz y girasol (Prabhacar Reddy et al., 2017). Los valores medios de zinc y boro fueron de 0,72 y 0,69 mg Kg^{-1} respectivamente.

Tabla 1. Niveles medios, desvió estándar (D.E.), mínimos (Min), máximos (Máx) y mediana del contenido de materia orgánica (M.O.), fósforo (P), pH, cinc (Zn) y boro (B) de 0-20 cm de profundidad en los suelos del área de estudio

		n	Media	D.E.	Mín	Máx	Mediana
M.O.	(g.Kg-1)	880	16,4	0,5	4,8	39,8	15,9
P	(mg.Kg-1)	911	13,7	7,6	3,1	47,9	11,6
pH		895	6,4	0,31	4,84	7,9	6,38
Zn	(mg.Kg-1)	966	0,72	0,37	0,1	2,41	0,63
B	(mg.Kg-1)	222	0,69	0,3	0,2	2,4	0,62

Cuando a los contenidos de Zn y B encontrados se los analiza en un gráfico de frecuencia (Fig.1) se puede observar que para Zn de las muestras estudiadas (n=966) el 70% de las mismas contenían menos de 1 mg Kg^{-1}, siendo el valor de mayor frecuencia es cercano a 0,67 mg.Kg^{-1}. Para el caso del B el 80% de las muestras (n=222) poseían menos de 1 mg.kg^{-1}, valores muy por debajo de los niveles críticos a partir del cual se pueden generar deficiencia y se pueden esperar respuestas a la fertilización con estos nutrientes (Barbieri et al. 2024, Sainz Rosas et al. 2025)

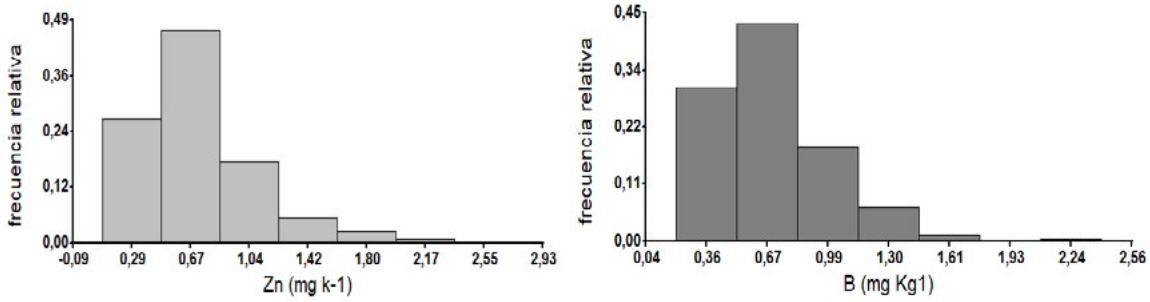


Figura 1 Frecuencia de distribución de zinc (Zn) (izq.) y boro (B) (der.) disponible de 0-20 cm en los suelos del centro sur de Córdoba.

El contenido M.O en los suelos estudiados tuvo una influencia positiva y significativa con el Zn mostrando modelos de regresión linear altamente significativos ($p < 0,01$), existiendo mayor probabilidad de encontrar mayores niveles de Zn con más M.O. El bajo ajuste de esta interacción se puede deber la gran variabilidad en el manejo de los lotes donde se tomaron las muestras, lo que sugiere que otros factores también influyen en esta relación (Fig. 3). Cuando se estudia esta relación para B a diferencia de lo encontrado por Goldberg (1997) y Barbieri (2024) no se encontró una interacción significativa con la M.O. en las muestras estudiadas (Fig. 4).

Cuando se relacionó la disponibilidad de Zn y B con el pH del suelo, en los dos casos las regresiones lineales probadas dieron no significativas ($p>0.05$), no existiendo para el rango de pH, en las muestras estudiadas, interacción con los dos micronutrientes.

En la figura 5 se observa la interacción positiva y significativa ($p<0,01$), pero con un muy bajo ajuste entre los nutrientes Zn y P para las muestras estudiadas.

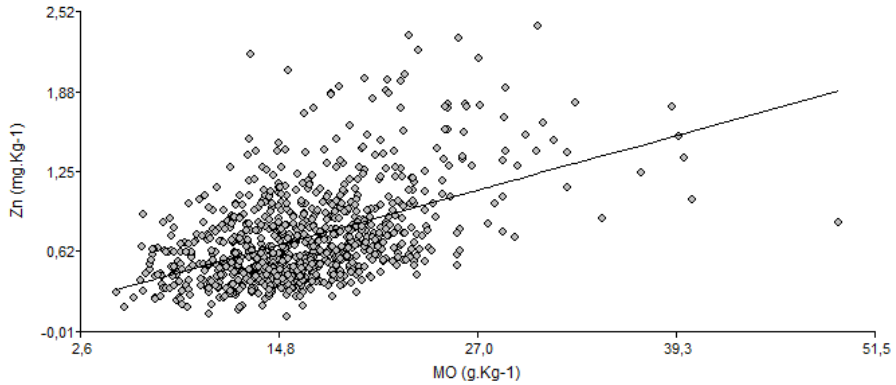


Figura 3. Correlación entre materia orgánica (M.O.) y zinc (Zn) disponible de 0-20 cm en los suelos del centro sur de Córdoba.

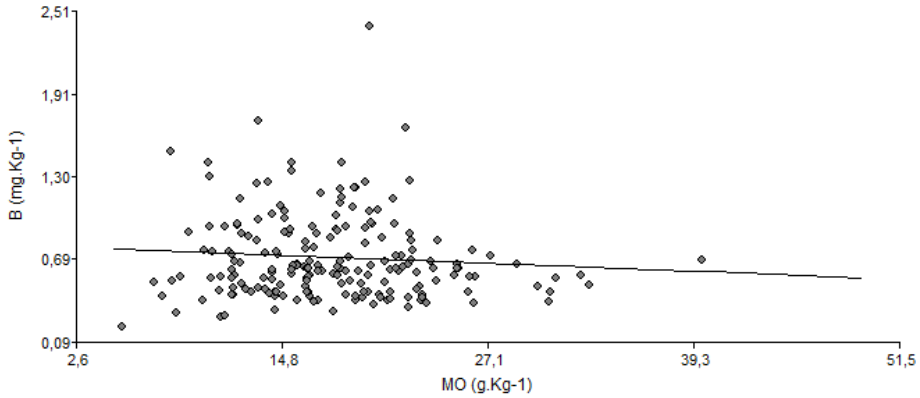


Figura 4. Correlación entre materia orgánica (M.O.) y boro (B) disponible de 0-20 cm en los suelos del centro sur de Córdoba.

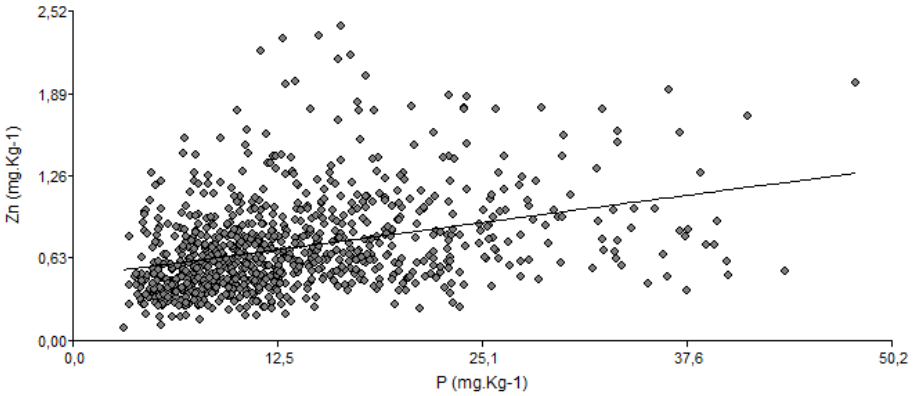


Figura 5. Interacción entre fósforo disponible (P) y zinc (Zn) disponible de 0-20 cm en los suelos del centro sur de Córdoba.

Lo importante a destacar (Fig.5) es que más del 50% de los suelos estudiados se encuentran en el cuadrante inferior izquierdo, donde la concentración de P es menor a 12 mg.Kg^{-1} y de Zn menor a 1 mg.Kg^{-1}, condición que potencia una deficiencia de Zn ante fertilizaciones que apunten a llevar los niveles de P por encima de los niveles críticos requeridos para el cultivo de maíz, por la interacción de estos nutrientes en el suelo y por la toma de las plantas (Nath et al., 2024).

En la figura 6 y 7 se observa la relación de la textura, visto a través del contenido de arcilla, y de los niveles de Zn y B del suelo. La correlación para ambos casos fue significativa en los dos nutrientes estudiados coincidiendo en el Zn con distintos autores como Moraghan y Mascagni (1991) y Noulas (2018) donde plantean una relación directa y significativa entre la

textura del suelo y la disponibilidad de Zn, indicando que los suelos con mayor contenido de arcilla tienden a poseer mayores reservas y disponibilidad de este micronutriente, mientras que los suelos arenosos son los más propensos a sufrir deficiencias.

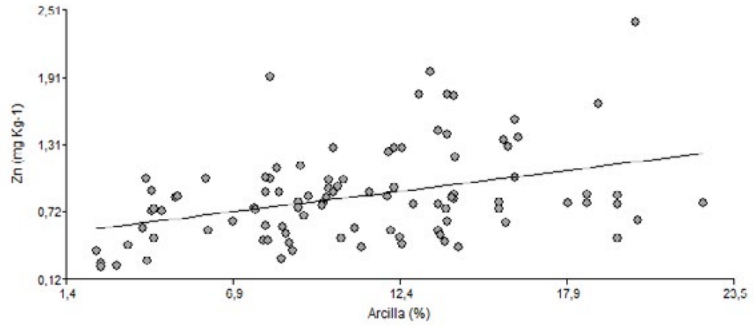


Figura 6. Relación entre zinc (Zn) y arcilla de 0 – 20 cm de profundidad en suelos centro sur de Córdoba.

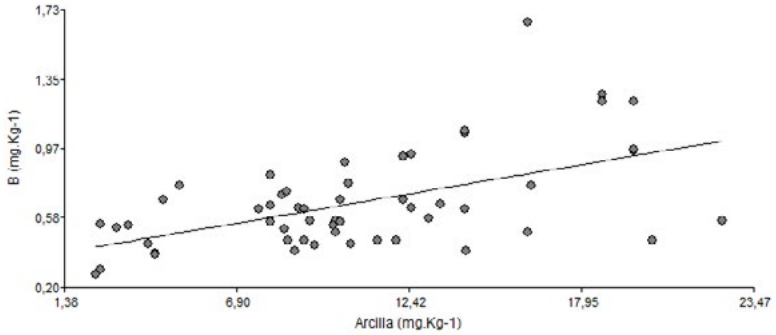


Figura 7. Relación entre contenido de boro (B) y arcilla de 0-20 cm de profundidad en los suelos del centro sur de Córdoba.

CONCLUSIONES

Los valores medios de Zn y B en los suelos estudiados están por debajo de los umbrales críticos considerados adecuados para cultivos exigentes como el maíz y girasol, que suelen ser superiores a 1 $mg.Kg^{-1}$ para ambos nutrientes. Más del 70% de las muestras analizadas tenían niveles por debajo de 1 $mg.kg^{-1}$. Se encontró que disponibilidad de Zn y B está influenciada positivamente por el contenido de arcilla en el suelo, mientras que el Zn también se relaciona positivamente con la materia orgánica. Los suelos arenosos y con baja materia orgánica son, por tanto, más propensos a deficiencias. El trabajo indica que el balance de estos nutrientes es negativo pudiendo estar asociado los bajos niveles de estos nutrientes a la extracción constante por los cultivos sin una reposición adecuada. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de implementar estrategias de manejo que contemplen la reposición de Zn y B, el monitoreo sistemático de su disponibilidad y la integración de prácticas que favorezcan la conservación de la materia orgánica y la sustentabilidad del sistema productivo.

BIBLIOGRAFÍA

Bingham, F. T. (1983). Boron. Methods of Soil Analysis: Part 2. Chemical and Microbiological Properties, 9, 431-447.

Córdoba M., Alvarez C., Faule L., Pozzi E., Morales H. y Monzani F. (2024). Mapeo de Propiedades de Suelo en la Provincia de Córdoba con resolución de 90 m,. Infraestructura de Datos Espaciales de Córdoba (IDECOR).

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W. InfoStat versión (2020). Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Ferraris, G. N., Dominguez, M. y Gonzalez, J. H. (2019). *Tratamientos de fertilización con zinc y boro mediante la impregnación de fuentes nitrogenadas en girasol*. https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/INTADig_5965b9cce1c752de91d19d9ad2d13c09

IGN - Instituto Geográfico Nacional. (2025). Cartografía oficial de la República Argentina. Buenos Aires: Ministerio de Defensa. Recuperado de https://www.ign.gob.ar

Lindsay, W. L. y W. A. Norvell. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Amer. J. 42: 421-428.

Moraghan J. T. y Mascagni H. J. (1991). Environmental and Soil Factors Affecting Micronutrient Deficiencies and Toxicities in Micronutrients in Agriculture. Soil Science Society of America, Inc. John Wiley and Sons pp 371-425.

Nath, S., Dey, S., Kundu R. y Paul, S. (2024). Phosphate and zinc interaction in soil and plants: a reciprocal cross-talk. Plant Growth Regul 104, 591–615 (2024). https://doi.org/10.1007/s10725-024-01201-6

Nelson, D. W. y Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In Sparks, D.L., et al., Eds., Methods of Soil Analysis. Part 3, SSSA Book Series, Madison, 961-1010.

Olsen, S. R. y Sommers, L. E. (1982) Phosphorus. In: Page, A.L., Ed., Methods of Soil Analysis Part 2 Chemical and Microbiological Properties, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, 403-430.

Prabhacar Reddy T., Vijaya Lakshmi D., Kamalakar J. y Sambasiva Rao Ch. (2017). Critical Levels Of Micro And Secondary Nutrients In Soils And Crops For Optimum Plant Nutriton. International Journal of Scientific Research (IJSR). Volume/Issue/Date: Vol 6, Issue 5.

Ratto, S. E. (2006). Los microelementos en el sistema productivo del área pampeana. Pp. 79-112. En: Vázquez, M. (ed.). Micronutrientes en la Argentina. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Buenos Aires, Argentina. 207 pp.

Sainz Rozas, H. R., Eyherabide, M., Larrea, G. E., Reussi Calvo, N. I., Wyngaard, N. y Angelini, H. P. (2019). *Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina: Actualización 2018*. En: Simposio Fertilidad 2019.

Sainz Rozas, H. R., Eyherabide, M., Wyngaard, N. y Reussi Calvo, N. (2025). *Impacto de la Agricultura Sobre la Fertilidad de Suelos de la Región Pampeana: Actualización 2024*. Presentado en el Simposio Fertilidad 2025.

Volmer Buffa E. y Ratto S. E. (2005). Disponibilidad de cinc, cobre, hierro y manganeso extraíble con DTPA en suelos de Córdoba (Argentina) y variables edáficas que la condicionan. Ciencia del Suelo 23,107-114.

MACHINE LEARNING APLICADO A ESTIMACIONES DE CARBONO EN EL VALLE DE LERMA, SALTA

Cáceres Díaz, R. O.[1*], Villegas, D.[2], Elena. H.[1], Noe, Y.[1], Moneta, D.[3], Fernandez, I.[1], Gopar, A.[3], Arce, A.[3], Paz, J.[1], Yanse, H.[3], Fiore, I.[3], Guglielmone, P.[1], Fernandez, G.[2], Ramirez, G.[1]

[1] INTA EEA Salta; [2] INTA AER Perico INTA; [3] INTA AER Valle de Lerma; * Ruta Nacional 68, km 172, (4403) Cerrillos, Prov. de Salta, caceresdiaz.raul@inta.gob.ar

RESUMEN: Se evaluaron noventa y tres sitios de muestreo, colectando muestras de suelo de 0 a 20 cm, en forma compuesta de tres piques por muestra y lote, en la zona comprendida por los departamentos Cerrillos, La Merced y Rosario de Lerma, representando un triángulo de 20 km por 25 km. Se determinó carbono orgánico, nitrógeno total y textura de suelos agrícolas del Valle de Lerma, en la provincia de Salta, distante a 17 km al Sur de la ciudad de Salta. Se procedió luego a generar un modelo predictivo para estimar carbono orgánico mediante el uso de Machine Learning con validación y entrenamiento del mejor modelo generado mediante Random Forest. El Error Absoluto Medio (EAM) fue de 0,1111. Las variables analizadas permitieron generar un modelo predictivo de carbono orgánico robusto con R2 de 0,95 y Error Cuadrático Medio (ECM) de 0,0212. El modelo resulta apropiado para uso local en las estimaciones de carbono orgánico, permitiendo mejorar la gestión sostenible de suelos agrícolas en la región.

584

PALABRAS CLAVE: Textura, Random forest, Nitrógeno total.

INTRODUCCIÓN

El Valle de Lerma en Salta, presenta condiciones adecuadas para la producción agrícola y ganadera con temperaturas moderadas en el verano y condiciones de alta radiación, permiten el desarrollo de una gran cantidad de cultivos intensivos como frutilla, hortalizas y extensivos como alfalfa, maíz, chía, entre otros. La presencia de feedlots, granjas porcinas y avícolas son importante fuentes de ingresos que diversifican el panorama productivo de la región. La producción de tabaco es muy importante para la región y se desarrolla desde hace más de 250 años en la zona. Conocer la dinámica del carbono en esta región resulta prioritario para entender los cambios que se produjeron y actualizar propuestas de manejo sostenible de suelos agrícolas destinados a la agricultura y ganadería. El uso de herramientas de análisis de Datos como Machine learning y Ciencia de Datos permitió reunir datos actuales de campo y plantear un antecedente valioso y replicable para la transformación digital de la agricultura en esta región y otras regiones de Argentina. El Proyecto Local INTA 32-416 "AgTech Valle de Lerma" generó el marco de trabajo adecuado de INTA Salta y resultó una alternativa de enfoque para el planteo de un manejo sustentable de la tierra con el uso de herramientas de Ciencia de Datos, GIS y Machine Learning. Hengl *et al*, 2017 aplicaron machine learning para estudios de suelos a nivel global, mejorando las predicciones de carbono con el uso de Random forest antes que el uso de regresión lineal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se trabajó en la zona denominada Valle de Lerma, al Sur de la ciudad de Salta, distante 17 km, 24° 54′ S (latitud Sur) y 65° 29′ O (longitud Oeste) en una región que abarca un triángulo de 20 por 25 km y comprende los dptos. de Cerrillos, Rosario de Lerma y La Merced; todos de neta tradición agrícola-ganadero. Se ubica allí, el cinturón hortícola de la ciudad de Salta con arrendatarios de pequeña escala y uso de mano de obra familiar. Los suelos son franco limosos,

Orden Inceptisol, con piedras de diversos tamaños en todo el perfil, con visibles signos de erosión hídrica. Las precipitaciones anuales son de 688 mm y temperaturas medias en verano que no sobrepasan los 21,3 °C de media mensual en el mes de enero las que generan condiciones ideales para el desarrollo de diversos cultivos, entre ellos, el tabaco, maíz y frutillas. Se tomaron 93 muestras de suelo de 0 a 20 cm de profundidad. Las muestras fueron remitidas al Laboratorio de INTA Salta para determinación de carbono orgánico (micro Walkley-Black), nitrógeno (micro Kjeldahl) y textura. Se utilizó análisis de Machine learning y Random forest para elección del mejor modelo predictivo de carbono orgánico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las variables de suelo evaluadas permitieron estimar el carbono orgánico a través de la construcción de un modelo predictivo usando la técnica de Random forest con la aplicación de machine learning y Ciencia de Datos. Random forest es un método de aprendizaje de conjunto que construye múltiples árboles de decisión durante el entrenamiento del modelo y genera predicciones combinando las predicciones de los árboles individuales.

En la Figura 1 se observa el mapa de calor del carbono orgánico predicho de acuerdo al modelo generado por Randon forest.

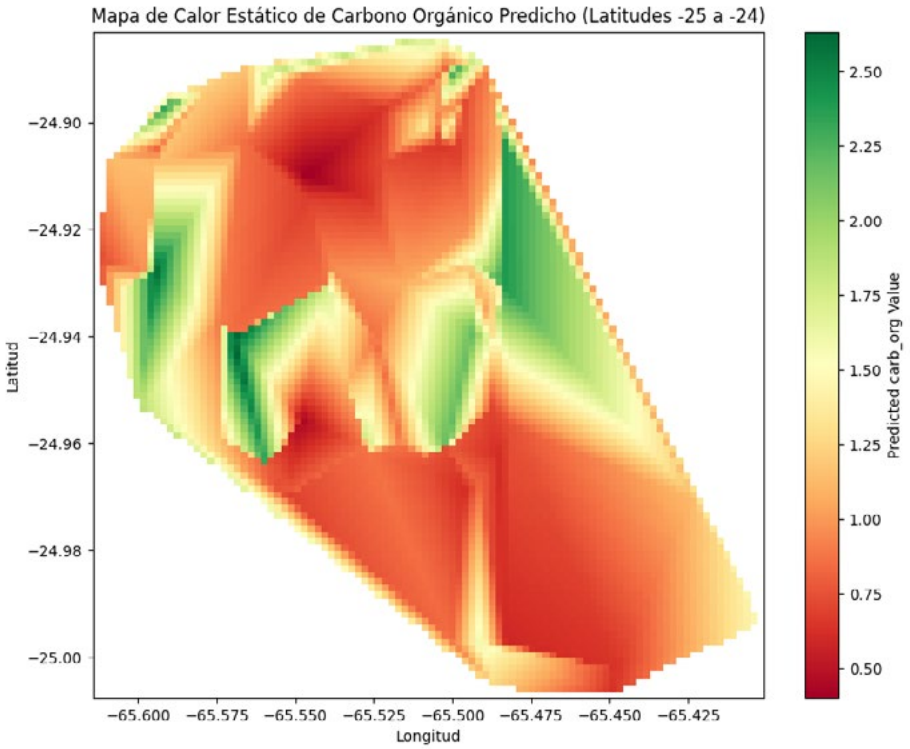


Figura 1. Mapa de calor de carbono orgánico estimado para la zona de estudio de acuerdo con Coordenadas.

585

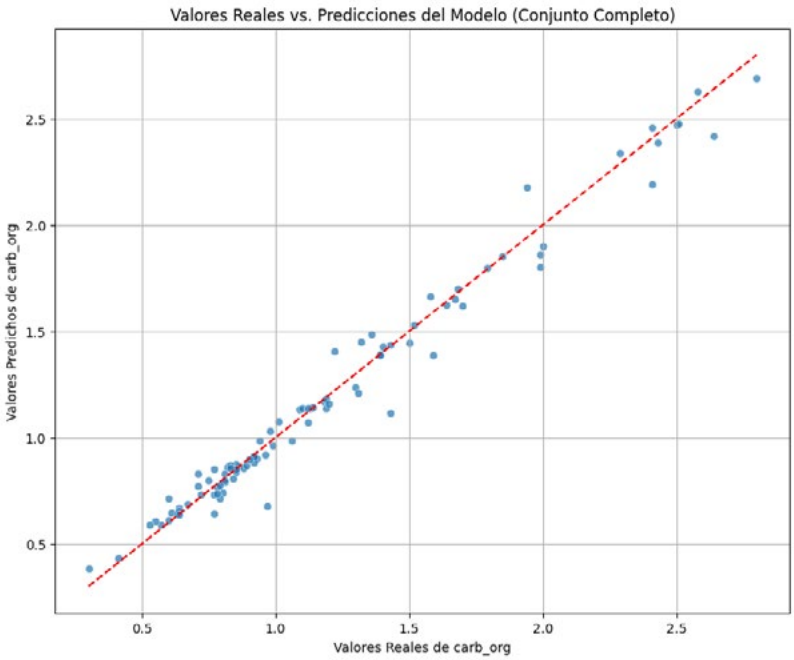


Figura 2. Relación entre carbono orgánico observado y predicho por el modelo.

Como lo muestra la Figura 2 es posible observar el ajuste entre los valores observados y los predichos por el modelo, indicando un correcto ajuste de este y robustez del modelo propuesto ya que permite estimar muy bien los valores de carbono de la zona de estudio.

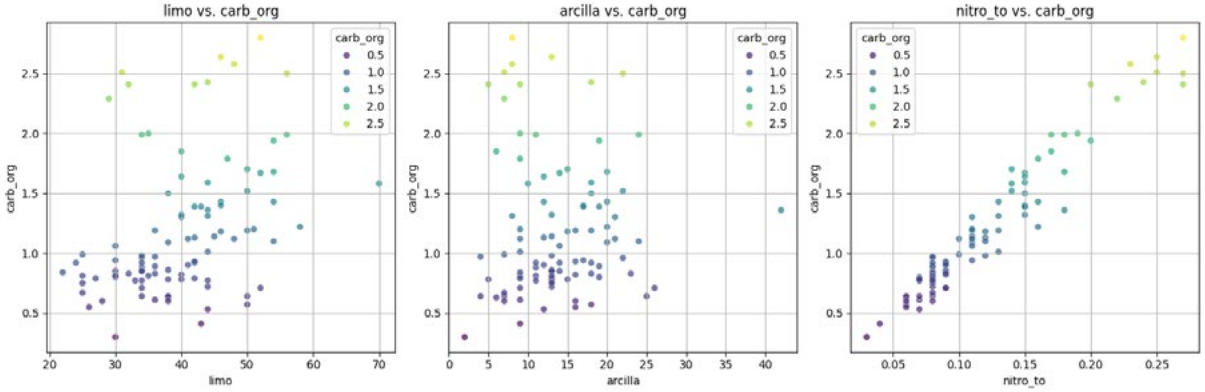


Figura 3. Relación entre limo, arcilla y nitrógeno con carbono orgánico.

En la Figura 3, es posible observar el buen ajuste entre el nitrógeno y los valores de carbono orgánico, no así con las otras variables.

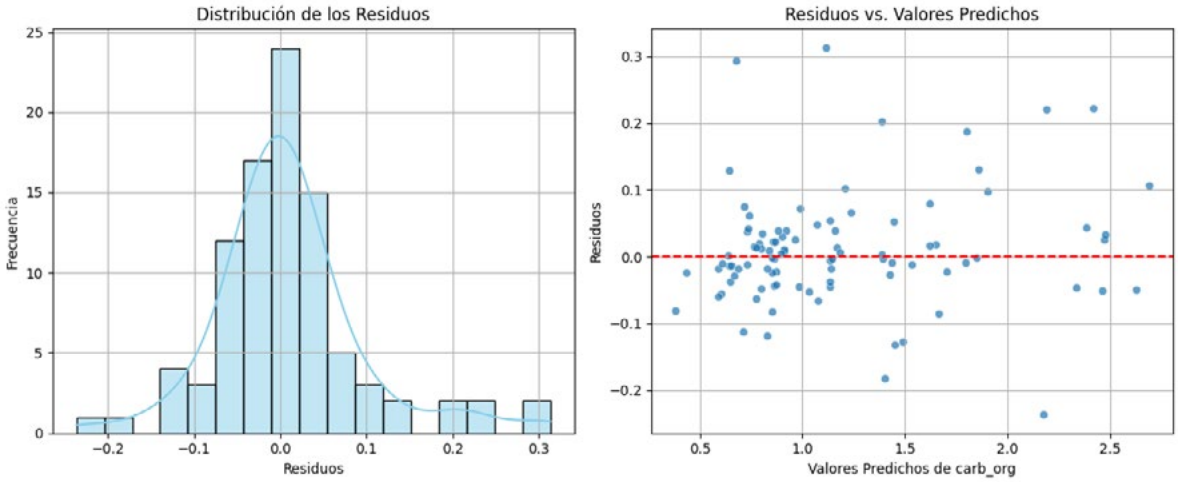


Figura 4. Frecuencia de distribución de residuos y análisis de residuos predichos y observados

En la Figura 4 se observa la buena distribución de los residuos y la homogeneidad de residuos observados en relación con los predichos indicando una buena homocedasticidad de los mismos.

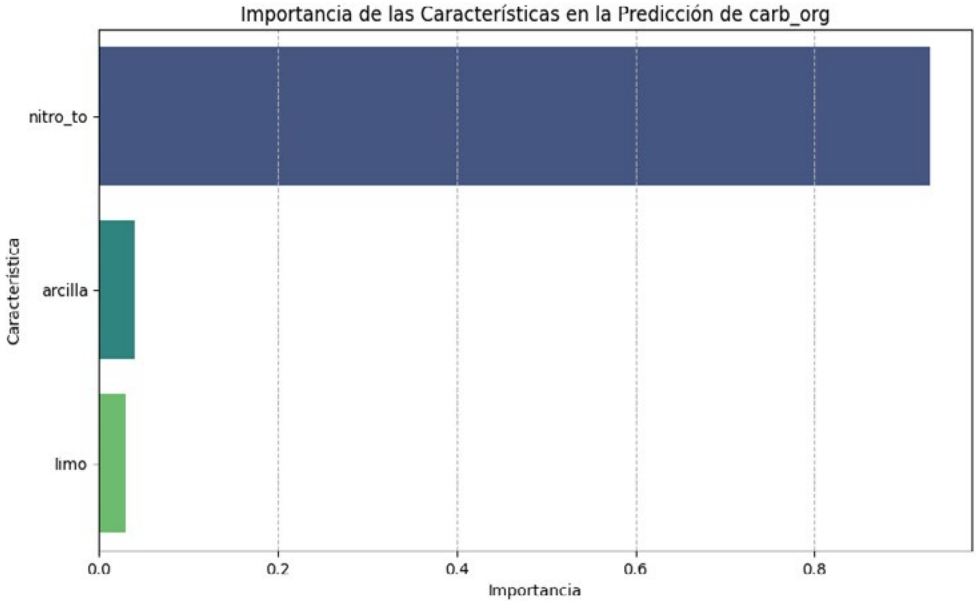


Figura 5. Importancia de las variables observadas sobre el modelo propuesto

En la Figura 5 se observa la importancia del nitrógeno sobre la determinación del carbono orgánico en el modelo propuesto, siendo superior al 86% seguido por la arcilla y en último término por el limo con un peso inferior al 0,05%.
El modelo de random forest fue entrenado y obtuvo los siguientes parámetros:
El modelo demostró un excelente desempeño predictivo, con un valor de R2 de 0,9503, Error Absoluto Medio de 0,1111, Error Cuadrado Medio de 0,0212 y Raíz del Error Cuadrático Medio de 0,1455. El modelo fue entrenado con hiperparámetros por defecto, utilizando 100 árboles de decisión para entrenamiento en forma independiente y 42 de reproductibilidad para correr el modelo, elegido al azar por convención. Gaitan *et al.*, 2025 informan en un reciente mapa de carbono orgánico para Argentina a una profundidad de 0 a 30 cm un modelo de Random forest con R2 de 0,73 con excelente desempeño a nivel país.

587

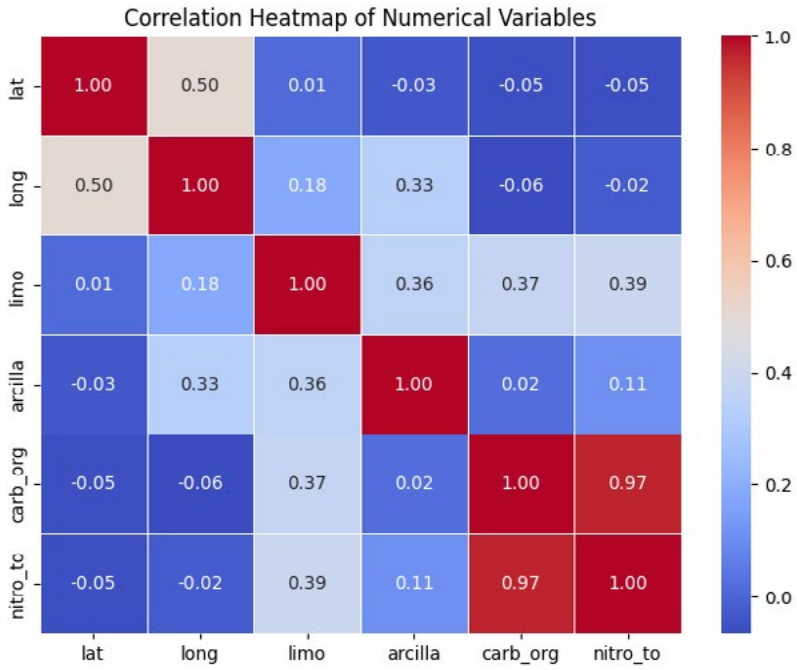


Figura 6. Mapa de calor de variables en estudio

En la figura 6 es posible apreciar las correlaciones entre las variables en estudio, destacando al nitrógeno con una correlación altamente positiva 0,97 siendo un predictor muy importante del carbono orgánico. Por otra parte, no se observan efectos de multicolinealidad entre las variables.

Métricas de evaluación del modelo:

- Error Absoluto Medio: (EAM): 0,1111
- Error Cuadrado Medio (ECM): 0,0212
- Raíz del Error Cuadrado Medio (RECM): 0,1455
- R Cuadrado (R2): 0,9503

CONCLUSIONES

El uso de Machine Learning y Random Forest permitieron generar un modelo robusto para estimar carbono orgánico en el Valle de Lerma. El modelo validado y entrenado con datos locales recientes, ofrece predicciones de carbono confiables y podría apoyar a la planificación de manejo sostenible del suelo agrícola en la región.

BIBLIOGRAFÍA

Gaitan, J. J. Peri, P. L., Barral, M. P., Accame, M. F., Adema, E., Alaggia, F. G., Albarracin, S., Cortés, D. J. A., Álvarez, C., Bacigaluppo, S., Balducci, E., Banegas, N., Barbaro, S., Behr, S., Beltrán, M. J., Benedetto, M. V., Berhongaray, G., Buduba, C., Caballero, … Ybarra, D. (2025). Modelado y cartografia del almacenamiento de carbono en los suelos de la República Argentina. 2025. Cienc. Suelo 43 (2): 268-289, 2025 https://doi.org/10.64132/cds.v43i2.920 el ISSN 1850-2067.

Heengl, T., Mendez de jesús, J., Heuvelink, G. B. M., Ruiperez Gonzalez, Ma., Kilibarda, M., Blagotic, A., Shangguan, W., Wright, M. N., Geng, X., Marschallinger, B. B., Guevara, ma. A. Vargas y R. Mac Millan, R. A. (2017). SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. DOI:10.1371/journal.pone.0169748.

CONTRIBUCIÓN DE LAS RAÍCES DE LOS CULTIVOS DE SERVICIO AL RECICLAJE DE NUTRIENTES DEL SUELO

Cafaro La Menza, F.[1, 2*], Crespo, C.[1, 2], Rodríguez, M. P.[1], Barbieri, P. A.[2, 3], Carciochi, W. D.[1, 2]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. [2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. [3]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA INTA Balcarce. *francisco.cafa@gmail.com

RESUMEN: En los sistemas agrícolas, la evaluación de los cultivos de servicio (CS) se ha centrado tradicionalmente en el aporte de la biomasa aérea, mientras que el aporte proveniente del sistema radical ha sido escasamente cuantificado. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la materia seca (MS) y los nutrientes acumulados en las raíces de CS en el sudeste bonaerense y analizar la relación raíz:aérea para MS y nutrientes. Se elaboró una base de datos integrada por experimentos realizados entre 2020 y 2023 en cinco partidos del sudeste bonaerense. Se evaluaron los CS avena (*Avena sativa* L.; Av), vicia (*Vicia villosa* Roth., Vi) y la mezcla de ambas especies (Av+Vi). Previo a la terminación de los CS, se cuantificó la MS aérea y radical (0,20 m de profundidad) y se determinó la acumulación de carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) en la biomasa. Las raíces de Vi aportaron más C (1,2 t ha^{-1}) y N (66 kg N ha^{-1}), la Av+Vi presentó mayor acumulación de P (20 kg P ha^{-1}) y S (36 kg S ha^{-1}), mientras que la Av mostró valores más bajos para todos los nutrientes evaluados. Las relaciones C:N (13:1) y C:P (158:1) en Vi indicaron mineralización neta; en Av la C:N (71:1) y C:P (346:1) mostraron inmovilización neta e intermedios en Av+Vi. Todos los CS presentaron relaciones C:S asociadas a mineralización neta (<200:1). La Vi evidenció una mayor asignación relativa de MS y nutrientes al sistema radical, la Av mostró una menor relación raíz:aérea, mientras que la Av+Vi mostró valores intermedios y más cercanos a la Av. Las raíces de los CS evaluados contribuyeron al reciclaje de nutrientes. Sin embargo, no deben considerarse un reemplazo de los fertilizantes, sino una estrategia complementaria orientada a mejorar la eficiencia y sustentabilidad de los sistemas de producción.

PALABRAS CLAVE: ciclo de nutrientes, cultivos de cobertura, sustentabilidad.

INTRODUCCIÓN

Los excesos de agua durante los barbechos invernales pueden generar pérdidas de nutrientes del suelo por lixiviación, especialmente en el caso de nutrientes móviles como el nitrógeno (N) y el azufre (S) (Gabriel et al., 2013). Además, la erosión y el escurrimiento, pueden llevar a pérdidas de nutrientes de baja movilidad como el fósforo (P). En este sentido, los cultivos de servicio (CS) actúan como “cultivos trampa” al acumular nutrientes en su biomasa y liberarlos gradualmente tras su descomposición (Cafaro La Menza y Carciochi, 2023). En general, los beneficios atribuidos a los CS se asocian principalmente con la biomasa aérea y la cobertura superficial que brindan (Pinto et al., 2021). Sin embargo, las raíces de los CS también cumplen un rol fundamental al mejorar la estructura del suelo, promover la formación de agregados y aumentar las reservas de C, N y S orgánicos (Crespo et al., 2021; Crespo et al., 2023). Por lo tanto, evaluar las características de las raíces (i.e., materia seca (MS) y nutrientes acumulados) y relacionarlas con las de la parte aérea, permitiría comprender mejor el rol de los CS en los agroecosistemas y facilitar la estimación de sus aportes de nutrientes al suelo. Sin embargo, la información sobre la cantidad de MS y nutrientes (i.e. C, N, P y S) ciclados por las raíces de los CS es aún limitada. Considerando que los CS constituyen una herramienta de manejo, cuya efectividad puede variar según el ambiente, el año y las condiciones económicas, generar información sobre sus aportes

resulta clave para mejorar la eficiencia en la toma de decisiones por parte de productores y asesores. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue cuantificar los aportes de MS y nutrientes que realizan las raíces de CS en el sudeste bonaerense y calcular la relación biomasa raíz:aérea. Se hipotetiza que las gramíneas producen mayor MS radical y exhiben relaciones C:nutriente más elevadas que leguminosas y mezclas, lo que implica una descomposición más lenta; que las leguminosas presentan mayores concentraciones de nutrientes y relaciones C:nutriente más bajas; y que las mezclas expresan valores intermedios, combinando atributos de ambos grupos vegetales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se elaboró una base de datos a partir de experimentos realizados entre los años 2020 y 2023 en los partidos de Necochea, Lobería, Tandil, Balcarce y General Pueyrredón de la provincia de Buenos Aires. Los experimentos contaban con un diseño en bloques completos aleatorizados y tres repeticiones. Las especies de CS evaluadas fueron avena (*Avena sativa* L.; Av), vicia (*Vicia villosa* Roth.; Vi) y la mezcla de ambas especies (Av+Vi). Sin embargo, no en todos los sitios se contó con todas las especies.

Las fechas de siembra de los CS variaron desde el 24 de febrero al 14 de mayo, abarcando la ventana de siembra que ofrecen las diferentes rotaciones de la región para la realización de CS. Las terminaciones fueron entre el 2 de octubre y el 15 de noviembre, previo a la siembra de los diferentes cultivos estivales. La densidad de siembra fue entre 80 y 120 kg ha^{-1} para Av, 35 kg ha^{-1} para Vi y la mezcla fue de 12 kg ha^{-1} de Av y 13 kg ha^{-1} de Vi. Las precipitaciones durante el ciclo de los CS oscilaron entre 128 y 554 mm, representando un amplio rango de condiciones hídricas.

Previo a la aplicación del herbicida para la terminación de los CS, se tomaron muestras de biomasa aérea para determinar la cantidad de MS acumulada. Para ello, se empleó un recuadro de acero de 0,25 m^{-2} que se arrojó al azar sobre las parcelas y recolectó el material dentro del mismo, cortando las plantas al ras del suelo. Al mismo momento se tomaron muestras de raíces a 0,20 m de profundidad según la metodología propuesta por Frasier et al. (2016). Las muestras de raíces fueron lavadas para separar los restos de suelo de los tejidos radiculares, luego se llevaron junto con las muestras de biomasa aérea, a estufa a 60°C para pesarlas en seco y obtener el valor de MS aérea y radical. Posteriormente, las muestras fueron molidas a 1 mm para realizar las determinaciones de C y S por la metodología de Dumas, N por el método de Kjeldahl y P por el método de digestión con ácido nítrico y perclórico. La cantidad de C, N, P y S acumulado en los tejidos se obtuvo al multiplicar su concentración por la cantidad de MS. Por último, se calculó la relación raíz:aérea de cada una de las variables.

El análisis del efecto de los CS sobre cada una de las variables estudiadas se realizó ajustando un modelo lineal de efecto fijo considerando los CS como fuente de variación. Además, se realizaron análisis estadísticos para determinar la homogeneidad de varianzas y la normalidad de los datos. Posteriormente, se realizó un análisis de la varianza para determinar si hubo efecto de alguno de los CS sobre las variables evaluadas y cuando fue necesario se realizó un test de Tukey para comparar las medias de las especies de CS (α = 0,05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la biomasa aérea, Av y la mezcla Av+Vi acumularon mayor cantidad de MS y C que la Vi, mientras que esta última presentó las mayores concentraciones y acumulaciones de N, en concordancia con su capacidad de fijación biológica (Enrico et al., 2020) (Tabla 1). La mezcla mostró valores intermedios de N, evidenciando un efecto de complementación entre especies. En cuanto al P y al S, la mezcla tendió a acumular mayores cantidades totales que los cultivos puros, aún cuando las concentraciones fueron más elevadas en la leguminosa. Las relaciones C:nutriente reflejaron estos contrastes: la Av presentó las relaciones C:N, C:P y C:S más altas, asociadas a tejidos de menor calidad y potencialmente de más lenta descomposición (Cafaro La Menza y Carciochi, 2023), la Vi exhibió las más bajas, y la mezcla Av+Vi mostró valores intermedios.

Tabla 1. Promedios (± error estándar) de materia seca (MS), concentración de carbono (Cc), nitrógeno (Nc), fósforo (Pc), azufre (Sc), acumulación de carbono (Cac) nitrógeno (Nac), fósforo (Pac), azufre (Sac) y relaciones carbono:nitrógeno (C:N), carbono:fósforo (C:P) y carbono:azufre (C:S) en la parte aérea para avena (Av), vicia (Vi) y la mezcla Av+Vi. En cada variable, letras iguales indican diferencias no significativas entre medias de CS según test de Tukey (α =0,05).

CS		Av		Vi		Av+Vi	
MS	t ha^{-1}	8,9 ± 0,5	a	5,3 ± 0,3	b	8,5 ± 0,7	a
Cc	g kg^{-1}	418 ± 2,6	a	391 ± 3,0	b	400 ± 2,7	b
Cac	t ha^{-1}	3,7 ± 0,2	a	2,1 ± 0,1	b	3,4 ± 0,3	a
Nc	g kg^{-1}	9,1 ± 1,0	b	33,7 ± 1,0	a	12,9 ± 1,1	b
Nac	kg ha^{-1}	82 ± 11,4	b	175 ± 10,2	a	107 ± 9,7	b
C:N		71 ± 10,8	a	13 ± 0,6	c	33 ± 3,0	b
Pc	g kg^{-1}	1,4 ± 0,1	b	2,8 ± 0,2	a	1,8 ± 0,1	b
Pac	kg ha^{-1}	11,4 ± 1,2	ab	10,9 ± 1,0	b	15,2 ± 1,2	a
C:P		346 ± 28	a	158 ± 10,7	b	224 ± 6,3	b
Sc	g kg^{-1}	1,9 ± 0,1	b	2,9 ± 0,2	a	3,2 ± 0,3	a
Sac	kg ha^{-1}	17,4 ± 1,6	b	12,2 ± 1,3	c	26,4 ± 2,1	a
C:S		250 ± 19	a	179 ± 12,2	b	136 ± 11,0	b

La MS radical presentó promedios de 2,6, 3,5 y 3,3 t ha^{-1} para Av, Vi y Av+Vi, respectivamente (Figura 1A). Aunque no se detectaron diferencias significativas en la cantidad de MS radical entre especies, sí se observaron contrastes en la composición química. La concentración de C en raíces fue de 206, 340 y 248 g kg^{-1}, lo que derivó en acumulaciones de 0,5, 1,2 y 0,8 t ha^{-1} para Av, Vi y Av+Vi, respectivamente (Figura 1B y C). En consecuencia, aún con similar masa radical, Vi aportó más C en los primeros 0,2 m de suelo que Av y la Av+Vi ocupó un rol intermedio.

En cuanto al N, la concentración en la fracción radical fue de 3,9, 19,1 y 8,3 g kg^{-1} para Av, Vi y Av+Vi, respectivamente (Figura 1D). Esto se tradujo en acumulaciones de 10, 66 y 25 kg N ha^{-1} (Figura 1E). La relación C:N mostró patrones consistentes con estos valores, ubicándose en 57, 19 y 35 para Av, Vi y Av+Vi, respectivamente (Figura 1F). La elevada concentración de este nutriente en Vi, junto con su gran capacidad de acumulación y la baja relación C:N que indica mineralización neta (Sievers y Cook, 2018), resalta el rol de este cultivo como fuente de N para el cultivo siguiente. Mientras que la Av se caracterizó por un menor reciclaje y mayor resistencia a la descomposición debido a su elevada relación C:N. En cambio, estas características se vieron balanceadas en la Av+Vi lo que puede generar una descomposición más lenta de las raíces que la Vi y beneficiar la liberación de este nutriente cuando el cultivo siguiente se encuentra en activo crecimiento.

La concentración de P en raíces mostró valores promedio de 0,7, 1,8 y 1,5 g kg^{-1}; la acumulación de este nutriente fue de 1,7, 4,9 y 4,5 kg ha^{-1} y las relaciones C:P alcanzaron 310, 175 y 176 para Av, Vi y Av+Vi, respectivamente (Figura 1G, H e I). Estos resultados muestran que el reciclado de este nutriente fue mayor en Vi y Av+Vi, con valores de C:P que sugieren un mayor potencial de mineralización neta (Halvin et al., 2005), en comparación con la Av.

La concentración de S en la biomasa radical promedió 2,1, 3,3 y 3,1 g kg^{-1}; la acumulación de S alcanzó 6,6, 8,3 y 9,6 kg ha^{-1} y la relación C:S se ubicó en 176, 120 y 97 para Av, Vi y Av+Vi, respectivamente (Figura 1J, K y L). Este nutriente no mostró diferencias en cuanto a su concentración y acumulación, lo que muestra una capacidad de reciclaje similar entre los CS evaluados. A pesar de que la relación C:S resultó mayor en la Av, en todos los casos sugiere mineralización neta para este nutriente (Eriksen et al., 2004).

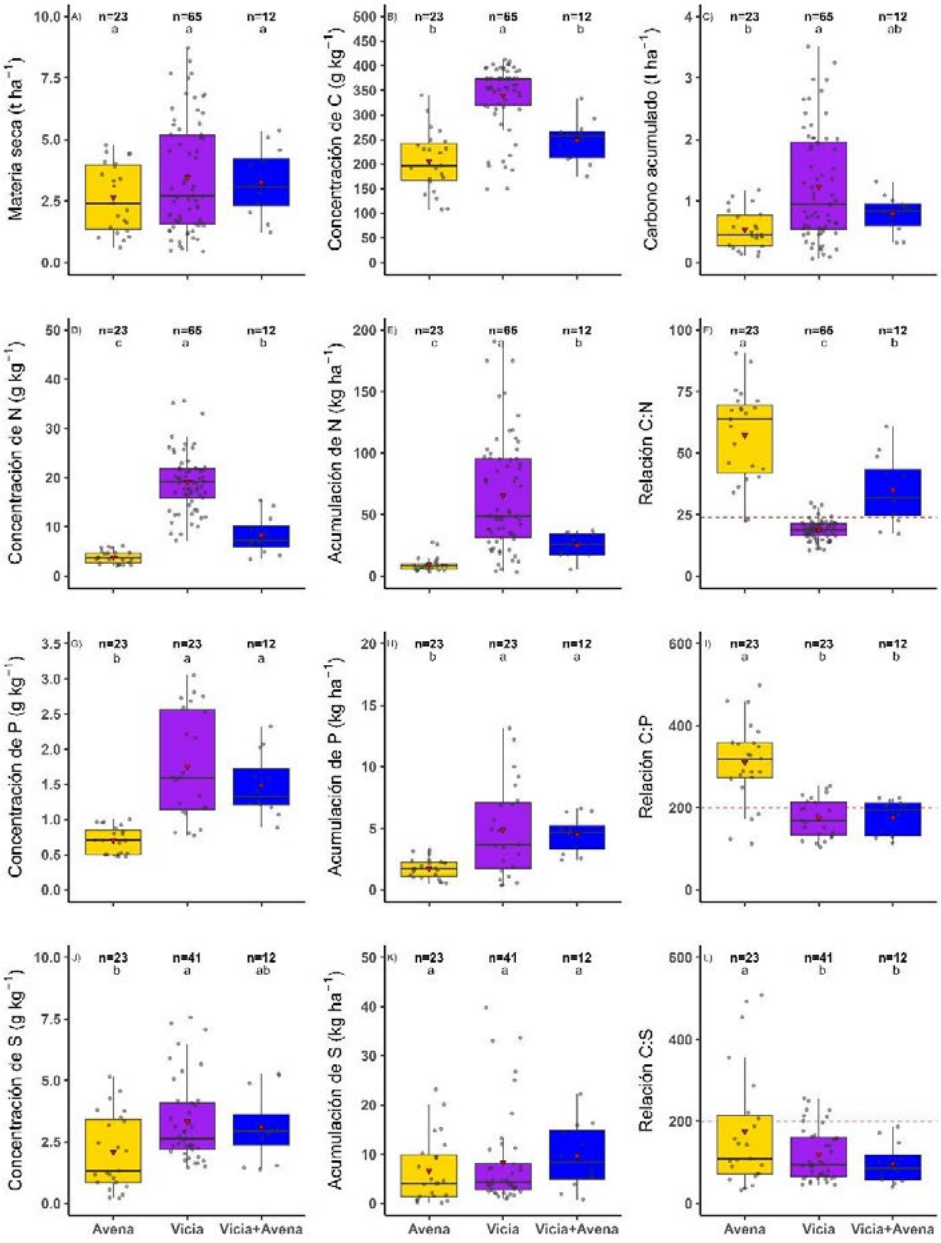


Figura 1. Panel A) Materia seca (MS) radical. Paneles B), D), G) y J) Concentración de carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S), respectivamente. Paneles C), E), H) y K) Acumulación de C, N, P y S, respectivamente. Paneles F), I) y L) Relación C:N, C:P y C:S, respectivamente. Todos los valores corresponden al momento de terminación de los cultivos de servicio (CS) hasta los 0,20 m de profundidad. Las cajas representan los percentiles 5 y 95 (bigotes), y percentiles 25 (límite inferior de la caja) y 75 (límite superior de la caja). La línea negra dentro de las cajas representa la mediana y el triángulo rojo la media. Las líneas rojas discontinuas en paneles F, I y L indican los umbrales por debajo de los cuales es probable que ocurra mineralización para las relaciones C:N, C:S y C:P, respectivamente (Eriksen et al., 2004; Halvin et al., 2005; Sievers and Cook, 2018). En cada panel, letras iguales indican diferencias no significativas entre medias de CS según test de Tukey (α =0,05).

Considerando el aporte de C al sistema y los nutrientes reciclados en promedio por cada CS (parte aérea + radical), la Av aportó 4,2 t ha^{-1}, la Vi 3,3 t ha^{-1} y la Av+Vi 4,2 t ha^{-1}. En el caso del N, Av acumuló 92 kg ha^{-1}, Vi 241 kg ha^{-1} y la mezcla Av+Vi 132 kg ha^{-1}. Para el P, Av recicló 13,1 kg ha^{-1}, Vi 15,8 kg ha^{-1} y Av+Vi 19,7 kg ha^{-1}. En cuanto al S, la Av recicló 24,0 kg

ha^{-1}, Vi 20,5 kg ha^{-1} y Av+Vi 36,0 kg ha^{-1}. Estos valores de nutrientes resultan de la absorción de N, P y S del suelo y/o fertilizantes, y la fijación biológica de N en la Vi. Por lo tanto, es importante resaltar que estos valores son orientativos y que pueden variar de acuerdo a la nutrición que tengan los CS, las condiciones meteorológicas de la campaña y la competencia de malezas que tengan. El manejo de las fechas de siembra y terminación, así como la correcta elección de la densidad de siembra y el control adecuado de malezas previo a la siembra de los CS, son decisiones que deben tomarse con extrema atención para lograr un adecuado crecimiento de los CS y el reciclado de los nutrientes.

A diferencia de la biomasa aérea, las raíces permanecen en contacto directo con el suelo, lo que favorece su descomposición y el reciclaje de nutrientes. En el sudeste bonaerense, donde los residuos rara vez se incorporan mecánicamente, como sí ocurre en otras regiones del mundo, los aportes subterráneos adquieren especial relevancia. El conocer cómo afectará la dinámica de los nutrientes el aporte de las raíces y la parte aérea en conjunto, permite mejorar la toma de decisiones sobre en el manejo a seguir en el sistema de producción. Estos resultados confirman el potencial de los CS de actuar como cultivos trampa y evitar pérdidas de N por lavado durante el periodo invernal. Además, considerando que en promedio 60% del N de la Vi proviene de la fijación biológica de N (Enrico et al., 2020), pueden estimarse relevantes ingresos de N al sistema (en promedio 145 kg N ha^{-1}), mientras que el 40% restante (96 kg N ha^{-1}) es N que se recicla. Sin embargo, no debe considerarse a los CS como una herramienta para reemplazar a los fertilizantes, sino una como estrategia de manejo para mejorar la sustentabilidad del sistema de producción mediante el reciclado de nutrientes.

El P reciclado por los CS constituye un aporte estratégico para los cultivos estivales, especialmente en sistemas donde la reposición mediante fertilización suele ser baja. Sin embargo, en sistemas con valores bajos a intermedios de P disponible, los CS pueden disminuir la disponibilidad para el cultivo siguiente. Por lo tanto, resulta importante cuidar este nutriente en los suelos y aprovechar cada oportunidad que se tenga para reponerlo, ya que el costo de los fertilizantes es cada vez mayor.

Por último, los resultados nos indican que estos CS son capaces de reciclar una importante cantidad de S y que este estaría disponible en el corto plazo dado que los CS evaluados mostraron baja relación C:S, pudiendo aportar al cultivo siguiente la dosis mínima de S requerida en situaciones de deficiencia en los cultivos extensivos en la región pampeana (~15 kg ha^{-1}) (Carciochi et al., 2015).

Los valores promedio de la relación raíz:aérea muestran diferencias claras entre los cultivos puros y la mezcla (Tabla 2). La Vi presentó las relaciones raíz:aérea más altas en todas las variables evaluadas (MS, Cac, Nac, Pac y Sac), indicando una mayor asignación de biomasa y nutrientes hacia el sistema radical. En contraste, la Av exhibió las relaciones más bajas, lo que sugiere una estrategia más orientada al crecimiento aéreo. La Av+Vi mostró, en general, valores intermedios entre ambas especies para Nac y Pac, pero presentó valores similares al de Av en el resto de las relaciones. Estos resultados indican que la composición específica del cultivo influye fuertemente en la distribución de biomasa y nutrientes dentro de las plantas, y que la presencia de Vi en mezcla tiende a incrementar la inversión relativa en raíces respecto de Av sola, aunque sin alcanzar los valores observados en el monocultivo de Vi en algunas variables.

No obstante, estos valores podrían estar parcialmente influenciados por la presencia de raíces remanentes de cultivos previos, dado que no se incluyó un tratamiento con suelo en barbecho para su cuantificación; en futuras investigaciones, esta limitación podría abordarse incluyendo un tratamiento con suelo en barbecho y descontar este valor a cada CS o tal vez mediante el uso de metodologías moleculares que permitan identificar genes específicos de cada especie y estimar indirectamente la proporción de raíces correspondiente a los cultivos en estudio.

Tabla 2. Promedios (± error estándar) de relación raíz:aérea para materia seca MS, carbono acumulado (Cac), nitrógeno acumulado (Nac), fósforo acumulado (Pac) y azufre acumulado (Sac) para los cultivos de servicio (CS): avena (Av), vicia (Vi) y Av+Vi. En cada variable, letras iguales indican diferencias no significativas entre medias de CS según test de Tukey (α =0,05).

CS	MS		Cac		Nac		Pac		Sac	
Av	0,32 ± 0,03	b	0,16 ± 0,02	b	0,21 ± 0,03	b	0,19 ± 0,02	b	0,40 ± 0,07	b
Vi	0,67 ± 0,05	a	0,61 ± 0,05	a	0,40 ± 0,03	a	0,56 ± 0,11	a	0,67 ± 0,07	a
Av+Vi	0,40 ± 0,05	b	0,25 ± 0,03	b	0,26 ± 0,04	ab	0,31 ± 0,03	ab	0,39 ± 0,08	b

CONCLUSIONES

Las raíces de los CS contribuyeron de manera significativa al aporte de MS y al reciclaje de nutrientes, con claras diferencias entre Av, Vi y su mezcla. La hipótesis planteada se rechaza parcialmente, dado que la MS radical no mostró diferencias entre los CS. La Vi presentó una mayor asignación relativa al sistema radical y relaciones C:nutriente más bajas, lo que favoreció la descomposición y un mayor aporte de N al cultivo siguiente. Sin embargo, la concentración de S no difirió entre CS y la de P fue similar a la de la mezcla. En contraste, la Av mostró una menor relación raíz:aérea y tejidos de mayor relación C:nutriente, asociados a una liberación más lenta de nutrientes. La mezcla Av+Vi exhibió valores intermedios y más similares a la Av de relación raíz:aérea y calidad de residuos, integrando los atributos de ambas especies.

BIBLIOGRAFÍA

Cafaro La Menza, F., y Carciochi, W. D. (2023). Catch crops in the Argentinean Pampas: a synthesis-analysis on nutrient characteristics and their implications for a sustainable agriculture. *Frontiers in Agronomy*, *5*, 1244057.

Carciochi, W., Divito, G., Reussi, N., y Echeverría, H. (2015). Las mejores prácticas de manejo de la fertilización azufrada en cultivos extensivos. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, 20, 2-6.

Crespo, C., Carciochi, W. D., Cuervo, M., Monacchi, E., Commatteo, J. G., y Barbieri, P. (2023). Short-Term Effects of Cover Crops on Soil Physical, Chemical, and Biological Properties in the Southeastern Argentinean Pampas. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *54*(15), 2145-2156.

Crespo, C., Wyngaard, N., Rozas, H. S., Barbagelata, P., Barraco, M., Gudelj, V., y Barbieri, P. (2021). Improving soil organic nitrogen and sulfur pools by cover cropping and crop fertilization in soybean-based cropping systems. *Soil and Tillage Research*, *213*, 105138.

Enrico, J. M., Piccinetti, C. F., Barraco, M. R., Agosti, M. B., Eclesia, R. P., y Salvagiotti, F. (2020). Biological nitrogen fixation in field pea and vetch: Response to inoculation and residual effect on maize in the Pampean region. *European Journal of Agronomy*, *115*, 126016.

Eriksen, J., Thorup-Kristensen, K., and Askegaard, M. (2004). Plant availability of catch crop sulfur following spring incorporation. J. Plant Nutr. Soil Sci. 167, 609–615. doi: 10.1002/jpln.200420415

Frasier, I., Noellemeyer, E., Fernández, R., y Quiroga, A. (2016). Direct field method for root biomass quantification in agroecosystems. *MethodsX*, *3*, 513-519.

Gabriel, J. L., Garrido, A., and Quemada, M. (2013). Cover crops effect on farm benefits and nitrate leaching: Linking economic and environmental analysis. Agric. Syst. 121, 23–32. doi: 10.1016/j.agsy.2013.06.004

Halvin, J. L., Beaton, J. D., Tisdale, S. L., and Nelson, W. (2005). Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management. 7th ed (New Jersey: Pearson Educational, Inc., Upper Saddle River).

Pinto, P., Rubio, G., Gutiérrez, F., Sawchik, J., Arana, S., y Piñeiro, G. (2021). Variable root: shoot ratios and plant nitrogen concentrations discourage using just aboveground biomass to select legume service crops. *Plant and Soil*, *463*, 347-358.

Sievers, T., and Cook, R. L. (2018). Aboveground and root decomposition of cereal rye and hairy vetch cover crops. Soil Sci. Soc Am. J. 82, 147–155. doi:10.2136/sssaj2017.05.0139

DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS DE VICIA Y LIBERACIÓN DE NITRÓGENO: COMPARACIÓN DE METODOLOGÍAS

Cafaro La Menza, F.[1, 2*], Rodríguez, M. P.[1], Raggio, H.[1], Barbieri, P. A.[2, 3], Carciochi, W. D.[1, 2]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. [2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA INTA Balcarce. *francisco.cafa@gmail.com

RESUMEN: La dinámica de descomposición de los residuos de cultivos de servicio (CS) determina la provisión de servicios ecosistémicos. Por ello, es necesario contar con metodologías prácticas y confiables para estimar la tasa de descomposición de la materia seca (MS) y de la liberación de nutrientes desde CS. El objetivo fue comparar la descomposición de la MS y la liberación de N de residuos de vicia mediante las técnicas de bolsa de red (BR) y medición directa (MD). Se realizaron dos ensayos en Balcarce, generando un amplio rango de acumulación de MS y N a partir de la combinación de distintas fechas de siembra y terminación. Para BR se emplearon bolsas de malla ubicadas sobre la superficie del suelo y recolectadas en diferentes estadios del cultivo comercial; en MD, los residuos remanentes se recolectaron en las mismas fechas mediante un recuadro de 0,25 m^2. Considerando todos los tratamientos se ajustó un modelo exponencial simple negativo al conjunto de datos de cada metodología y para comparar los modelos se realizó un test F con un nivel de significancia del 5%. En promedio de ambas campañas, la MS acumulada fue de 5088 kg ha^{-1} y el N acumulado de 189 kg ha^{-1}. La dinámica de descomposición de la MS y liberación de N presentó un patrón similar entre ambas metodologías. Sin embargo, los resultados mostraron que la BR estimó mayores tasas de descomposición (0,011 vs. 0,008 $día^{-1}$) y liberación de N (0,020 vs. 0,014 $día^{-1}$) que la MD. La comparación de lo cuantificado por ambas metodologías permitió conocer la magnitud de esta sobreestimación y corregir los valores de BR para representar lo determinado por MD. Se concluye que BR puede utilizarse para estimaciones relativas, con la posibilidad de establecer un ajuste que aproxime sus valores a los obtenidos mediante MD.

PALABRAS CLAVE: biomasa, bolsa de red, medición directa.

INTRODUCCIÓN

La tasa de descomposición de los residuos de los cultivos de servicio (CS) determina la duración de su cobertura sobre el suelo y la capacidad de brindar servicios como el control de la erosión, la supresión de malezas, la liberación de nutrientes y la reducción de la evaporación del agua del suelo (Cafaro La Menza y Carciochi, 2023). Por ello, es necesario contar con metodologías prácticas y confiables para estimar la tasa de descomposición de la materia seca (MS) y de la liberación de nutrientes desde los residuos de CS. La técnica de la bolsa de red (BR) es de las más empleadas para evaluar la dinámica de descomposición de residuos vegetales (Sievers y Cook, 2018). Consiste en colocar una cantidad conocida de material vegetal en BR que se disponen sobre el suelo y se recolectan a distintos intervalos de tiempo. Sin embargo, su validez ha sido cuestionada, ya que implica alterar la posición natural de los residuos y restringe el ingreso de la fauna edáfica a los residuos, lo cual reduce su descomposición (Xie, 2020). En cambio, la técnica de medición directa (MD) consiste en recolectar, en distintos momentos, el material remanente de una superficie conocida (Teasdale et al., 2008). Los residuos permanecen en su posición original hasta el momento de cada muestreo, reflejando así la descomposición real del sistema. La alteración o pérdida asociada a esta medición puede relacionarse a la acción del viento o el

desplazamiento de material por escorrentía. En este sentido, la técnica BR parece ser válida para comparar la descomposición relativa entre residuos, pero la descomposición absoluta que en realidad sucede, a no ser que se conozca la diferencia entre estas técnicas y se puedan extrapolar los resultados de la BR a la descomposición real. Hasta el momento, no se dispone con trabajos que comparen la técnica BR con la descomposición de la MS y liberación de nitrógeno (N) de residuos de vicia (*Vicia villosa* Roth.) determinadas mediante MD. El objetivo de este trabajo fue comparar la estimación de la descomposición de la MS y la liberación de N de residuos de vicia mediante las técnicas de BR y MD. Se plantea la hipótesis de que la técnica de BR subestima la tasa de descomposición y la liberación de N con respecto a la MD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del experimento

Se llevaron a cabo dos ensayos en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce (37° 45' 44'' S, 58° 18' 22'' O). El primero durante la campaña 2020/21 y el segundo durante la campaña 2022/23. Los experimentos se realizaron bajo siembra directa y en secano. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados y tres repeticiones con arreglo en parcelas divididas (la unidad experimental fue 5 m de ancho por 10 m de largo). Los tratamientos surgieron de la combinación de dos factores: la fecha de siembra de la vicia, que presentó dos niveles en ambas campañas, y la terminación del cultivo de vicia, que presentó tres niveles en la campaña 2020/21 y dos niveles en la campaña 2022/23. La siembra de vicia se realizó el 16/3 y 13/5 para la campaña 2020/21 y el 4/4 y 29/4 para la campaña 2022/23. La variedad utilizada fue Ascasubi INTA, a una densidad de 55 plantas m^{-2} y fue inoculada manualmente al momento de la siembra con *Rhizobium leguminosarum* biovar *viciae*. Las fechas de terminación fueron 13/10, 2/11 y 9/11 para la campaña 2020/21 y 3/10 y 20/10 para la 2022/23. La terminación se realizó mediante secado químico aplicando 3 kg i.a. ha^{-1} de glifosato. En la campaña 2020/21, el cultivo comercial fue soja, sembrada el 26/11 con una distancia entre hileras de 0,35 m y una densidad de 30 plantas m^{-2}. En la campaña 2022/23, el cultivo comercial fue maíz, sembrado el 4/11, con una distancia entre hileras de 0,52 m y una densidad de 6 plantas m^{-2}.

Condiciones meteorológicas durante los experimentos

Durante el período de crecimiento de la vicia (marzo-noviembre), la campaña 2020/21 registró precipitaciones 32% superiores y una temperatura 3 % mayor respecto de los valores históricos (Tabla 1). En contraste, la campaña 2022/23 se caracterizó por precipitaciones 16% inferiores y una temperatura 10% superior que sus respectivos valores de referencia. Considerando el ciclo del cultivo comercial (noviembre-mayo), la campaña 2020/21 mostró precipitaciones 16% por debajo del promedio histórico, mientras que en 2022/23 fueron 31% superiores y ambas campañas se desarrollaron bajo temperaturas mayores que las históricas.

Tabla 1. Precipitación (PP) y temperatura media (Tm) del aire durante el periodo de los experimentos en las campañas 2020/21 y 2022/23, junto con el valor histórico para el mismo periodo.

Campaña	PP	1991-2020	PP	1991-2020	Tm	1991-2020	Tm	1991-2020
	Mar-Nov		Nov-May		Mar-Nov		Nov-May	
2020/21	600	454	443	529	12,1	11,7	18,5	17,2
2022/23	381		692		12.9		17,6	

Mediciones a campo

Para ambas técnicas (i.e. MD y BR), en cada momento de terminación de la vicia se arrojó al azar sobre la parcela un recuadro de 0,25 m^2 y se recolectó la biomasa contenida a través de un corte al ras del suelo (dos muestras por parcela, 0,50 m^{-2} total) para determinar la biomasa aérea acumulada. Para la técnica BR se utilizaron bolsas de 0,20 x 0,30 m y 2 mm de apertura de malla. Dentro de las mismas se colocaron en cada momento de terminación

muestras de residuo fresco (200 g en 2020/21 y 50 g en 2022/23) y se ubicaron sobre la superficie del suelo en el entresurco del cultivo de cosecha, en parcelas que no recibieron fertilización nitrogenada durante el ciclo del cultivo siguiente y ancladas con dos estacas de metal para asegurar el contacto entre el residuo y el suelo. En la primera campaña, en cada momento de terminación, se colocaron cinco bolsas por parcela, las que fueron retiradas en distintos estadios de la soja: siembra, V_2, V_6, R_4 y R_7 (Fehr et al., 1971). En la segunda campaña, se colocaron 12 bolsas por parcela, las que fueron retiradas de a dos (2 bolsitas por momento por parcela): a la siembra del maíz, en V_6, V_{12}, R_1, R_3 y R_6 (Ritchie, 2005). Para el MD, se recolectó en los mismos estadios que en BR los residuos remanentes de vicia sobre la superficie del suelo empleando un recuadro de 0,25 m^2. En cada fecha de muestreo, incluida la terminación de la vicia, los residuos de ambas metodologías se secaron en estufa a 60°C hasta peso constante, se pesaron para determinar la cantidad de MS. Los residuos secos fueron molidos y se les determinó en laboratorio su concentración de N por digestión con ácido sulfúrico, destilación y titulación mediante el método Kjeldahl (McKenzie y Wallace, 1954).

Cálculos y análisis estadístico

Para este trabajo se tomaron los datos de ambas campañas, considerando todos los tratamientos y repeticiones. Para analizar la dinámica de descomposición de la MS y de liberación de N desde los residuos de vicia se ajustó un modelo exponencial simple negativo ($Y=Y_0e^{-kt}$) al conjunto de datos de cada metodología. Donde "Y" representa la cantidad de residuo o nutriente remanente (kg ha^{-1}) luego de un periodo de tiempo "t" (días), "Y_0" es la cantidad inicial de residuo o nutriente (kg ha^{-1}) y "k" es la tasa de descomposición o liberación del nutriente (kg ha^{-1} $día^{-1}$). Para poder comparar los parámetros "k" de cada modelo, se asumió una misma ordenada al origen (valor promedio de MS y N acumulado al momento de terminación) y se realizó un test F con un nivel de significancia del 5%. A partir de las estimaciones de los modelos con sus respectivas tasas, se calculó la degradación y liberación diaria de MS y N (desde el día 0 al 225), respectivamente, como la diferencia en el valor de cada variable entre el día t y el día t-1. Luego se ajustó un modelo de regresión lineal entre ambos métodos y para cada variable (MS degradada y N liberado), con el objetivo de obtener un factor de conversión entre ambos métodos. Además, se calcularon los intervalos de confianza para la pendiente y la ordenada al origen para comparar con la línea 1:1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones meteorológicas contrastantes entre campañas proporcionaron un marco ambiental robusto para evaluar los métodos. Por otra parte, los diferentes tratamientos de fechas de siembra y terminación de vicia permitieron abarcar un amplio rango de producción de MS y acumulación de N. En la campaña 2020/21, la MS de vicia acumulada al momento de terminación varió desde 1267 a 7733 kg ha^{-1} y el N acumulado entre 62 y 301 kg ha^{-1}, mientras que en la campaña 2022/23 la MS varió desde 3200 a 10467 kg ha^{-1} y el N acumulado entre 123 y 333 kg ha^{-1} (Figura 1A y 2A). En promedio de ambas campañas, la MS acumulada fue de 5088 kg ha^{-1} y el N acumulado de 189 kg ha^{-1}.

La dinámica de descomposición de la MS presentó un patrón similar entre ambas metodologías, sin embargo, las tasas de descomposición resultaron diferentes (p-valor = 0,001). La MD registró una tasa de 0,008 kg MS $día^{-1}$, mientras que la técnica de BR fue 0,011 kg MS $día^{-1}$ (Figura 1A). La relación entre la tasa "k" de degradación de la MS estimada por MD y BR indica que por cada 1 kg MS ha^{-1} $día^{-1}$ medido por BR se degradaron 0,64 kg MS ha^{-1} $día^{-1}$ por MD (Figura 1B). El intervalo de confianza para la pendiente no incluye al 1 (0,63 - 0,65) y el de la ordenada al origen no incluye al 0 (5,15 - 5,54 kg MS ha^{-1} $día^{-1}$). Esto indica que la BR debe calibrarse para ser utilizada como método para estimar la degradación "real" de la MS. La comparación con la línea 1:1 nos muestra que a tasas mayores a 17 kg MS ha^{-1} $día^{-1}$, estimadas por BR, se produce una sobreestimación de la degradación por este método. Sin embargo, cuando las tasas resultaron menores a 17 kg MS ha^{-1} $día^{-1}$, BR subestimó la degradación de la MS determinada con MD.

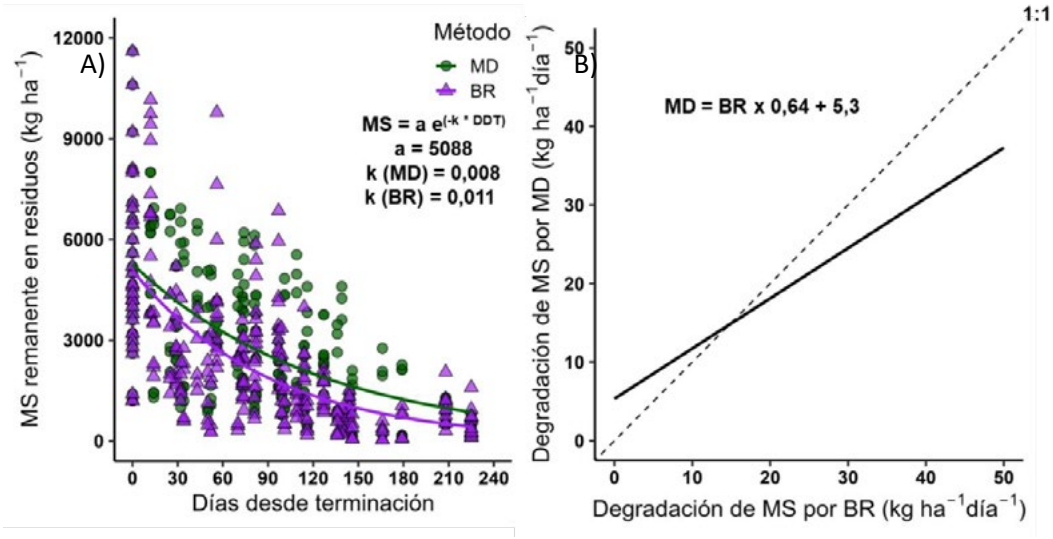


Figura 1. A) Materia seca (MS) remante en residuos de vicia en función de los días desde la terminación para el método de medición directa (MD) y de bolsa de red (BR). B) Comparación entre las estimaciones de degradación de MS obtenidas mediante MD y BR. MS = a $e^{(-k * DDT)}$, donde "MS" es la cantidad de residuo remanente (kg ha^{-1}) luego de un periodo de tiempo "DDT" (días desde terminación), "a" es la cantidad inicial de residuo (kg ha^{-1}) y "k" es la tasa de descomposición (kg ha^{-1} $día^{-1}$).

En el caso de la liberación de N, ambas metodologías mostraron nuevamente un comportamiento similar y con tasas de liberación diferentes: 0,014 $día^{-1}$ para la MD y 0,020 $día^{-1}$ para la BR (Figura 2A). La comparación entre las estimaciones generadas por ambos métodos reveló una pendiente igual a 0,74 y una ordenada al origen de 0,2. Nuevamente, los intervalos de confianza para la pendiente (0,73 – 0,75) y la ordenada al origen (0,18 – 0,21) no incluyeron al 1 ni al 0, indicando que se requiere conocer el factor de conversión para medir la liberación absoluta de N en residuos de vicia. A igual que la degradación de la MS, la liberación de N estaría sobrestimada por BR, en este caso, en la mayor parte del rango de estudio (Figura 2B).

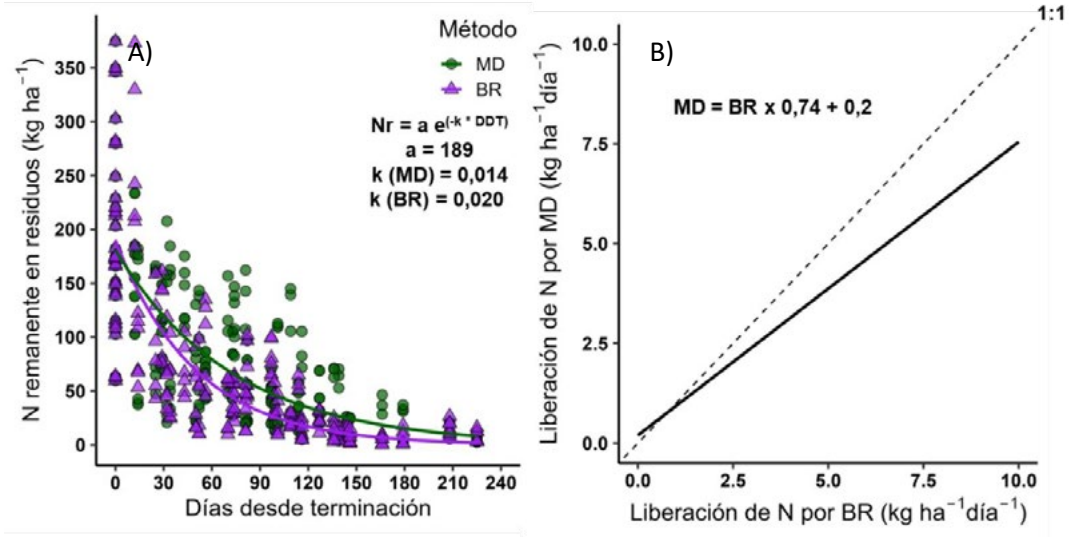


Figura 2. A) Nitrógeno remante en residuos de vicia en función de los días desde la terminación para el método de medición directa (MD) y de bolsa en red (BR). B) Comparación entre las estimaciones de liberación de N obtenidas mediante MD y mediante BR. Nr = a $e^{(-k * DDT)}$, donde "Nr" representa la cantidad de N remanente (kg ha^{-1}) luego de un periodo de tiempo "DDT" (días desde terminación), "a" es la cantidad inicial de N (kg ha^{-1}) y "k" es la tasa de liberación del N (kg ha^{-1} $día^{-1}$).

Los resultados obtenidos rechazan la hipótesis planteada, ya que la comparación entre estimaciones reveló que la técnica de BR produjo tasas de degradación de MS y liberación de N superiores a las de la MD. Este comportamiento confirma que la BR sobreestima la descomposición absoluta de la MS y la liberación de N. Sin embargo, su uso no debe dejarse de considerar ya que la comparación entre métodos nos permitió conocer la magnitud de la sobrestimación en estos ambientes. Además, el rango amplio de tratamientos y condiciones meteorológicas podría ser suficiente para corregir los datos en ambientes similares a los evaluados, aunque esta relación debe validarse con un conjunto de datos independiente.

El tamaño de las bolsas, la apertura de malla y la cantidad de material incorporado se mantuvieron dentro de los rangos óptimos reportados previamente para esta metodología (Xie, 2020). Además, en este estudio se utilizó material vegetal fresco recién cortado, lo que representa una mejora metodológica relevante frente a trabajos que emplean material previamente secado (Sievers and Cook, 2018). El uso de material seco modifica la humedad inicial del residuo, acelera artificialmente la descomposición e introduce un sesgo respecto de la condición real del momento de terminación. Sin embargo, el uso de material fresco también muestra otro problema frecuente, cuando se emplea secado químico para la terminación del cultivo, la senescencia puede demorarse algunos días, durante los cuales las plantas pueden continuar creciendo a tasas reducidas. Este retraso afecta particularmente a las primeras fechas de muestreo de MD, donde el residuo aún no refleja plenamente las condiciones de descomposición post terminación. La BR, en cambio, comienza a registrar el proceso desde el primer momento con material fresco que ya no continúa creciendo y permanece en contacto inmediato con el suelo. Estas cuestiones metodológicas podrían explicar la sobreestimación en la degradación y liberación de N por parte de BR a tasas superiores a 17 kg ha^{-1}.

En la técnica de BR, las bolsas se ubicaron exactamente en el lugar donde se cortó el material que luego se incorporó en ellas, conservando las condiciones edáficas originales y asegurando que la descomposición ocurriera en el mismo ambiente donde se acumuló la biomasa. En cambio, en la MD, cada muestreo requiere juntar el residuo en un sitio distinto, lo que puede incrementar la variabilidad cuando no se incluyen suficientes submuestras. Asimismo, la posición inicial de los residuos difiere entre métodos. En BR el material entra en contacto inmediato con el suelo (aunque separado por la malla de red), mientras que en MD los residuos permanecen erectos durante los primeros días hasta que caen naturalmente o por acción de la maquinaria de siembra del cultivo siguiente, lo que puede retrasar el inicio efectivo de la descomposición de todo el material. Esta diferencia metodológica explica, en parte, la sobrestimación observada en BR cuando se la compara con MD.

También es necesario considerar las implicancias operativas. La MD exige un muestreo destructivo y meticuloso en cada fecha, más tiempo de trabajo y mayor cantidad de material. Además, presenta mayor riesgo de recolectar residuos previos o partículas de suelo, especialmente en leguminosas cuya descomposición rápida dificulta su identificación. La BR, en cambio, concentra el esfuerzo de recolección del material al momento de terminación y permite posteriormente recolectar una muestra de forma rápida, precisa y con menor riesgo de errores de identificación y contaminación con otros vegetales y partículas de suelo. Sin embargo, ambas técnicas pueden sufrir contaminación con suelo durante eventos de lluvia, durante la recolección del material, por fauna silvestre o la maquinaria de trabajo, lo que puede aumentar el peso aparente del residuo seco y modificar la concentración de nutrientes. Este problema afecta por igual a las dos metodologías, y en ambos casos puede subsanarse mediante la determinación de cenizas totales en la muestra, corrigiendo así el peso real del material vegetal.

Finalmente, la BR presenta una ventaja adicional en ambientes con vientos intensos o riesgo de erosión hídrica, donde los residuos libres sobre el suelo pueden desplazarse, redistribuirse o perderse parcialmente, generando cambios en la cantidad de biomasa remanente cuando se emplea MD. La BR, al permanecer anclada al suelo, permite

mantener estable la ubicación del material y capturar de forma más precisa la evolución temporal de la descomposición. Sin embargo, esto no reflejaría lo que realmente está ocurriendo en el sistema, sobreestimando lo que en realidad sucede. Si bien la BR puede estar expuesta a daños por fauna silvestre o roedores, lo que exige un mayor número de repeticiones iniciales, los resultados de este estudio muestran que, bajo las condiciones evaluadas, la técnica ofrece una gran capacidad para cuantificar la descomposición relativa y absoluta de los residuos de vicia. No obstante, es necesario validar su desempeño en ambientes con condiciones climáticas distintas para ampliar su aplicabilidad.

Los CS representan una práctica con múltiples beneficios agronómicos y ambientales que puede integrarse en distintos sistemas productivos (Carciochi et al., 2024). Sin embargo, su conveniencia y efectividad dependen de las condiciones ambientales y de los objetivos de cada sistema o rotación, por lo que su implementación requiere una adecuada planificación y ajuste a cada contexto. En este sentido, generar y difundir conocimiento sobre su desempeño en diversas situaciones resulta esencial para mejorar la toma de decisiones de productores y asesores favoreciendo una adopción más eficiente y estratégica de esta herramienta. La BR resulta una herramienta robusta y práctica para el monitoreo de la dinámica de residuos en sistemas agrícolas.

CONCLUSIONES

Las tasas de descomposición de MS y liberación de N fueron diferentes entre la MD y la BR. A igualdad de tiempo la BR estimó menores cantidades remanentes de residuos y mayor liberación de N que la MD. Se concluye que, en los ambientes evaluados, la técnica de BR puede utilizarse para estimaciones relativas, con la posibilidad de establecer un ajuste que aproxime sus valores a los obtenidos mediante MD.

600

BIBLIOGRAFÍA

Cafaro La Menza, F.y Carciochi, W. D. (2023). Catch crops in the Argentinean Pampas: A synthesis-analysis on nutrient characteristics and their implications for a sustainable agriculture. 5, 1244057. https://doi.org/10.3389/fagro.2023.1244057

Carciochi, W. D., Gabriel, J. L.y Wyngaard, N. (2024). Editorial: Cover crops and green manures: providing services to agroecosystems. Frontiers in Soil Science, 4, 1518511. https://doi.org/10.3389/fsoil.2024.1518511

Fehr, W. R., Caviness, C. E., Burmood, D. T.y Pennington, J. S. (1971). Stage of Development Descriptions for Soybeans, Glycine Max (L.) Merrill. Crop Science, 11(6), cropsci1971.0011183X001100060051x. https://doi.org/10.2135/cropsci1971.0011183X001100060051x

McKenzie, H. A.y Wallace, H. S. (1954). The Kjeldahl determination of Nitrogen: A critical study of digestion conditions-Temperature, Catalyst, and Oxidizing agent. Australian Journal of Chemistry, 7(1), 55–70. https://doi.org/10.1071/ch9540055

Ritchie, S. W. (2005). How a corn plant develops (Issue 48). Iowa State University of Science and Technology, Cooperative Extension Service.

Sievers, T.y Cook, R. L. (2018). Aboveground and Root Decomposition of Cereal Rye and Hairy Vetch Cover Crops. Soil Science Society of America Journal, 82(1), 147–155. https://doi.org/10.2136/sssaj2017.05.0139

Teasdale, J. R., Abdul-Baki, A. A. y Bong Park, Y. (2008). Sweet corn production and efficiency of nitrogen use in high cover crop residue. Agronomy for Sustainable Development, 28(4), 559–565. https://doi.org/10.1051/agro:2008029

Xie, Y. (2020). A meta-analysis of critique of litterbag method used in examining decomposition of leaf litters. Journal of Soils and Sediments, 20(4), 1881–1886. https://doi.org/10.1007/s11368-020-02572-9

UMBRALES CRÍTICOS DE BORO EN SUELO Y HOJA EN EL CULTIVO DE PAPA

Cassino, N.[1*], Giletto, C. M.[1], Silva, S. E.[1], Rodriguez, S.[1], Laborde Amador, J. C.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta Nacional 226, km 73,5 (7620), Balcarce, Prov. de Buenos Aires, Argentina; * mcassino@mdp.edu.ar

RESUMEN: la disminución de la materia orgánica en los suelos del Sudeste Bonaerense ha reducido la disponibilidad de boro (B), nutriente esencial para el cultivo de papa. El objetivo de este estudio fue determinar los umbrales críticos de B extractable con acetato de amonio (B-AcNH$_4$) y de B en hoja (B$_h$) para predecir la respuesta del cultivo a la fertilización con este micronutriente. Se realizaron ensayos a campo en lotes de producción durante cinco campañas (2016/17, 2018/19, 2019/20, 2023/24 y 2024/25), y se evaluaron las variedades Innovator y Spunta. Los tratamientos incluyeron un testigo sin fertilizar y aplicaciones foliares de 150 y 300 g B ha^{-1}. Se determinó el rendimiento, concentración de materia seca (MS), concentración de B en hoja a los 70 ddp (B$_h$) y en tubérculos a la cosecha (B$_t$), y el B acumulado en los tubérculos (B$_{tac}$), para cada variedad, campaña y tratamiento. En Innovator, la fertilización con B incrementó el rendimiento (+19%), la B$_t$ (+21%), el B$_{tac}$ (+51%), y la B$_h$ (+20%). En Spunta, la respuesta en rendimiento fue menor, aunque se registraron incrementos significativos en MS (+4%), B$_t$ (+46%), B$_{tac}$ (+53%) y B$_h$ (+40%). Al relacionar el rendimiento relativo en función del B-AcNH$_4$ y de la B$_h$, los umbrales críticos determinados fueron 1,13 mg kg^{-1} y 64 mg kg^{-1}, respectivamente; por debajo de los cuales es probable encontrar respuesta del cultivo a la fertilización con B.

PALABRAS CLAVE: nivel crítico, micronutriente, fertilización.

INTRODUCCIÓN

El cultivo de papa (*Solanum tuberosum* ssp. *tuberosum*) es uno de los principales cultivos a nivel mundial. En Argentina se cultivan aproximadamente 80.000 ha, con una producción cercana a 2.900.000 Mg (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca [MAGyP], 2021). El Sudeste Bonaerense (SEB) constituye una de las principales regiones productoras del país, concentrando cerca de 33.000 ha destinadas a papa para consumo fresco e industrial (Argenpapa, 2018) y alcanzando un rendimiento promedio de 50 Mg ha^{-1} (Caldiz, 2007). La intensificación agrícola bajo labranza convencional en la Región Pampeana ha provocado un marcado descenso del contenido de materia orgánica (MO) del suelo, lo que ha reducido la disponibilidad de nutrientes asociados a esta fracción, especialmente el boro (B) (Quiroga y Studdert, 2015). En este sentido, Cassino et al. (2018, 2020) demostraron que, en suelos con bajos contenidos de MO, la fertilización con B incrementó significativamente el rendimiento del cultivo de papa. La MO es la reserva del 95% del B total del suelo (Marschner, 1995). En consecuencia, la disminución de MO ha reducido el nivel de B disponible en el suelo. En los suelos del SEB, el contenido de B extractable con acetato de amonio (B-AcNH$_4$) fue superior a 1,9 mg kg^{-1} en suelos prístinos, mientras que en suelos agrícolas disminuyó a 1,4 y 1,0 mg kg^{-1} entre 2011 y 2018, respectivamente (Sainz Rozas et al., 2019). Actualmente, los valores de B-AcNH$_4$ son incluso menores que los reportados para el año 2018 y varían de 0,5 a 1 mg kg^{-1} (Sainz Rozas et al., 2025). Esto pone de manifiesto la necesidad de establecer umbrales críticos, por debajo de los cuales aumenta la probabilidad de respuesta en rendimiento a la fertilización con B para el cultivo de papa. Por otro lado, el muestreo de hoja se utiliza para monitorear el nivel nutricional durante el ciclo y el rango de suficiencia en la primera hoja expandida durante el llenado de tubérculos es de 10–20 mg kg^{-1} de B (Westermann, 1993). Por lo expuesto, se plantearon los siguientes objetivos: a) determinar el umbral crítico de B-

$AcNH_4$ y b) determinar el umbral crítico de B en hoja para predecir la respuesta del cultivo a la fertilización con este micronutriente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron ensayos de fertilización con B en lotes de producción de papa con las variedades Innovator y Spunta, durante las campañas 2016/2017, 2018/2019, 2019/2020, 2023/2024 y 2024/2025, ubicados en SEB. En la Tabla 1 se resumen las características edáficas al momento de la plantación y del manejo del cultivo durante el ciclo. Se extrajeron muestras de suelo a 0-20 cm y a 0-40 cm de profundidad en preplantación. En las muestras de 0-20 cm se determinó MO (Walkley y Black, 1934), P extractable (Bray y Kurtz, 1945) (P-Bray1) y pH (relación suelo/agua 1:2,5) (Dewis y Freitas, 1970). Además, la concentración de B se determinó con una solución extractante de acetato de amonio (1 N) a pH = 4,8 y se cuantificó por colorimetría con el método de la Azometina-H (John, *et al*.; 1975). En las muestras de 0-20 y 20-40 cm de profundidad, se determinó la concentración de N-nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) (Keeney y Nelson, 1982). Se utilizó un diseño experimental en bloques completos y aleatorizados con tres repeticiones. Cada unidad experimental tuvo una superficie de 34 m^2 (8 surcos de 5 m de largo y 0,85 m de distancia entre surcos). Los tratamientos incluyeron un testigo sin fertilizar y la aplicación foliar de 150 y 300 g B ha^{-1} realizada al follaje a los 60 días después de la plantación (ddp) entre 2016 y 2024. En la campaña 2024/25, los tratamientos incluyeron un testigo sin fertilizar y la aplicación foliar de 300 g B ha^{-1} realizada al follaje a los 60 ddp. En todos los ensayos se recurrió a la fertilización con nitrógeno y fósforo para asegurar que dichos nutrientes no limitaran el crecimiento del cultivo. Para evitar deficiencias hídricas, se regó a partir de los 50 ddp y hasta el final del ciclo. A los 7-10 días de efectuada la fertilización con B (70 ddp aproximadamente) se realizó el muestreo de la primera hoja totalmente expandida del tallo principal de cada unidad experimental y se determinó la concentración de B en hoja (B_h). A la madurez del cultivo (120 ddp) se cosecharon en forma manual dos metros de los dos surcos centrales de cada unidad experimental. Se estimó el rendimiento total de tubérculos y la concentración de materia seca (MS) y se determinó la concentración de B en los tubérculos (B_t) y el B acumulado en los tubérculos (B_{tac}). La B_h y B_t se determinó mediante el método de azometina-H (John et al., 1975). El rendimiento relativo (RR) se calculó como la relación entre el rendimiento de cada tratamiento y el mayor rendimiento promedio determinado en cada ensayo. Se relacionó el RR con la concentración de $B\text{-}AcNH_4$ y de B_h y, utilizando la metodología de la curva de calibración arcoseno-logaritmo descripta por Dyson y Conyers (2013) y modificada por Correndo et al. (2017). Los resultados fueron analizados con el programa Statistical Analysis Systems (SAS) (SAS Institute, 2001). La comparación entre las medias de los tratamientos se efectuó mediante la prueba de diferencias mínimas significativas de Fisher (DMS) con un nivel de significancia del 5 % cuando el análisis de la varianza fue significativo.

Tabla 1. Características iniciales del suelo y manejo del cultivo durante el ciclo. pH; P-Bray1: fósforo Bray; MO: materia orgánica; $N\text{-}NO_3^-$: nitrógeno de nitrato y $B\text{-}AcNH_4$: boro extractable con acetato de amonio.

Campaña	Sitio	pH*	P-Bray 1* (mg kg^{-1})	MO* (g kg^{-1})	$N\text{-}NO_3^-$** (kg ha^{-1})	$B\text{-}AcNH_4$* (mg kg^{-1})	Fecha Plantación	Fecha Cosecha
2016/17	1	5,4	32,2	6,3	66,0	1,7	09/10/16	07/03/17
	2	6,2	18,2	4,3	24,8	1,6	27/10/16	02/03/17
2018/19	1	7,0	85,6	5,1	113,0	1,2	05/10/18	18/02/19
	2	6,2	86,2	6,2	125,0	1,5	10/10/18	12/02/19
	3	5,6	38,9	6,4	101,8	2,1	27/10/18	25/02/19
	4	5,4	17,0	5,8	134,8	1,8	08/11/18	06/03/19
2019/20	1	7,6	53,3	5,4	11,2	0,8	21/10/19	11/02/20
	2	6,8	29,4	5,5	13,6	0,7	05/10/19	21/02/20
	3	6,7	29,1	5,8	7,8	0,9	24/10/19	03/03/20
	4	sd	52,7	5,4	7,0	1,0	26/10/19	12/02/20
2023/24	1	5,9	49,9	5,5	38,9	0,9	30/10/23	29/02/24
	2	5,8	35,3	6,9	15,5	1,1	30/10/23	01/03/24
	3	7,2	12,4	4,8	14,7	0,6	10/11/23	25/03/24
2024/25	1	5,2	38,8	4,3	95,6	1,0	25/09/24	05/02/25
	2	5,8	69,0	6,5	35,7	0,8	19/10/24	19/02/25
	3	5,6	68,5	6,1	75,8	1,2	24/10/24	25/02/25

*(0-20 cm); ** (0-40 cm); sd: sin dato

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En Innovator, el rango de rendimiento fue de 57-71 Mg ha^{-1} y varió por efecto de la campaña y de la dosis de B en las campañas 2016/17 y 2023/24 (Tabla 2). Los mayores valores se determinaron en los tratamientos fertilizados y el menor en el testigo sin fertilizar (+19%). La MS dependió significativamente de la campaña y no varió por efecto de la dosis de B (Tabla 2). Además, Bt, B_{tac} y B_h variaron significativamente por efecto de la interacción campaña x dosis de B (datos no mostrados). En la campaña 2024/25, si bien todas las variables tendieron a ser mayores en los tratamientos fertilizados y menores en el testigo, no variaron significativamente por efecto del tratamiento.

En Spunta, el rango de rendimiento fue 55-59 Mg ha^{-1} y no varió por efecto de la campaña y de la dosis de B entre 2018 y 2024 (Tabla 2). Estos resultados coinciden con los rendimientos reportados por Cassino et al. (2018; 2020) para la misma variedad de papa en el SEB. La MS varió de 15,5 a 16,2 % entre 2016 y 2024 y aumentó significativamente con la fertilización con B (+4%). La B_t y B_{tac} variaron significativamente por la interacción campaña x dosis de B (datos no mostrados). La B_h varió de 87 a 134 mg kg^{-1} y aumentó con la dosis de B (+40%) (Tabla 2). En la campaña 2024/25, todas las variables tendieron a ser mayores en los tratamientos fertilizados y menores en el testigo, siendo las diferencias entre tratamientos significativas solo para B_t. En esta variedad, los valores promedios entre campañas de B_h y B_t fueron superiores a los registrados en Innovator (+92% y +49%, respectivamente) (Tabla 2).

Al relacionar el RR en función del $B\text{-}AcNH_4$, se determinó un umbral crítico de 1,13 mg kg^{-1} por debajo del cual hay probabilidad de respuesta del cultivo a la fertilización con B (Figura 1a). Este umbral es superior al determinado por Bustos et al. (2020), para soja en la provincia de Córdoba, quienes establecieron que los suelos con contenidos de $B\text{-}AcNH_4$ menores a 0,61 mg kg^{-1} son deficientes para el cultivo y existe probabilidad de respuesta a la fertilización foliar con B.

Asimismo, al relacionar el RR con la B_h, se determinó un umbral crítico de 64 mg kg^{-1} por debajo del cual se espera respuesta en rendimiento a la fertilización con B (Figura 1b). Estos resultados difieren de los reportados por Cassino et al. (2024), quienes determinaron un umbral crítico de B_h de 126 mg kg^{-1} para Spunta. Las diferencias entre variedades en la B_h podrían haber influido en el umbral crítico, lo cual deberá ser investigado en futuros ensayos. Asimismo, Jones et al. (1991) establecieron un rango crítico de B_h de 5-25 mg kg^{-1} en trigo,

inferior al de la papa, lo que posiblemente refleja las diferencias en los requerimientos de B entre ambos cultivos.

Tabla 2. Rendimiento del cultivo, concentración de materia seca (MS), concentración de boro en tubérculos a la cosecha (B_t), boro acumulado en los tubérculos (B_{tac}) y concentración de boro en hoja (B_h), para cada variedad, campaña y tratamiento.

Variedad	Campaña/tratamiento	Rendimiento (Mg/ha)	MS (%)	B_t (g/ha)	B_{tac} (g/ha)	B_h (mg/kg)
Innovator	2016/17	69,8 A	16,6 B	7,2	84,2	64,9
	2023/24	59,4 B	20,6 A	10,5	128,8	48,1
	0	57,3 c	18,4	7,7	79,6	50,0
	150	65,8 b	18,8	8,9	108,3	55,2
	300	70,8 a	18,6	9,8	131,6	64,2
	Campaña (C)	*	*	*	*	*
	dB	*	ns	*	*	*
	C x dB	ns	ns	*	*	*
	2024/25	39,1	21,3	11,1	92,2	29,3
	0	38,0	21,4	9,6	79,1	28,2
	300	40,2	21,1	12,4	105,3	30,4
	dB	ns	ns	ns	ns	ns
Spunta	2018/19	54,5	15,5 B	24,9	212,5	147,7 A
	2019/20	61,4	15,5 B	sd	sd	73,0 B
	2023/24	55,6	16,2 A	10,8	96,9	sd
	0	55,7	15,3 b	13,6	114,1	87,8 c
	150	59,3	15,9 a	17,8	157,7	111,8 b
	300	56,5	16,1 a	22,0	192,3	134,2 a
	Campaña (C)	ns	*	*	*	*
	dB	ns	*	*	*	*
	C x dB	ns	ns	*	*	ns
	2024/25	80,9	18,6	7,2	107,9	52,4
	0	76,7	18,3	6,6 b	92,3	44,9
	300	85,2	18,8	7,7 a	123,6	59,9
	dB	ns	ns	*	ns	ns

Letras diferentes en mayúsculas dentro de cada columna indican diferencias significativas entre campañas y letras diferentes en minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos según el test de diferencias mínimas significativas ($p<0,05$).sd: sin dato.

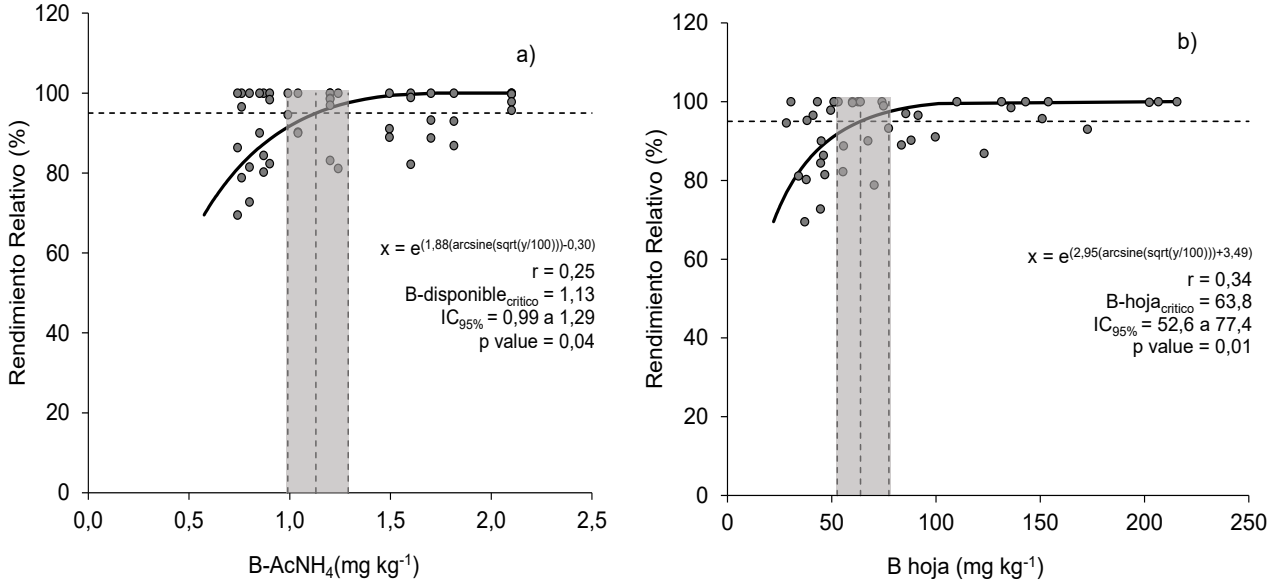


Figura 1. Relación entre el rendimiento relativo y el boro extractable con acetato de amonio (B-$AcNH_4$) (mg kg^{-1}) (a) y la concentración de boro (B) en hoja a los 70 días después de la plantación (b).

CONCLUSIONES

Se determinaron los umbrales críticos de B-$AcNH_4$ y de B_h de 1,13 mg kg^{-1} y 64 mg kg^{-1}, respectivamente, por debajo de los cuales existe mayor probabilidad de respuesta a la fertilización con B. El diagnóstico combinado de análisis de suelo y hoja de B mejora el manejo de la fertilización con B en el cultivo de papa y permite reducir el riesgo de la aparición de deficiencias del nutriente.

BIBLIOGRAFÍA

Argenpapa. (2018). Argentina (Buenos Aires): La superficie con papa 2017/18 en el SE fue similar al año anterior. Recuperado de http://www.argenpapa.com.ar/noticia/5605-argentina-buenos-aires-la-superficie-con-papa-2017-18-en-el-se-fue-similar-al-ano-anterior 5/12/2025.

Bray, R. H. y Kurtz, L. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Science, 59(1), 39-46.

Bustos, A.N., Alvarez, C., Barbieri, P.A., Eyherabide, M. y Sainz Rozas, H.R. (2020). Diagnóstico de la disponibilidad de boro para soja mediante el análisis de suelo y tejido foliar. XXVII CACS. Corrientes. Argentina.

Caldiz, D.O. (2007). Producción, cosecha y almacenamiento de papa en la Argentina. McCain Argentina SA, Balcarce-Basf Argentina SA. Capital Federal. Argentina. 226 p.

Cassino, M. N., Fioritti, P., Giletto, C. M., Zamuner, E. C. y Barbieri, P. A. (2018). Fertilización con boro en papa para industria. XXVI CACS. San Miguel de Tucumán. Argentina.

Cassino M. N., Fioriti, P., Giletto, C. M., Reussi Calvo, N., Zamuner, E. C., Silva, S.E. y Rodriguez, S. (2020). Diagnóstico foliar de boro en papa para industria. XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Corrientes. Argentina.

Cassino M. N., Silva, S. E., Rodriguez, S., Laborde Amador, J. C. y Giletto, C. M. (2024). Fertilización foliar con boro en papa para consumo fresco. XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. Catamarca. Argentina.

Correndo, A. A., Salvagiotti, F., García, F. O. y Gutiérrez-Boem, F. H. (2017). A modification of the arcsine–log calibration curve for analysing soil test value–relative yield relationships. Crop and Pasture Science, 68(3), 297–304. https://doi.org/10.1071/CP16444

Dewis, J y Freitas, F. (1970). Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. FAO soils Bulletin 10:36-57.

Dyson, C.B. y Conyers, M.K. (2013). Methodology for online biometric analysis of soil test-crop response datasets. Crop Pasture Sci. 64: 435–441. https://doi.org/10.1071/CP13009http://gateway.webofknowledge.com/gateway/Gateway.cgi?GWVersion=2ySrcApp=PARTNER_APPySrcAut

Jones J. B., Wolf B. y Mills H. A. (1991). Plant Analysis Handbook. Micro-Macro Publishing inc. Athens, Gergia.

John M.K., H. H. Chuah y J. H. Neufeld (1975). Application of improve azomethine-H method to the determination of boron in soils and plants. Anal. Lett. 8:559-568. https://doi.org/10.1080/00032717508058240.

Keeney, D. R. y Nelson, D. W. (1982). Nitrogen-availability indexes. In: Page, A.L. (Ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. pp. 643-698. Madison, Wisconsin, EEUU.

Marschner, H. (1995). Mineral Nutrition of Higher Plants. 2a ed. Academic Press Limited. London. pp. 21-40.

Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. (2021). Producción de papa en Argentina. Dirección de Producción Agrícola Subsecretaría de Agricultura Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca: Argentina. Recuperado de https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/magyp-informe-papa-mayo-2021.pdf

Quiroga, A. R. y Studdert, G. A. (2015). Soil management and agricultural intensification: water and organic material. En: Echeverría H. E.; García F.O. (eds.) Soil fertility and crop fertilization. INTA Editions. Buenos Aires, Argentina. pp. 73-100.

Sainz Rozas, H, M Eyherabide, G Larrea, N Martínez Cuesta, H Angelini, N Reussi Calvo y N Wyngaard (2019). Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. Actas del Simposio Fertilidad. Rosario. 141-158.

Sainz Rozas, H., Reussi Calvo, N., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Angelini, H., Larrea, G., Garello, F., Avila, O., Orcellet, J. M., González San Juan, F. y Ciarlo, E. (2025) Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina. Simposio Fertilidad 2025. Pp 3.

SAS Institute (2001). The SAS System for Windows. Release version 6.12. SAS Inst., Cary, NC.

Walkley, A. y Black, Y. (1934). An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. Soil Science, 37, 29-37.

Westermann, D. T. (1993). Fertility Management. Potato Health Management, 77-86.

BALANCE DE NUTRIENTES Y PRODUCTIVIDAD: ESTRATEGIAS DE FERTILIZACIÓN EN HAPLUSTOLES DE LA PAMPA

Ciarlo, E.[1, 2], Zorita, M.[3, 1*], González Sanjuan, F.[1], Córdoba, F.[1], Saks, M.[4]

[1]FERTILIZAR Asociación Civil. [2]Fac de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. [3]Fac de Agronomía de la Universidad Nacional de La Pampa; CONICET. [4]Bunge. *eciarlo@fertilizar.org.ar

RESUMEN: La fertilización es una práctica clave para reducir las limitaciones nutricionales en cultivos extensivos y mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas. Este estudio evaluó el efecto de diferentes estrategias de fertilización con nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y micronutrientes sobre la productividad y propiedades del suelo en un Haplustol éntico de la zona semiárida argentina (Macachín, La Pampa). Se analizaron cuatro tratamientos: testigo sin fertilización, frecuente (dosis medias regionales), mejorado (dosis para rendimiento medio) y completo (dosis para rendimiento potencial con micronutrientes), aplicados durante tres campañas consecutivas (maíz, girasol y trigo). Los resultados mostraron incrementos significativos en la producción de granos respecto al testigo: 6%, 30% y 36% para los tratamientos frecuente, mejorado y completo, respectivamente; las mayores dosis de N y P explican gran parte de estas diferencias. En cuanto a la disponibilidad de fósforo en el suelo (P-Bray), se observó una disminución en el tiempo en los tratamientos testigo, frecuente y completo, mientras que el tratamiento mejorado mantuvo e incluso aumentó los niveles de P extractable, siendo el único tratamiento que evidenció un balance positivo entre aporte y extracción. El pH, el carbono orgánico y el zinc extractable no mostraron variaciones significativas entre los tratamientos aplicados, sugiriendo que estos indicadores requieren más tiempo para evidenciar cambios detectables. En síntesis, la fertilización adecuada mejora la productividad y puede contribuir a la reposición de nutrientes, aunque el balance depende de la estrategia aplicada, particularmente de la aplicación simultánea de otros nutrientes limitantes del rendimiento de mayor jerarquía.

PALABRAS CLAVE: fertilización, semiárida, productividad.

INTRODUCCIÓN

La deficiencia de nutrientes como nitrógeno (N) y fósforo (P) puede afectar negativamente el desarrollo y crecimiento de los cultivos, reduciendo la fotosíntesis, acortando el período crítico de floración y limitando la partición de biomasa hacia estructuras reproductivas (Díaz Zorita, 2025). En este contexto, contar con una red de ensayos permite evaluar de manera sistemática el impacto de diferentes estrategias de fertilización sobre la productividad y la salud del suelo, generando información clave para la toma de decisiones agronómicas adaptadas a las condiciones locales.

El desafío para la fertilización es cubrir los requerimientos de nutrientes que el suelo no puede aportar para maximizar los rendimientos. Nitrógeno y fósforo son los elementos mayormente aplicados y, en menor magnitud, el azufre, mayormente aplicado en combinación con nitrógeno o con fósforo (Fertilizar AC, 2025). La aplicación de micronutrientes es de menor magnitud siendo el zinc el nutriente más utilizado. Las necesidades de N en cultivos de soja son complementadas en una alta proporción del área cultivada a partir de la inoculación (Perticari y Piccinetti, 2019).

En la región pampeana, la implementación de diferentes estrategias o aproximaciones para el manejo de la fertilización tiene efectos tanto de corto como de largo plazo sobre la

producción de cultivos independientes o en secuencias. Se espera que la nutrición no limitante, a partir de los aportes por fertilización, pueda incrementar entre el 15 % y el 47% de la producción alcanzada por los principales cultivos (Díaz-Zorita y Grasso, 2016; Reussi Calvo, 2023; Andrade, 2023), aunque el cierre de la brecha productiva en cada zona es incierto y debe ser evaluado.

Aplicar diferentes estrategias de fertilización también debería afectar las propiedades de los suelos, especialmente en las disponibilidades de los nutrientes aplicados. En principio es de esperar que el agregado de un nutriente mejore la disponibilidad del mismo en el suelo aplicado. No obstante, la aplicación de otros nutrientes podría estimular los rendimientos y la absorción del primero. En este sentido, suena razonable que el agregado de un nutriente que suele ser limitante como el N puede estimular el crecimiento de los cultivos y la absorción de P, restringiendo la disponibilidad de este último. Entonces, el balance entre un mayor aporte por la fertilización, y una mayor absorción por el agregado de otro nutriente, parece dependiente de las condiciones iniciales de suelo.

Por lo tanto, se espera que el manejo adecuado de la nutrición de los cultivos tenga un efecto directo y relevante para mejorar la producción agrícola, la disponibilidad de nutrientes del suelo y de esa manera, sobre la sostenibilidad del sistema. Los suelos y el clima de las zonas semiáridas y subhúmedas difieren fuertemente con respecto a aquellos de las zonas más húmedas de la Región Pampeana, por lo que es importante cubrir con estudios los efectos de la fertilización sobre cultivos y suelos.

Si bien existe suficiente información de estudios de respuestas de cultivos de cultivos extensivos a la fertilización en las principales áreas agrícolas argentinas, su análisis debe extenderse a áreas menos alcanzadas; en general además responden a efectos de corto plazo, es decir no se ha estudiado con profundidad el efecto de la construcción del ambiente edáfico en el mediano plazo por la práctica de fertilización. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de diferentes estrategias de aplicación con N y P sobre a) la productividad de los cultivos y b) sobre propiedades de suelos cultivados en un suelo Haplustol éntico de la zona semiárida argentina.

Hipótesis

1) La aplicación de cantidades crecientes de fósforo vía fertilización aumenta los niveles de fósforo extractable de los suelos por una mayor reposición del nutriente.
2) Los niveles de P extractable disminuyen con el tiempo en el tratamiento testigo, sin fertilizar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El sitio de estudio forma parte de una Red de Estrategias de Nutrición en cultivos extensivos, que tiene réplicas en varios sitios de la Región Pampeana, el NEA y el NOA; particularmente este sitio está ubicado en Macachín (provincia de La Pampa). El suelo del sitio de Macachín es caracterizado como Haplustol éntico, de textura areno-franco en superficie y arenoso en profundidad. El primer año de esta red fue en la campaña 2022-23.

Condiciones de los cultivos

El sistema de siembra de todos los cultivos fue bajo la práctica de siembra directa en secano. Los cultivos se manejaron procurando condiciones generales de alta productividad (fecha de siembra, genotipos, control de malezas, plagas y enfermedades, etc.) con excepción del manejo de la fertilización.

Tratamientos

El ensayo cuenta con 4 tratamientos que corresponden a diferentes estrategias de fertilización según criterios de aplicación de NPS y micronutrientes (Tabla 1), que se repiten todos los años sobre las mismas parcelas. El sitio de Macachín lleva 3 campañas de

ensayos (desde el 2022-23 al 2024-25). Los cultivos producidos en esta campaña fueron maíz (2022-23), girasol (2023-24) y trigo (2024-25).

Tabla 1. Estrategias de fertilización y criterios de aplicación de nutrientes

Trt.	Descripción	Criterios de fertilización con			
		P	**N**	**S**	**Micronut.**
1	**Testigo**	No	No	No	No
2	**Frecuente**	Media regional (encuestas)	Media regional (encuestas)	No	No
3	**Mejorado**	Demanda para rto. medio	Demanda para rto. medio	Demanda para rto. medio	No
4	**Completo**	Demanda para rto. potencial	Demanda para rto. potencial	Demanda para rto. potencial	Si

Las dosis de N y P medias aumentan con la complejidad de las estrategias definidas (Tabla 2). Los tratamientos fueron aplicados por una cuestión de operatividad en grandes franjas (macroparcelas), tratadas con maquinaria del productor, sin repeticiones verdaderas.

Tabla 2. Dosis medias de N y P ($kg.ha^{-1}$) para los cultivos de la rotación en el sitio de Macachín

	Nutriente	**Testigo**	**Frecuente**	**Mejorado**	**Completo**
Dosis ($kg.ha^{-1}$)	N	0,0	32,3	63,5	89,3
	P	0	9,5	13,6	18,1

Mediciones

El muestreo de los suelos se realizó a la siembra de cada cultivo, a una profundidad de 0-20 cm. Todas las muestras de suelo se homogeneizaron, se tamizaron y se secaron al aire antes del análisis en el laboratorio. Los analitos determinados fueron carbono orgánico (COS) por el método de Walkley-Black modificado (Nelson & Sommers, 1996); fósforo extraíble por Bray & Kurtz 1 (P Bray) (Kuo, 1996), pH en relación suelo: agua 1: 2,5 (Thomas, 1996) y Zinc extraíble con DTPA (Lindsay y Norvell (1978).

La cosecha se realizó en madurez comercial de todos los cultivos mecánicamente en el total de la franja experimental, midiéndose el rendimiento final en grano a humedad comercial.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimiento de los cultivos

La producción media en Macachín fue de 5485 $kg.ha^{-1}.año^{-1}$, con diferencias entre tratamientos; los rendimientos aumentaron a medida que los tratamientos crecieron en cantidad y dosis de nutrientes (Figura 1). Los tratamientos frecuente, mejorado y completo produjeron en promedio 292, 1388 y 1671 kg $granos.ha^{-1}.año^{-1}$ más que el testigo (aumentos del 6, 30 y 36%, respectivamente). Las mayores dosis de los principales nutrientes, N y P (Tabla 2) pueden explicar este aumento en la productividad por los tratamientos de fertilización impuestos.

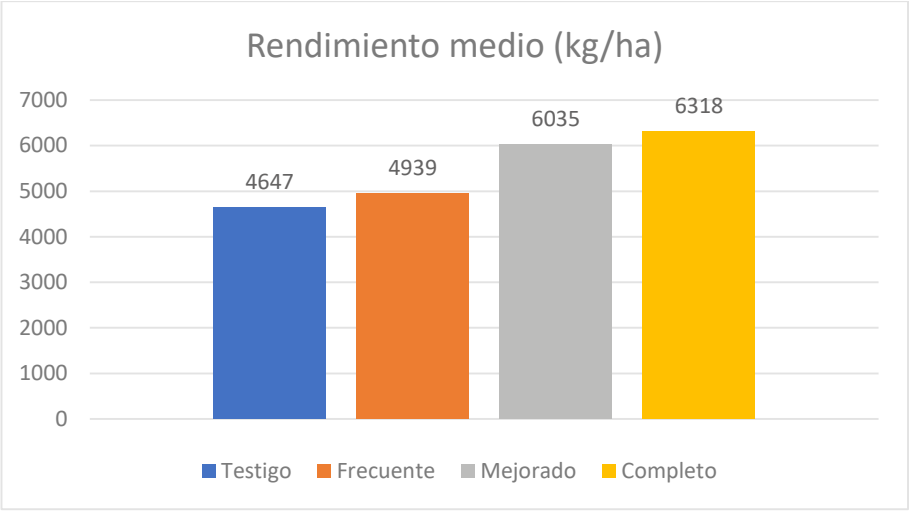


Figura 1. Producción anual media (kg. ha^{-1}.año^{-1}) de los cultivos en el sitio Macachín (La Pampa).

En este sitio, los niveles de P extractable disminuyeron luego de dos campañas en los tratamientos testigo sin fertilizar, en el tratamiento frecuente y en el tratamiento completo, mientras que los valores de P se mantuvieron e incluso aumentaron ligeramente en el tratamiento mejorado (Figura 2). Es lógico que el tratamiento testigo disminuya los niveles de P extractable, dado que se extraen cantidades significativas de fósforo con las cosechas, que si no se reponen debería impactar en los niveles del Pextractable, índice de disponibilidad de fósforo que simula la absorción por parte de las plantas y la reposición en el corto plazo del P absorbido desde la solución del suelo. No obstante, llama la atención que estos desbalances se manifiesten en pocos años del experimento, cuestión probablemente debida a la escasa cantidad de arcillas y posibilidad de reposición del P en el suelo de este sitio. Por el contrario, el tratamiento mejorado muestra aumentos en los niveles de P extractable en los suelos, es decir que el P aportado permite sostener mayores rendimientos (Figura 1) y a su vez aportar P por sobre lo extraído en los granos.

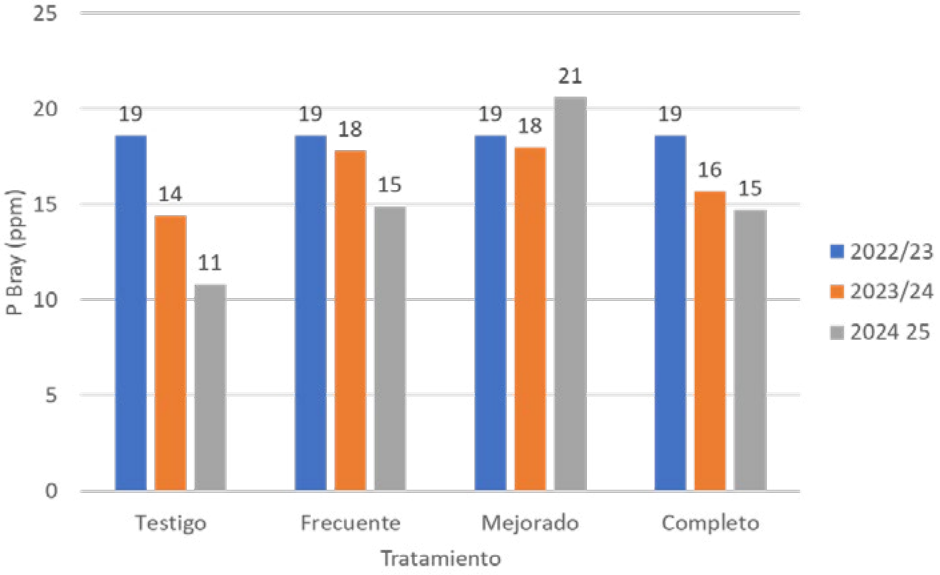


Figura 2. Evolución de los valores de PBray (ppm) a la siembra de los cultivos en el sitio Macachín (La Pampa).

Por su parte, en los tratamientos Frecuente y Completo, a pesar de tener niveles de productividad muy diferente, los niveles de P extractable fueron disminuyendo con el tiempo en ambos casos. Es claro entonces que la estrategia usada en cada caso generó aumentos en los rendimientos, y por ende en las extracciones, que sobrepasaron los aportes de P realizados por fertilización; en estos casos es probable que el agregado de nitrógeno haya sido el promotor de estos mayores rendimientos, afectando negativamente el balance entre el P agregado y el exportado. Al efecto del N sobre el balance de P podría sumarse también la influencia del azufre o del zinc agregado en el tratamiento completo, dado que este sitio posee suelos arenosos y pobres en MO.

Aunque se presenta una muy leve tendencia a la baja, el pH del suelo no se modificó significativamente por los tratamientos impuestos, tal como puede verse en los valores del último año medido (Figura 3).

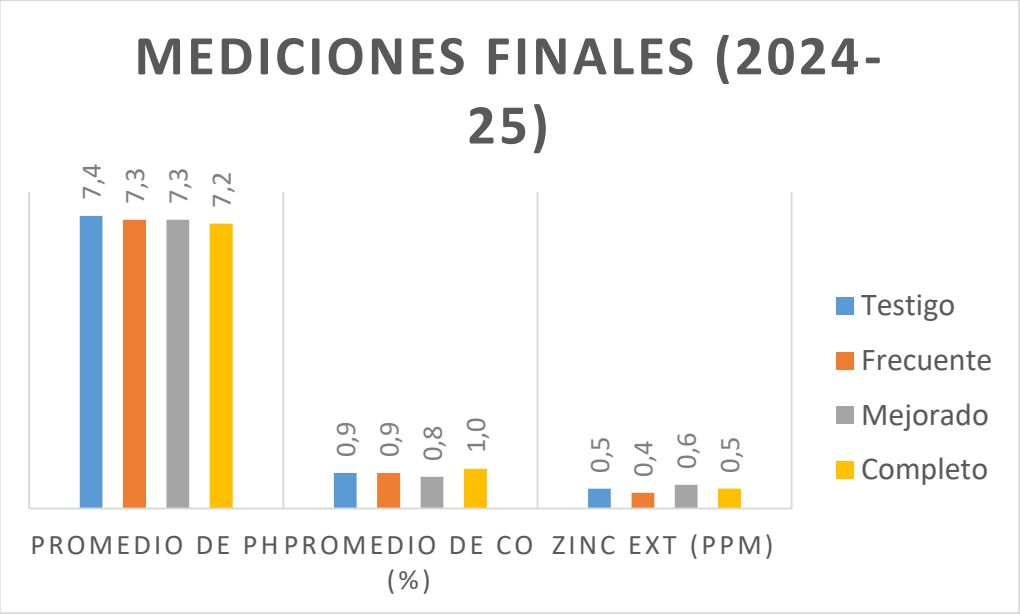


Figura 3. Valores de pH, Carbono orgánico (%) y Zn extractable en DTPA (ppm) en el sitio Macachín (La Pampa).

Tampoco los valores de C orgánico ni de los contenidos de Zinc (Zn) extractable se modificaron con la aplicación de diferentes estrategias de fertilización; es probable que estas variables, especialmente los de carbono orgánico, requieran de una mayor cantidad de años de repetir los tratamientos para que se evidencien las diferencias que se esperan de la aplicación de estos tratamientos.

CONCLUSIONES

Las estrategias de fertilización incrementaron la productividad entre un 6% y 36%, siendo más efectivas las que contemplan mayores dosis de N y P. Por su parte, los niveles de fósforo extractable disminuyeron en el tiempo en la mayoría de los tratamientos, excepto en el Mejorado, donde se logró un balance positivo, por lo cual se rechaza la primera hipótesis planteada, y se acepta la segunda. Variables como el pH, el carbono orgánico y el zinc extractable no mostraron cambios significativos en el corto plazo de los ensayos. La sostenibilidad del sistema requiere continuar monitoreando y ajustar las dosis para evitar desbalances entre aporte y extracción, especialmente en suelos de baja capacidad de reposición.

BIBLIOGRAFÍA

Andrade J. (2023). Evaluación de la productividad agrícola en Argentina: brechas de rendimiento en maíz, soja, trigo y girasol. XVI Simposio de Fertilidad 2023. Rosario, 10 y 11 de mayo de 2023. Resumen publicado en Actas del Simposio.

Díaz-Zorita M. y A. Grasso. (2016). Fertilización intensificada de planteos agrícolas. XXIV Congreso Anual AAPRESID. Del 3 a 5 Agosto de 2016, Rosario, Santa Fe.

Díaz Zorita M. (2025). La fertilización de cultivos anuales en la Argentina: Brechas de aplicación. XVII Simposio de Fertilidad 2025. Rosario, 7 y 8 de mayo de 2025. Resumen publicado en Actas del Simposio.

Fertilizar AC. (2025). Detalle de consumo de fertilizantes - Extensivos. http://www.fertilizar.org.ar.

Kuo, S. 1996. Phosphorus En: DL Sparks (Ed). Methods of soil analysis. Part 3 Chemical methods. SSSA and ASA. Madison, WI, USA, pp. 869-920.

Lindsay, W.L., y W.A. Norvell. (1978). Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42:421-428.

Nelson, DW & LE Sommers. (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. En: AL Page (Ed). Methods of Soil Analysis. Part 2. American Society of Agronomy, Agronomy 9. Madison, WI, USA, pp. 539-579.

Perticari, A. y C. F. Piccinetti. (2019). Inoculantes Microbianos en la Agricultura Argentina y aportes de la Fijación Biológica de Nitrógeno en leguminosas cultivadas. RELAR, Pto. Varas (Chile)

Reussi Calvo N. (2023). ¿Cuánto se debe a la nutrición y al manejo de suelos? XVI Simposio de Fertilidad 2023. Rosario, 10 y 11 de mayo de 2023. Resumen publicado en Actas del Simposio.

Thomas, GW. (1996). Soil pH and Soil Acidity. En: DL Sparks (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 3. Soil Science Society

EFECTOS A LARGO PLAZO DE ESTRATEGIAS DE FERTILIZACIÓN EN SUELOS ARENOSOS DEL SUR CORDOBÉS

Ciarlo, E.[1, 2], Zorita, M.[3, 1*], Cerliani, C.[4], Espósito G.[4], González Sanjuan, F.[1], Córdoba, F.[1], Saks, M.[5]

[1]FERTILIZAR Asociación Civil. [2]Fac de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. [3]Fac de Agronomía de la Universidad Nacional de La Pampa; CONICET. [4]Fac de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto. [5]Bunge. *eciarlo@fertilizar.org.ar

RESUMEN: La nutrición de cultivos es un factor clave para reducir las brechas de rendimiento en la región pampeana, donde la reposición insuficiente de nutrientes ha generado deterioro en la fertilidad y calidad del suelo. Los suelos arenosos del sur de Córdoba presentan desafíos particulares por su baja capacidad de retención de agua y nutrientes, lo que exige estrategias de fertilización adaptadas. El fósforo (P), esencial para procesos metabólicos y estructurales, es uno de los nutrientes más limitantes en estos ambientes. Este estudio evaluó el efecto de diferentes estrategias de fertilización con N y P sobre la productividad y propiedades edáficas en dos sitios contrastantes (alta y baja productividad) durante ocho campañas (2016-2023). Se compararon cuatro tratamientos: testigo sin fertilización, frecuente (dosis medias regionales), mejorado (ajustado a rendimiento medio) y completo (ajustado a rendimiento potencial con micronutrientes). Las mediciones incluyeron rendimiento promedio anual, P-Bray, carbono orgánico y pH. Los resultados muestran incrementos significativos en la productividad respecto al testigo: hasta 24% en ambos sitios con el tratamiento completo. La evolución del P-Bray indica que las estrategias intermedias y completas tienden a mantener o aumentar la disponibilidad de fósforo, mientras que los tratamientos sin fertilización reducen los niveles extractables. No se observaron cambios consistentes en pH ni en carbono orgánico, aunque los tratamientos más completos presentaron ligera disminución de C asociada a mayor extracción por altos rendimientos. Estos hallazgos confirman la importancia de ajustar las dosis de N y P y la incorporación de micronutrientes como Zn en suelos arenosos para sostener la productividad y evitar el deterioro de la fertilidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: nutrientes, fósforo, arenoso.

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana, es claro que mucho de las brechas de rendimiento entre lo logrado y lo que potencialmente se podría producir, están explicados por deficiencias en la nutrición de los cultivos (CREA, 2024). Sin embargo, a pesar de estas expectativas de brechas en los rendimientos, la cantidad de nutrientes incorporados y las dosis medias de fertilizantes aplicadas muestran aportes de nutrientes en cantidades inferiores a las extraídas en la producción de granos (Diaz Zorita, 2025; Ciarlo, 2025).

Este manejo deficiente de la nutrición de los cultivos reiterado en el sistema no sólo acentúa las diferencias en los rendimientos, sino que afecta los niveles de calidad y fertilidad de los suelos. Los estudios de suelos más confiables y abarcativos muestran una clara reducción de la materia orgánica y de los niveles extractables de diversos nutrientes en comparación con su estado original (Sainz Rozas et al., 2024; 2025), fruto de la escasa reposición de nutrientes. Los suelos arenosos, comunes en el sur de Córdoba, presentan bajos contenidos de materia orgánica, escasa capacidad de retención de nutrientes y de agua, lo que exige una planificación cuidadosa y estrategias de nutrición adaptadas. La literatura local, aunque

limitada, destaca que estos suelos necesitan aplicaciones frecuentes y en dosis calibradas para alcanzar niveles adecuados de P.

El fósforo (P) es un macronutriente esencial en procesos vitales como la transferencia de energía (ATP), la formación de ácidos nucleicos, el desarrollo radicular y la estructura celular, lo que lo convierte en uno de los pilares de la productividad agrícola moderna. Entender como diferentes estrategias de nutrición con diferentes nutrientes y dosis variables pueden afectar su disponibilidad es clave para poder planificar con claridad la práctica de fertilización en el corto y mediano plazo. A su vez, ensayos en la Pampa argentina muestran que la fertilización continua con P aumenta la materia orgánica particulada (Ciampitti et al., 2011), lo que sugiere beneficios adicionales para la estructura y fertilidad a mediano plazo. Así, una nutrición equilibrada con especial atención al fósforo no solo mejora la productividad, sino que también promueve la calidad del suelo al favorecer la materia orgánica y la estructura edáfica.

Los ensayos a largo plazo constituyen una herramienta fundamental para evaluar la evolución de los rendimientos, calidad de suelo y sostenibilidad agronómica, ya que los efectos de la fertilización, las prácticas de manejo y el clima solo se revelan a lo largo de varios años. El establecimiento de redes de ensayos comparativos de largo plazo en distintas regiones del país permite estudiar el comportamiento de cultivos y su relación con la nutrición bajo diversas combinaciones de ambientes y condiciones edáficas. Por ejemplo, la todavía vigente red de IPNI-CREA sur de Santa Fe es otro ejemplo de cómo disponer de cantidad y calidad de información puede impulsar con solidez técnica estrategias mejoradoras en la nutrición de cultivos (Gelso et al., 2018). Estas redes no solo permiten validar tecnologías de manejo nutricional, sino también generar recomendaciones regionales que promuevan una agricultura más sustentable y eficiente.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de diferentes estrategias de aplicación con N, P, S y Zn sobre a) la productividad de los cultivos y b) sobre propiedades de suelos cultivados en suelos Haplustoles típicos y énticos del sur de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

Los sitios de estudio pertenecen a la Red de Estrategias de Nutrición en cultivos extensivos, ubicados en la localidad de Río Cuarto (Córdoba), uno de alta productividad (AP) y otro de baja productividad (BP). Los suelos de los sitios de Río Cuarto son Haplustoles típicos (AP) y énticos (BP), de las series Río Cuarto y Las Acequias.

Condiciones de los cultivos

El sistema de siembra de todos los cultivos fue bajo la práctica de siembra directa en secano. Los cultivos se manejaron procurando condiciones generales de alta productividad con excepción del manejo de la fertilización. En las campañas 2020/21 y 2024/25 se sembró maní, y no se aplicó ningún tratamiento de fertilización en estos casos particulares. En el caso del cultivo de soja y maní, se utilizaron semillas tratadas con inoculantes comerciales basadas en bacterias de la familia de *Rizobiáceas*, compatibles con otros tratamientos de semillas (ej. fungicidas e insecticidas).

Tratamientos

Los ensayos cuentan en los 2 sitios con 4 Tratamientos que corresponden a diferentes estrategias de fertilización según criterios de aplicación de NPS y micronutrientes (Tabla 1), que se repiten todos los años sobre las mismas parcelas. Los sitios de Río Cuarto continúan activos, se presentan los resultados luego de 8 campañas de ensayos (desde el 2016-17 al 2023-24).

Tabla 1. Estrategias de fertilización y criterios de aplicación de nutrientes

Trt.	Descripción	Criterios de fertilización con P	N	S	Micronut.
1	**Testigo**	No	No	No	No
2	**Frecuente**	Media regional (encuestas)	Media regional (encuestas)	No	No
3	**Mejorado**	Demanda para rto. medio	Demanda para rto. medio	Demanda para rto. medio	No
4	**Completo**	Demanda para rto. potencial	Demanda para rto. potencial	Demanda para rto. potencial	Si

Las dosis de N y P medias son diferentes entre los sitios, y aumentaron con la complejidad de las estrategias definidas (Tabla 2). Los tratamientos fueron aplicados por una cuestión de operatividad en grandes franjas (macroparcelas), tratadas con maquinaria del productor.

Tabla 2. Dosis medias de N y P (kg/ha) para los cultivos de la rotación en los sitios de Macachín y Río Cuarto (AP y BP)

	Nutriente	Tratamiento	Testigo	Frecuente	Mejorado	Completo
	N	**Rio Cuarto (AP)**	0	29,3	50,6	74,9
	P		0	9,5	23,3	28,1
	N	**Rio Cuarto (BP)**	0	23,2	36,7	55,9
	P		0	9	23,1	26,9

Mediciones

El muestreo de los suelos se realizó a la siembra de cada cultivo, a una profundidad de 0-20 cm. Los analitos determinados fueron carbono orgánico (COS) por el método de Walkley-Black modificado (Nelson & Sommers, 1996); fósforo extraíble por Bray & Kurtz 1 (P Bray) (Kuo, 1996) y pH en relación suelo: agua 1: 2,5 (Thomas, 1996). Se disponen de datos de valores de 3 campañas del total (2018, 2021 y 2023). La cosecha se realizó en madurez comercial de todos los cultivos mecánicamente en el total de la franja experimental. Los efectos de los rendimientos, para poder comparar magnitudes equivalentes, se informan a través de la productividad media anual obtenida (en kg de grano.ha^{-1}.año^{-1}), independientemente de si se obtienen de un solo cultivo o de un doble cultivo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La productividad media del sitio de alta productividad (AP) durante toda la red (2016 al 2023) fue de 5515 kg.ha^{-1}año^{-1}, con diferencias entre tratamientos; esta producción aumentó a medida que los tratamientos crecieron en cantidad y dosis de nutrientes (Figura 1a). Los tratamientos frecuente, mejorado y completo produjeron en el sitio AP en promedio 328, 795 y 1204 kg grano.ha^{-1}.año^{-1} de más que el testigo (aumentos del 7, 16 y 24%, respectivamente) en este sitio. La productividad media del sitio de baja productividad (BP) durante el mismo lapso fue de 5088 kg.ha^{-1}.año^{-1}, con diferencias entre tratamientos; los tratamientos frecuente, mejorado y completo produjeron en promedio 566, 879 y 1066 kg

grano.ha^{-1}.año^{-1} más que el testigo (aumentos del 13, 20 y 24%, respectivamente) en este sitio. Las mayores dosis de los principales nutrientes, N y P (Tabla 2) pueden explicar este aumento en la productividad del sitio.

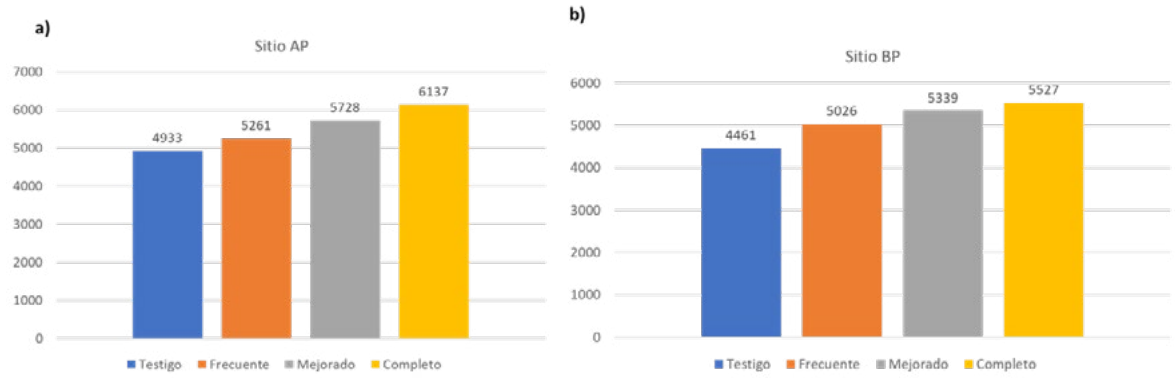


Figura 1. Producción anual media (kg.ha^{-1}.año^{-1}) de los cultivos en el de Río Cuarto de alta productividad AP (a) y baja productividad BP (b)

En ambos sitios, los niveles de P extractable disminuyeron luego de dos campañas en los tratamientos testigo sin fertilizar, en el tratamiento frecuente y en el tratamiento completo, mientras que los valores de P se mantuvieron e incluso aumentaron ligeramente en el tratamiento mejorado (Figura 2). En el tratamiento testigo, a pesar de tener diferentes contenidos iniciales, en ambos sitios los contenidos de P tendieron a mantenerse; este comportamiento es más fácil de explicar en el sitio de baja productividad, ya que cuando los valores de Pextractable, índice de disponibilidad de fósforo, son bajos, los desbalances entre aporte-extracción no generan cambios tan marcados en el P extractable, como sí ocurre cuando los niveles de P son más altos (Sucunza et al., 2018). En los tratamientos frecuente y mejorado, estrategias de fertilización intermedias, y en el tratamiento completo en el sitio la tendencia de los niveles de P extractable fue a aumentar, debido a que probablemente los aportes superaron a las demandas de los cultivos.

En el tratamiento completo del sitio de baja productividad, BP, la tendencia fue similar; en este caso probablemente se dio una baja productividad dada por deficiencias hídricas que limitaron la absorción de P a pesar de su mayor disponibilidad por fertilización. Por el contrario, el tratamiento completo en el sitio de alta productividad, AP, inicialmente el contenido de P disminuyó, debido probablemente a la estimulación del crecimiento por el aporte significativo de los otros nutrientes, como el N y el S, que derivó en rendimientos mayores con una acrecentada absorción de P.

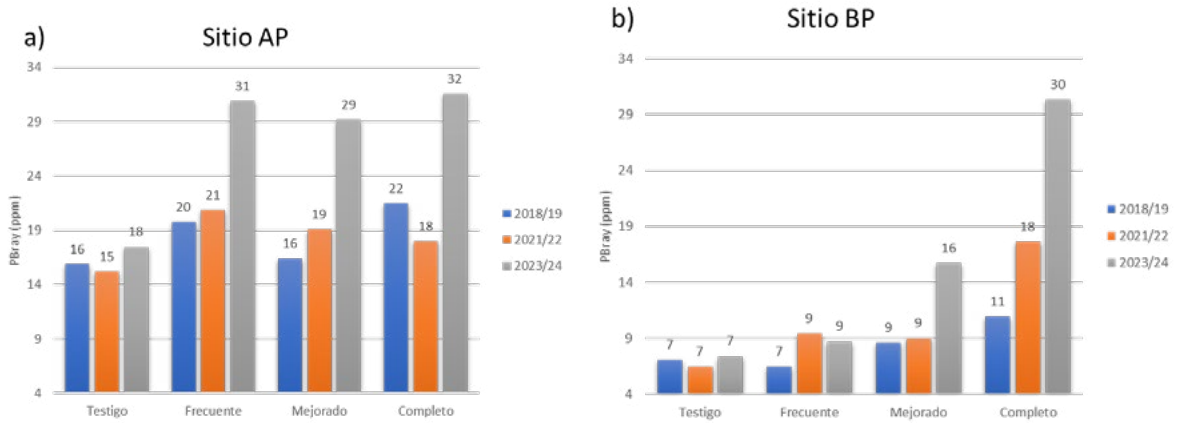


Figura 2. Evolución de los valores de PBray (ppm) a la siembra de los cultivos en el sitio de alta productividad AP (a) y baja productividad BP (b)

Finalmente, el P extractable mostró una elevada acumulación en la última campaña medida (23-24) en casi todos los tratamientos fertilizados, con excepción del tratamiento frecuente con bajas dosis en el sitio de baja productividad. La razón más probable no se asocia con mayores dosis de fertilización, sino con que en las 2 campañas previas (2021-22 y 2022-23) se dieron en el sitio de estudio, y en grandes áreas productivas, serios eventos de deficiencias hídricas, que afectaron en gran escala los rendimientos obtenidos y restringieron la absorción de nutrientes como el P. De hecho, en mapas a gran escala realizados en la Región Pampeana, cuyos suelos fueron muestreados en el año 2024, se observa cierto grado de recomposición temporal en los niveles de P extractable de algunas zonas (Sainz Rozas et al., 2025), entre ellas algunas partes del sur cordobés.
La fertilización muchas veces es mencionada como una causa importante de la acidificación de los suelos. No obstante, en estos suelos arenosos no se observa un efecto consistente de disminución del pH luego de 7 años (2016 al 2023) de tratamientos con fertilización con diferentes dosis (Figura 3). Tampoco los valores de C orgánico se modificaron fuertemente con la aplicación de diferentes estrategias de fertilización (Figura 3); en el sitio de AP se nota cierta disminución en los contenidos de C con los 2 tratamientos de fertilización más completos, aunque la producción de biomasa en estos tratamientos fue mayor a los otros 2 (testigo y frecuente).

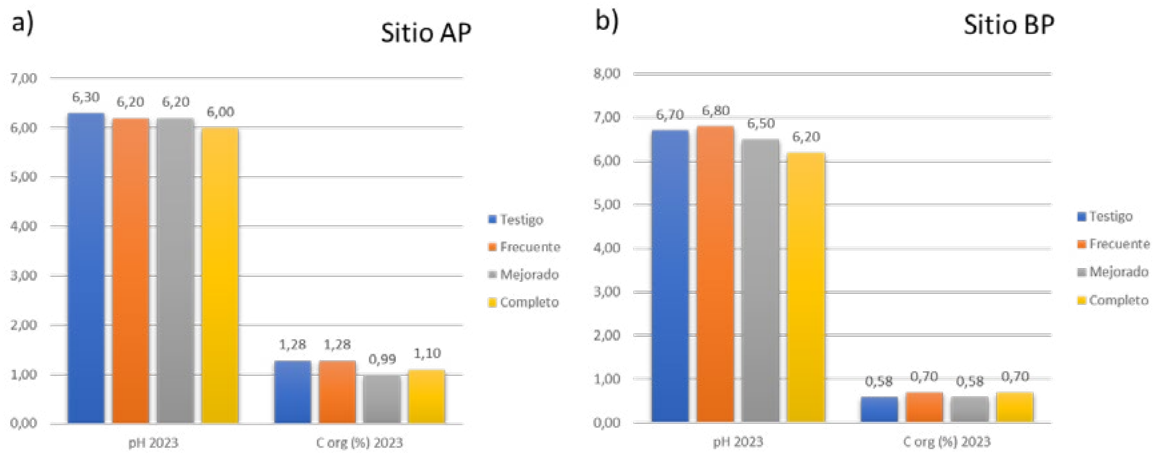


Figura 3. Valores de pH, Carbono orgánico (%) y Zn extractable en EDTA (ppm) en el año 2023 del sitio de alta productividad AP (a) y baja productividad BP (b)

CONCLUSIONES

Las estrategias de fertilización evaluadas demostraron que el ajuste de dosis de los principales nutrientes, especialmente en esquemas mejorados y completos, permite incrementar la productividad hasta un 24% respecto al testigo, contribuyendo a reducir brechas de rendimiento en suelos arenosos del sur de Córdoba. Además, estas prácticas favorecen la estabilidad o el aumento del fósforo disponible en el suelo, evitando el deterioro de la fertilidad observado en sistemas sin reposición de nutrientes. Si bien no se detectaron cambios consistentes en pH ni en carbono orgánico durante el período analizado, la información generada confirma la relevancia de redes de ensayos de largo plazo para comprender la dinámica de nutrientes y definir recomendaciones ajustadas que promuevan una agricultura más eficiente y sustentable.

BIBLIOGRAFÍA

Ciampitti, I, García, F, Picone, L y Rubio, G. (2011). Soil carbon and phosphorus pools in field crop rotations in Pampean soils of Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 75.

Ciarlo E. (2025). ¿Por qué una campaña Sumá P? XVII Simposio de Fertilidad 2025. Rosario, 7 y 8 de mayo de 2025. Resumen publicado en Actas del Simposio.

CREA. (2024). Brechas de Productividad en Cultivos Extensivos. Convenio CREA – Syngenta 2022-2024.

Díaz Zorita M. (2025). La fertilización de cultivos anuales en la Argentina: Brechas de aplicación. XVII Simposio de Fertilidad 2025. Rosario, 7 y 8 de mayo de 2025. Resumen publicado en Actas del Simposio.

Kuo, S. (1996). Phosphorus En: DL Sparks (Ed). Methods of soil analysis. Part 3 Chemical methods. SSSA and ASA. Madison, WI, USA, pp. 869-920.

Nelson, D.W. y Sommers L.E. (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. En: AL Page (Ed). Methods of Soil Analysis. Part 2. American Society of Agronomy, Agronomy 9. Madison, WI, USA, pp. 539-579.

Thomas, GW. (1996). Soil pH and Soil Acidity. En: DL Sparks (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 3. Soil Science Society

Sainz Rozas, H., Eyherabide M., Reussi Calvo N., Wyngaard N., Aparicio V, García F, González San Juan MF, Rouillet N, Stahringer N, Torrielli DS, Sanzano A, Saperdi A, Saperdi AJ, Orcellet JM y Angelini H. (2024). Relevamiento de variables edáficas relacionadas con la salud del suelo en el noreste y noroeste argentino. Presentado en el XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Catamarca, mayo de 2024.

Sainz Rozas, H., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Angelini, H., Larrea, G., Garello, F., Avila Manotoba, O., Orcellet, J.M, González San Juan, F. y Ciarlo, E. (2025). Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina. XVII Simposio Fertilidad 2025. Rosario, 7 y 8 de mayo de 2025. Resumen publicado en Actas del Simposio.

Sucunza F., Gutierrez Boem F., Garcia F., Boxler M. y Rubio G. (2018). Long-term phosphorus fertilization of wheat, soybean and maize on Mollisols: Soil test trends, critical levels and balances. European Journal of Agronomy 96, 87-95. https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.03.004.

ESTRATEGIAS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN MAÍZ DE SEGUNDA

Crespo, C.[1*], Wyngaard, N.[1, 2], Martinez, R. D.[1], Gonzalez Abba, V. H.[2], Tordó, A.[2], Barbieri, P.[2, 3]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. [2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. [3]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA INTA Balcarce. *ccrespo@mdp.edu.ar

RESUMEN: En maíz de segunda, las condiciones para la fertilización con nitrógeno (N) pueden favorecer las pérdidas por volatilización de amoníaco. La fuente de N más utilizada en este cultivo es urea, sin embargo, el uso de fuentes de N con bajo potencial de volatilización, como el nitrato de amonio calcáreo (CAN) podría mejorar la captación de N. El objetivo de este trabajo fue evaluar dos fuentes de N (CAN y Urea) a distintas dosis (30, 60, y 90 kg N ha^{-1}) en maíces de segunda sembrados en el Sudeste Bonaerense. Se realizaron 13 ensayos a campo entre 2021 y 2023, evaluando dos fuentes de N (UREA y CAN) y cuatro dosis (0, 30, 60 y 90 kg N ha^{-1}). Se determinaron variables edáficas asociadas a la disponibilidad de N ($N\text{-}NO_3^-$ a la siembra y N mineralizado en anaerobiosis, Nan) y se registraron las precipitaciones durante el ciclo del cultivo. El rendimiento en grano se determinó a madurez fisiológica. Los rendimientos variaron entre 1214 y 9038 kg ha^{-1}. Sólo en el 5% de los casos evaluados se detectaron diferencias significativas entre fuentes, con mayores rendimientos para CAN, indicando un comportamiento agronómico similar entre fuentes en la mayoría de los ambientes. En el 54% de los sitios se observaron respuestas significativas al agregado de N, principalmente a dosis de hasta 60 y 90 kg N ha^{-1}. A partir de un modelo de regresión múltiple que explicó el 50% de la variabilidad en la respuesta a N, se identificaron a las precipitaciones durante el ciclo del cultivo (30%) y el $N\text{-}NO_3^-$ a la siembra (20%) como las variables explicativas. Los resultados de este trabajo muestran que, si bien el maíz de segunda responde a la fertilización nitrogenada, la elección de la fuente no tiene un efecto diferencial sobre la respuesta a N en maíz.

PALABRAS CLAVES: fuentes de N, rendimiento en grano, disponibilidad hídrica.

INTRODUCCIÓN

El maíz de segunda ha cobrado relevancia en el Sudeste Bonaerense (SEB) debido a que es más estable en todas las fechas de siembra que la soja y reduce su potencial de rendimiento en menor medida que la soja a medida que se retrasa la fecha de siembra (Gambin et al., 2016). Cuando la disponibilidad de agua es adecuada, el nitrógeno (N) es considerado el factor más limitante en el maíz. Para ensayos de maíz de segunda en el SEB (Crespo et al. 2022), determinaron respuesta en rendimiento a dosis de hasta 90 kg N ha^{-1}, dependiendo del sitio y año de estudio. Por lo tanto, la fertilización nitrogenada es una estrategia necesaria para alcanzar los rendimientos objetivos. No obstante, el elevado costo, la gran demanda de N del cultivo de maíz y el potencial impacto ambiental negativo de la aplicación excesiva de N incentivan el desarrollo de prácticas de fertilización que apunten al logro de una alta eficiencia de uso de N.

En cultivos de maíz de segunda, la aplicación de N suele ser al voleo y sobre la superficie del suelo, lo cual puede favorecer las pérdidas por volatilización de amoníaco ($N\text{-}NH_3$). Las pérdidas por volatilización son más elevadas cuando las temperaturas del suelo se incrementan en un rango de 10 a 50ºC (Mcinnes et al., 1986). Por ende, para cultivos de maíz de segunda, fertilizados en enero, se esperarían grandes pérdidas de N como consecuencia de la elevada temperatura del suelo, que reducirían la eficiencia de uso de N.

Al respecto, se ha determinado que, para maíces de siembras tardías, las pérdidas de N por volatilización pueden ser de hasta el 40% (Fontanetto et al., 2002; Ferraris et al 2014). La fuente más comúnmente utilizada es la urea (UREA), que suele tener elevadas pérdidas por volatilización de $N\text{-}NH_3$. Para reducir las pérdidas por dicho proceso, se ha propuesto la utilización de fuentes de N con menor potencial de volatilización, como el nitrato de amonio calcáreo (CAN) (Barbieri et al., 2003). No obstante, no existe información para SEB referida a estrategias de fertilización para maíz de segunda cuando se utilizan diferentes fuentes y dosis N. El objetivo de este trabajo fue evaluar dos fuentes de N (CAN y Urea) a distintas dosis (30, 60, y 90 kg N ha^{-1}) en maíces de segunda sembrados en el SEB.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo 13 experimentos de maíz de segunda en distintos sitios del SEB (en los partidos de Necochea, Lobería, Tandil, Balcarce, General Alvarado y General Pueyrredón) entre el 2021 y 2023. En todos los sitios el antecesor fue una gramínea (trigo o cebada). Se utilizó un diseño en bloques completos aleatorizados con los factores "fuente de N" con dos niveles (UREA y CAN), y "dosis de N" con cuatro niveles (0, 30, 60 y 90 kg N ha^{-1}). La fertilización nitrogenada se realizó al voleo en el estadío de V3-V4 (Ritchie y Hanway, 1982). Los ensayos se realizaron en condiciones no limitantes de fósforo y azufre.

A la siembra del maíz se realizó un muestreo de suelos, tomando muestras en los estratos 0-20, 20-40 y 40-60 cm. Sobre dichas muestras se realizó la determinación de $N\text{-}NO_3^-$ (Keeney and Nelson, 1982) en todos los estratos, y N mineralizado en anaerobiosis (Nan, Keeney, 1982) y materia orgánica (MO, Walkey y Black, 1934) en 0-20 cm.

En el estadio de madurez fisiológica se cosecharon manualmente las espigas presentes en 5 m lineales de los 2 surcos centrales de cada parcela. Las muestras se secaron en cámara de secado a 60°C con circulación forzada de aire hasta peso constante, para luego ser trilladas y determinar el rendimiento en grano.

Se realizaron análisis de la varianza utilizando el procedimiento ANOVA incluido en el programa estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2011). Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas se empleó el test de la diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia de 0,05. Los ANOVA fueron realizados por sitio, comparando para cada dosis las dos fuentes como efecto fijo, y el bloque como efecto aleatorio. Dado que el efecto de las fuentes fue no significativo en el 95% de los casos, se evaluó el efecto de las dosis de N incluyendo el testigo (0 kg N ha^{-1}) para el promedio de las dos fuentes. Para analizar la asociación entre variables se realizaron modelos de regresión entre variables edáficas y el rendimiento relativo (Correndo et al., 2017), calculado como el cociente entre el rendimiento para un tratamiento dado y el rendimiento en la dosis más alta y la fuente CAN para cada sitio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los sitios bajo estudio mostraron gran variabilidad en las variables edáficas, representando un amplio rango de condiciones (Figura 1). La MO varió entre 3,35 y 7,28%, el Nan presentó un rango de 48 a 132 mg kg^{-1} y el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ a la siembra 17 a 122 kg ha^{-1}. Por otro lado, las precipitaciones variaron entre sitios y años, con un rango de 306 a 448 mm durante el ciclo de crecimiento del maíz (datos no mostrados). El promedio histórico para la zona en dicho período es de 378 mm, por lo que algunos sitios se encontraron por debajo y otros por encima de dichos valores, mostrando distinta disponibilidad hídrica para el cultivo de maíz.

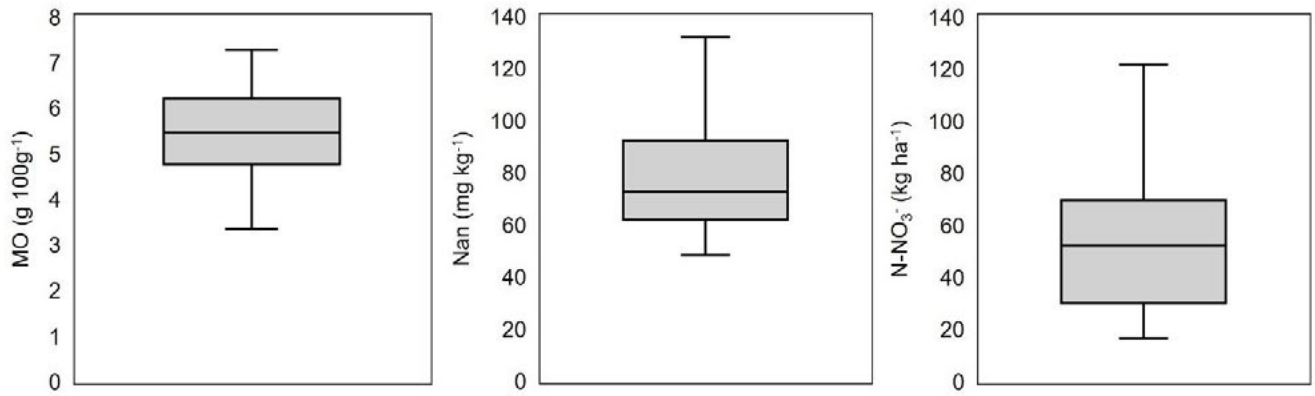


Figura 1. Medidas descriptivas de la materia orgánica (MO) y el nitrógeno (N) incubado en anaerobiosis (Nan) en 0-20 cm, y el $N\text{-}NO_3^-$ en 0-60 cm a la siembra del cultivo de maíz para 13 sitios. Las cajas representan los percentiles 5 y 95 (bigotes), y percentiles 25 (límite inferior de la caja) y 75 (límite superior de la caja). La línea negra dentro de las cajas representa la mediana.

Para las condiciones evaluadas en este trabajo, los rendimientos de maíz se ubicaron en un rango amplio, entre 1214 y 9038 kg ha^{-1}, reflejando la variabilidad ambiental y de manejo presente entre los sitios. Al analizar los 13 ambientes estudiados y las tres dosis de N aplicadas, se observaron diferencias significativas entre fuentes nitrogenadas en sólo 2 casos (sitio 1 con 60 kg N ha^{-1} y sitio 10 con 30 kg N ha^{-1}, Tabla 1). En ambas situaciones, la aplicación de CAN resultó en mayores rendimientos que UREA. Sin embargo, estos dos casos representan solo el 5% del total de las comparaciones, por lo que la tendencia general indica que ambas fuentes presentaron rendimientos similares. Este resultado contrasta con la hipótesis inicial, que planteaba una ventaja agronómica de CAN respecto de UREA, asociada a una menor susceptibilidad a pérdidas por volatilización de $N\text{-}NH_3$. La ausencia de diferencias consistentes entre fuentes sugiere que, en este conjunto de ambientes, las condiciones predisponentes a la volatilización (alta temperatura, baja humedad del suelo o demora en la incorporación del fertilizante) no se presentaron con la intensidad suficiente como para generar contrastes detectables en el rendimiento.

Tabla 1: Rendimiento en grano de maíz de segunda para 13 sitios, tres dosis de nitrógeno (30, 60 y 90 kg N ha^{-1}) y dos fuentes (CAN y UREA). Valores entre paréntesis indican error estándar. Letras diferentes dentro de una dosis de N indican diferencias significativas entre fuentes.

	30		60		90	
Sitio	CAN	UREA	CAN	UREA	CAN	UREA
1	6732 (486)	6193 (438)	6942 (329) a	4659 (11) b	5747 (553)	4285 (717)
2	6217 (341)	5692 (324)	7360 (287)	6358 (307)	7792 (341)	6802 (998)
3	6109 (1093)	6061 (67)	7795 (545)	7022 (544)	8135 (452)	8459 (251)
4	3900 (191)	3321 (94)	3932 (46)	4412 (314)	4033 (290)	4092 (245)
5	5308 (310)	4650 (489)	5956 (254)	4979 (675)	6537 (119)	4591 (477)
6	2032 (127)	1803 (354)	2333 (295)	2537 (473)	2027 (274)	2552 (343)
7	5751 (255)	5290 (213)	5420 (189)	5272 (339)	5993 (276)	6011 (287)
8	5017 (316)	5027 (379)	5011 (361)	5413 (379)	4530 (263)	4460 (449)
9	3999 (245)	3237 (78)	4552 (68)	3804 (209)	4203 (91)	4169 (253)
10	5093 (334) a	3894 (445) b	3658 (198)	4504 (38)	4441 (354)	3957 (566)

11	5381 (234)	5505 (159)	5530 (136)	5196 (347)	6450 (129)	5804 (271)
12	6641 (79)	6551 (567)	7300 (330)	7040 (319)	7895 (95)	7674 (283)
13	6880 (408)	6994 (117)	7081 (211)	6902 (121)	7808 (556)	7043 (458)

Se evaluó la respuesta a N en cada sitio teniendo en cuenta un testigo no fertilizado, para lo cual se realizó el promedio de ambas fuentes en cada dosis (Tabla 2). El 54% de los sitios mostró diferencias significativas al agregado de N, con respuestas en general a las dosis de hasta 60 y 90 kg de N ha^{-1}. El rango de respuesta varió entre 560 y 4044 kg ha^{-1}. Estos resultados son similares a los reportados por Crespo et al. (2022) para ensayos del SEB, y confirman la importancia de un manejo adecuado de la fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz de segunda.

Tabla 2. Rendimiento en grano de maíz de segunda para 13 sitios, y cuatro dosis de nitrógeno (0, 30, 60 y 90 kg N ha^{-1}). Valores entre paréntesis indican error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre dosis de N.

Sitio	0		30		60		90	
1	4684 (508)		6463 (316)		5800 (531)		5016 (520)	
2	5482 (281)	c	5955 (241)	bc	6859 (292)	ab	7297 (521)	a
3	4253 (483)	c	6085 (490)	b	7409 (385)	a	8297 (242)	a
4	3194 (223)	c	3610 (161)	bc	4172 (178)	a	4063 (170)	ab
5	4073 (477)		4979 (298)		5468 (390)		5564 (488)	
6	2091 (88)		1917 (176)		2435 (254)		2290 (229)	
7	4831 (451)	b	5520 (181)	ab	5346 (177)	b	6002 (178)	a
8	4567 (192)		5022 (221)		5212 (251)		4495 (233)	
9	3135 (193)	b	3618 (206)	b	4178 (194)	a	4186 (120)	a
10	3591 (302)		4494 (366)		4081 (209)		4199 (317)	
11	4178 (213)	c	5443 (130)	b	5363 (183)	b	6127 (197)	a
12	5731 (264)	d	6596 (257)	c	7170 (213)	b	7785 (142)	a
13	6270 (120)		6937 (192)		6992 (116)		7426 (365)	

Se analizaron las relaciones entre el rendimiento relativo de maíz y diversas variables edáficas (Figuras 2a y 2b). El N disponible —definido como la suma del N-NO_3^- a la siembra y el N aportado como fertilizante— se asoció positivamente con el rendimiento relativo, identificándose un umbral de 148 kg N ha^{-1}. Crespo et al. (2022) reportaron un umbral levemente inferior (124 kg N ha^{-1}), aunque derivado de relaciones con el índice de verdor y no con el rendimiento relativo. En contraste, la relación entre Nan y el rendimiento fue más débil (R^2=0,14), si bien se observó una tendencia positiva. Para ambas regresiones, los modelos no difirieron entre fuentes. Por lo tanto, se evaluó la respuesta promedio a N de CAN y UREA en relación con distintas variables ambientales. Se ajustó un modelo múltiple que explicó un 30% de la variabilidad en la respuesta a N mediante las precipitaciones totales del ciclo del cultivo, y un 20% mediante el N-NO_3^- a la siembra (Tabla 3). La respuesta a la fertilización nitrogenada se asoció positivamente a las precipitaciones, reflejando una mayor eficiencia del N aplicado bajo condiciones hídricas favorables, y negativamente con el N-NO_3^- a la siembra, lo que indica una menor respuesta cuando el suelo presenta una mayor disponibilidad inicial de N. Estos resultados son coherentes desde el punto de vista agronómico, dado que en algunos ambientes la disponibilidad hídrica fue limitante, evidenciando así una co-limitación entre agua y N en la determinación del rendimiento en grano de maíz (Kunrath et al., 2020).

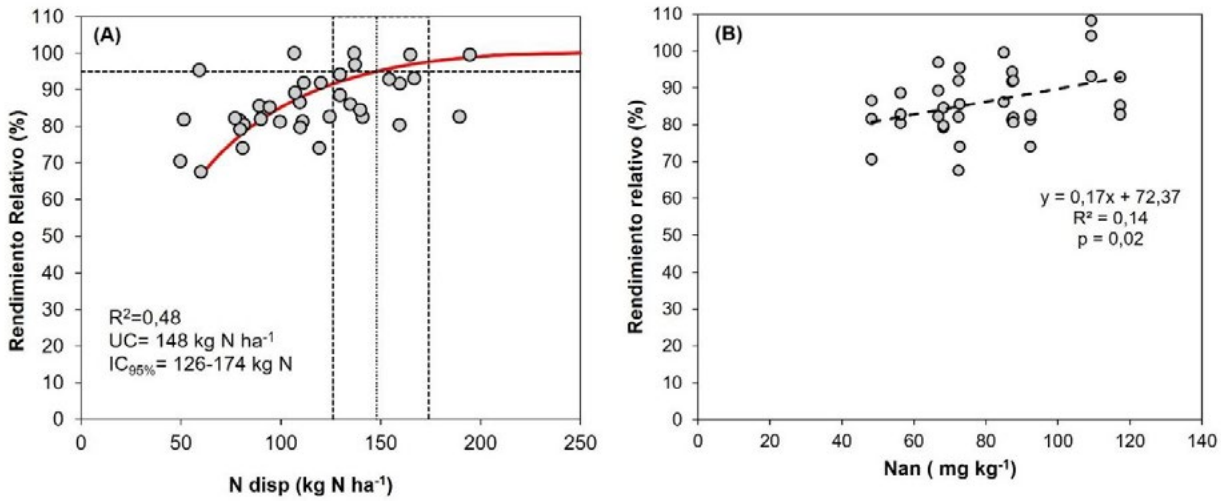


Figura 2. Modelos de regresión entre el rendimiento relativo y el nitrógeno (N) disponible (A), y el N mineralizado en anaerobiosis (B) para el promedio de dos fuentes de N en 13 sitios. *UC, umbral crítico; $IC_{95\%}$, intervalo de confianza al 95%.

Tabla 3. Modelo de regresión múltiple para predecir la respuesta a nitrógeno (N) en maíz de segunda en función de las precipitaciones (PP) y la disponibilidad de N a la siembra ($N\text{-}NO_3$).

Variable dependiente	Variable	Valor del parámetro	Valor p	R^2 parcial	R^2
Respuesta a N	PP	12,36	0.0004	0,30	0,50
	$N\text{-}NO_3^-$	-19,54	0,0007	0,20	
	Ordenada al origen	4283	0,008		

CONCLUSIONES

En las condiciones evaluadas en este trabajo, el maíz de segunda mostró una alta variabilidad en rendimiento y en la respuesta a la fertilización nitrogenada, fuertemente condicionada por el ambiente. Las fuentes de N evaluadas (UREA y CAN) presentaron comportamientos similares en la mayoría de los sitios, lo que indica que la fuente no fue un factor determinante del rendimiento en este conjunto de ambientes.

Más de la mitad de los sitios respondió al agregado de N, principalmente a dosis de hasta 60–90 kg N ha^{-1}, confirmando la importancia del manejo nitrogenado en maíz de segunda. La disponibilidad hídrica durante el ciclo del cultivo resultó el principal factor modulador de la respuesta a N, evidenciando una co-limitación entre agua y N.

BIBLIOGRAFÍA

Barbieri, P.A., Echeverría, H., y Sainz Rozas, H.R. (2003). Respuesta del cultivo de maíz bajo siembra directa a la fuente y al método de aplicación de nitrógeno. *Ciencia del Suelo*, 21,18-23.

Correndo, A.A., Salvagiotti, F., García F.O. y Gutiérrez-Boem, F.H. (2017). A modification of the arcsine–log calibration curve for analysing soil test value–relative yield relationships. *Crop Pasture Science*, 68 (3-4), 297-304.

Crespo, C., Martínez, R.D., Wyngaard, N., Divito, G., Martínez Cuesta, N. y Barbieri, P. (2022). Nitrogen diagnosis for double-cropped maize. *European Journal of Agronomy*. https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126600

Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C.W. (2008). InfoStat, versión 2008 Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Ferraris, G.N., Elias, G. y Galetto, M.L. (2014). Pérdidas de nitrógeno por volatilización en maíces tardíos en Pergamino (Bs As). Efectos de fuente y dosis. Actas X Congreso Nacional de maíz. Rosario, Santa Fe. 3-5 de septiembre 2014.

Fontanetto, H., Vivas, H., Kéller, O. y Romera, J. (2002). Evaluación de la volatilización de amoniaco desde diferentes fuentes nitrogenadas en soja con siembra directa. II Congreso Brasilero de Soja. Mercosoja 2002. Resumos:229.

Gambin, B.L., Coyos, T., Di Mauro, G., Borrás, L. y Garibaldi, L.A. (2016). Exploring genotype, management, and environmental variables influencing grain yield of late-sown maize in central Argentina. *Agricultural systems*, 146,11-19.

Keeney, D.R. (1982). Nitrogen-availability indexes. In Page, A.L. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. *Agron. Monogr. 9. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Coc. Am*., Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 643-698.

Keeney, D.R. y Nelson, D.W. (1982). Nitrogen inorganic forms. In: AL Page (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties *Agron.Monog 9,* pp. 643-698.

Kunrath, T., Lemaire, G., Texeira, E., Brown, H., Ciampitti, I. y Sadras, V.O. (2020). Allometric relationships between nitrogen uptake and transpiration to untangle interactions between nitrogen supply and drought in maize and sorghum. European Journal of Agronomy, https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126145.

Mcinnes K. J., Ferguson, R.B., Kissel, D.E. y Kanemasu, E.T. (1986). Field measurements of ammonia loss surface aplications of urea solution to bare soil. *Agronomy Journal,* 78, 192-196.

Ritchie, J. y Hanway, J. (1982). How a Corn Plant Develops. Iowa State University of Science and Technology, Cooperative Extension Service, Ames, Iowa, Special Report 48.

Walkley, A. y Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-37.

RESPUESTA DEL MAÍZ DE SEGUNDA AL NITRÓGENO CON LEGUMINOSAS INVERNALES COMO ANTECESORES

Crespo, C.[1*], Wyngaard, N.[1, 2], Martinez, R. D.[1], Tordó, A.[2], Barbieri, P.[2, 3]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. [2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. [3]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA INTA Balcarce. *ccrespo@mdp.edu.ar

RESUMEN: Las leguminosas invernales, como arveja y vicia, surgen como antecesores promisorios para el maíz de segunda, ya que, a diferencia de las gramíneas, sus residuos pueden aportar nitrógeno (N) al cultivo siguiente. El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta a la fertilización nitrogenada en maíz de segunda con antecesores leguminosos en el Sudeste Bonaerense. Se realizaron 6 ensayos a campo entre 2021 y 2024, evaluando cuatro dosis de N (0, 30, 60 y 90 kg N ha^{-1}) en maíz de segunda con antecesor leguminosa. Se determinaron variables edáficas asociadas a la disponibilidad de N (N-NO_3^- a la siembra y N mineralizado en anaerobiosis, Nan) y se registraron las precipitaciones durante el ciclo del cultivo. El índice de suficiencia (ISN) se determinó a floración a partir de lecturas de SPAD. Para todos los sitios evaluados, el ISN se encontró por encima de 0,85, indicando suficiencia de N para el maíz. Los rendimientos variaron entre 3.654 y 12.737 kg ha^{-1}. El aporte de N por la descomposición de los residuos de vicia o arveja fue suficiente para cubrir los requerimientos del maíz. No se encontraron asociaciones significativas entre el ISN, el rendimiento y la respuesta a N ya que todos los sitios presentaron suficiencia de N. El N-NO_3^- a la siembra y el Nan no se correlacionaron con el rendimiento debido a la liberación tardía de N desde los residuos de leguminosas. Los resultados de este trabajo muestran que la intensificación de rotaciones con maíz de segunda luego de una leguminosa invernal es una buena estrategia para captar el N residual, manteniendo rendimientos elevados sin la dependencia de fertilizantes nitrogenados.

PALABRAS CLAVE: respuesta a N, cultivo antecesor.

INTRODUCCIÓN

La intensificación agrícola es una estrategia para aumentar la producción mediante un uso más eficiente del tiempo, el espacio y los recursos disponibles (Crespo et al., 2023). El uso de dobles cultivos permite incrementar la producción anual por unidad de superficie y diversificar las rotaciones. El maíz (*Zea mays* L.) de segunda permite aprovechar el período estival posterior a la cosecha de cultivos invernales siendo una opción viable para intensificar rotaciones. Sin embargo, la provisión adecuada de nitrógeno (N) resulta determinante para sostener su productividad (Crespo et al., 2022).

El N es el nutriente que con mayor frecuencia limita el rendimiento del maíz, y su respuesta a la fertilización depende tanto de las condiciones climáticas como de la disponibilidad inicial de N en el suelo. En la actualidad, el maíz de segunda se siembra mayoritariamente sobre antecesores gramíneas. No obstante, estos cultivos presentan la desventaja de aportar residuos con elevada relación C:N, lo que puede promover la inmovilización temporaria de N durante su descomposición y reducir la disponibilidad del nutriente para el cultivo siguiente. En este contexto, las leguminosas de invierno surgen como una alternativa viable en secuencias con maíz de segunda, ya que su capacidad de fijación biológica de N y la rápida mineralización de sus residuos pueden disminuir la dependencia del maíz respecto de fuentes externas de N. Dentro de las leguminosas, arveja (*Pisum sativum* L.) y vicia (*Vicia spp.*) son dos especies que están tomando relevancia como cultivos de invierno (Enrico et

al., 2020). Sin embargo, no hay estudios que evalúen la respuesta a N en maíz de segunda con estos cultivos como antecesores en el Sur de Buenos Aires.
El monitoreo del estado nitrogenado del cultivo durante el ciclo permite interpretar la respuesta a la fertilización. El índice de verdor, medido a través del SPAD ha mostrado buenas relaciones con la disponibilidad de N y con la respuesta a la fertilización en maíz de segunda sembrado sobre gramíneas (Crespo et al., 2022), siendo relevante evaluar su uso en rotaciones de leguminosa/maíz de segunda.
El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta a la fertilización nitrogenada en maíz de segunda con antecesores leguminosos y analizar la utilidad del índice SPAD como indicador del estado nitrogenado del cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo 6 experimentos de maíz de segunda en los partidos de Tandil y Balcarce entre el 2021 y 2024. En todos los sitios el antecesor fue una leguminosa (arveja o vicia). Se utilizó un diseño en bloques completos aleatorizados con el factor "dosis de N" con cuatro niveles (0, 30, 60 y 90 kg N ha^{-1}). La fertilización nitrogenada se realizó al voleo en el estadío de V3-V4 (Ritchie y Hanway, 1982) con Urea. Los ensayos se realizaron en condiciones no limitantes de fósforo y azufre.
A la siembra del maíz se realizó un muestreo de suelos, tomando muestras en los estratos 0-20, 20-40 y 40-60 cm. Sobre dichas muestras se realizó la determinación de $N\text{-}NO_3^-$ (Keeney and Nelson, 1982) en todos los estratos, y N mineralizado en anaerobiosis (Nan, Keeney, 1982) y materia orgánica (MO, Walkey y Black, 1934) en 0-20 cm. Con datos locales de densidad aparente se expresó el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en kg ha^{-1}.
En el estadío de R1 (Ritchie y Hanway, 1982) se realizó la medición de índice de verdor con el medidor de clorofila Minolta SPAD 502, tomando 10 lecturas en la hoja de la espiga por cada parcela. En el sitio 4 la medición no pudo realizarse por motivos técnicos. El índice de suficiencia de N (ISN) se calculó como la medición de SPAD en una parcela dada sobre la medición de SPAD a la dosis más alta (90 kg N ha^{-1}).
En el estadio de madurez fisiológica se cosecharon manualmente las espigas presentes en 5 m lineales de los 2 surcos centrales de cada parcela. Las muestras se secaron en cámara de secado a 60°C con circulación forzada de aire hasta peso constante, para luego ser trilladas y determinar el rendimiento en grano (14% de humedad).
Se recolectaron datos de precipitaciones durante el ciclo del cultivo de maíz de distintas estaciones experimentales cercanas a los sitios donde se encontraban los ensayos.
Se realizaron análisis de la varianza utilizando el procedimiento ANOVA incluido en el programa estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2011). Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas se empleó el test de la diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia de 0,05. Se realizó un ANOVA evaluando la interacción del sitio y la dosis de N, donde los factores sitio y dosis de N fueron considerados fijos y el bloque aleatorio. Se evaluaron las relaciones entre las variables a través de correlaciones de Pearson.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los experimentos de este trabajo se situaron en Molisoles con un rango de MO entre 4,3 y 6,1% y valores de Nan en el rango de 29 a 64 mg kg^{-1}, abarcando un amplio rango de condiciones edáficas (Tabla 1). Si bien todos los experimentos se realizaron sobre antecesores leguminosas, la disponibilidad de N a la siembra de maíz difirió ampliamente entre sitios (28-90 kg N ha^{-1}).

Tabla 1. Caracterización edáfica de los 6 sitios: Materia orgánica (MO), nitrógeno (N) incubado en anaerobiosis (Nan) en 0-20 cm y N disponible a la siembra ($N\text{-}NO_3^-$) en 0-60 cm.

Sitio	MO (%)	$N\text{-}NO_3^-$ (kg ha^{-1})	Nan (mg kg^{-1})
1	4,7	49	63
2	4,9	71	64
3	5,7	90	29
4	4,3	30	60
5	5,2	79	53
6	6,1	40	59

Las precipitaciones durante el ciclo de crecimiento de maíz fueron inferiores a la media histórica para el área de estudio (374 mm), presentándose condiciones de cierta limitación hídrica (Tabla 2).

Tabla 2. Precipitaciones decádicas y precipitaciones totales para el cultivo de maíz en los 6 sitios. Los valores en negrita indican las décadas que abarcan el período crítico para la definición de rendimiento.

Mes	Decada/Sitio	1	2	3	4	5	6
Dic	3			3		57	
	1			39		49	50
Ene	2	20	20	22	17	2	0
	3	17	17	6	15	0	0
	1	9	9	25	9	73	61
Feb	2	47	47	62	45	7	9
	3	7	7	2	7	24	7
	1	0	0	**9**	0	**24**	**14**
Mar	2	**58**	**58**	**40**	**50**	**66**	**48**
	3	**78**	**78**	**12**	**5**	**19**	**0**
	1	**1**	**1**	33	**1**	0	20
Abr	2	36	36	48	65	32	6
	3	81	81	60	78	14	0
Total		354	354	361	354	367	215

La interacción entre sitio y dosis de N sobre ISN no fue significativa (p=0,09), pero se encontraron efectos significativos de ambos efectos. Si bien los sitios se diferenciaron en el ISN, los valores promedio superaron el 90% en todos los casos (Figura 1). Por su parte, al promediar sitios, se determinaron diferencias entre las dos dosis más altas (60 y 90 kg N ha^{-1}) respecto al testigo sin N y a la dosis más baja (30 kg N ha^{-1}), aunque con diferencias de baja magnitud. De hecho, la media del ISN presentó valores superiores al 90% para los 4 tratamientos, indicando suficiencia de N para el maíz.

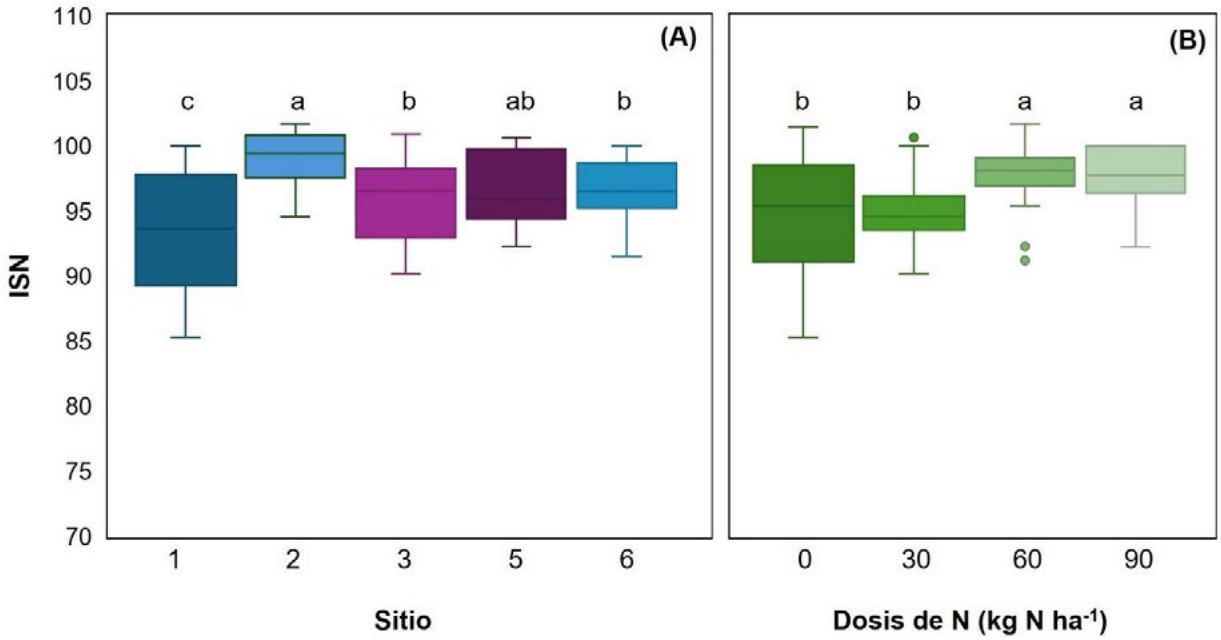


Figura 1. Índice de suficiencia de nitrógeno (N) para 5 sitios (A) y cuatro dosis de N (0, 30, 60, y 90 kg N ha^{-1}, B). Las cajas representan los percentiles 5 y 95 (bigotes), y percentiles 25 (límite inferior de la caja) y 75 (límite superior de la caja). La línea dentro de las cajas representa la mediana. Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios (A) y dosis de N (B).

El rendimiento en grano varió entre 3.654 y 12.737 kg ha^{-1} (Tabla 3), valores superiores a los reportados por Crespo et al. (2022) para maíz de segunda con antecesor gramínea en el Sudeste Bonaerense. No se determinó una interacción significativa entre sitio y dosis de N, sólo presentando efecto significativo el sitio (Tabla 3). En este sentido, el potencial de cada sitio, junto con las condiciones hídricas, modularon el rendimiento promedio de las 4 dosis. Por otro lado, independientemente del potencial de rendimiento, el N liberado durante la descomposición de los residuos de vicia o arveja fue suficiente para cubrir los requerimientos del cultivo de maíz, sin determinarse diferencias significativas entre dosis de N. Si bien estudios previos en la Región Pampeana reportaron resultados concordantes (Salvagiotti et al., 2025), este constituye el primer estudio realizado en el Sudeste Bonaerense que evalúa la inclusión de maíz de segunda luego de arveja.

Tabla 3. Rendimiento en grano para cuatro dosis de N (0, 30, 60, y 90 kg N ha^{-1}) en 8 sitios. Valores entre paréntesis indican error estándar. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre dosis de N para cada sitio. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sitios para el promedio de 4 dosis de N.

Sitio	0	30	60	90	Promedio sitio
1	5002 (324,9)	5085 (272,9)	5091 (74,6)	5303 (149,1)	5120 (103) C
2	4843 (267,1)	5230 (335,6)	5153 (278,3)	4851 (364,2)	5019 (144) C
3	4443 (311,9)	5251 (313)	4661 (292,7)	4455 (530,5)	4702 (188) C
4	3969 (176,6)	3668 (172,8)	3680 (244,3)	3654 (250,8)	3742 (100) D
5	11063 (594,3)	11978 (640,9)	12737 (760,3)	12154 (192,7)	11982 (309) A
6	6994 (191,9)	7125 (285,6)	7936 (33,5)	7560 (153,9)	7403 (138) B

En los ensayos no se detectaron relaciones significativas entre el ISN y el rendimiento en grano, ni entre estas variables y la respuesta a la fertilización nitrogenada, lo que sugiere que el cultivo no estuvo limitado por la disponibilidad de N. La ausencia de respuesta a N en

los sitios evaluados indica que el aporte de N del sistema suelo–cultivo antecesor fue suficiente para los niveles de rendimiento alcanzados, independientemente del estado nutricional inicial del cultivo. En este contexto, el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ a la siembra y el Nan tampoco se asociaron con el rendimiento, lo que puede explicarse porque, en sistemas con antecesores leguminosos, el N disponible para el cultivo no depende exclusivamente del tamaño del pool inicial de N orgánico lábil, ni de la disponibilidad de N a la siembra, sino de la sincronía entre la mineralización de N desde el residuo y la demanda del cultivo. Una proporción significativa del N se libera durante el ciclo del maíz como resultado de la mineralización progresiva de los residuos de vicia o arveja, generando un suministro de N más tardío y continuo. Este desacople temporal entre el Nan estimado a la siembra y la dinámica real de liberación de N limita su capacidad, al igual que la del $N\text{-}NO_3^-$ inicial y del ISN, para predecir el rendimiento final.

En contraste, el rendimiento en grano se correlacionó fuertemente con las precipitaciones acumuladas entre la siembra y la floración (r = 0,76), indicando que la disponibilidad hídrica durante el período vegetativo y el período crítico del cultivo fue el principal factor explicativo de la variabilidad observada entre sitios. Este resultado refuerza que, en maíz de segunda del sudeste bonaerense con antecesor leguminoso, el rendimiento responde prioritariamente a las condiciones ambientales.

CONCLUSIONES

La inclusión de leguminosas invernales como antecesores del maíz de segunda permitió mejorar la provisión de N del sistema, reduciendo la necesidad de fertilización nitrogenada. El rendimiento no estuvo asociado al ISN, al $N\text{-}NO_3^-$ a la siembra ni al Nan, lo que indica que la disponibilidad de N no fue el principal factor limitante del sistema. En cambio, la variabilidad del rendimiento estuvo más relacionada con las precipitaciones entre siembra y floración, destacando que la oferta hídrica define el desempeño del cultivo en sistemas de maíz de segunda con antecesores vicia o arveja.

BIBLIOGRAFÍA

Crespo, C., Novelli, L., Wyngaard, N., Martinez, R.D., Barraco, M., Gudelj, V., Barbagelata, P.A. y Barbieri, P.A. (2023). *Field Crops Research*, https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.109018

Crespo, C., Martínez, R.D., Wyngaard, N., Divito, G., Martínez Cuesta, N., y Barbieri, P. (2022). Nitrogen diagnosis for double-cropped maize. *European Journal of Agronomy*, https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126600

Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C.W. (2008). InfoStat, versión 2008 Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Enrico, J.M., Piccinetti, C.F., Barraco, M.R., Agosti, M.B., Eclesia, R.P. y Salvagiotti, F. (2020). Biological nitrogen fixation in field pea and vetch: response to inoculation and residual effect on maize in the Pampean region. *European Journal of Agronomy*, 115, 126016.

Keeney, D.R. (1982). Nitrogen-availability indexes. In Page, A.L. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Coc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 643-698.

Keeney, D.R. y Nelson, D.W. (1982). Nitrogen inorganic forms. In: AL Page (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties Agron.Monog 9: pp. 643-698.

Ritchie, J. y Hanway, J. (1982). How a Corn Plant Develops. Iowa State University of Science and Technology, Cooperative Extension Service, Ames, Iowa, Special Report 48.

Salvagiotti, F., Caviglia, O., Bacigaluppo, S., Barraco, M., Boero, L., Biassoni, M., Enrico, J., Kehoe, E., Eclesia, R.P., Madias, A., Maltese, N., Melchiori, R., Novelli, L., Prieto,G., Ross, F., Ruiz, A. y Carciochi, W. (2025) Response to nitrogen fertilization of late sown maize upon different winter previous crops. *European Journal of Agronomy*, https://doi.org/10.1016/j.eja.2025.127566

Walkley, A. y Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science,* 37, 29-37.

ESTRATEGIAS NUTRICIONALES DEL CULTIVO DE SOJA EN SUELOS DE LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO

De Siervi, M.[1*], Silva, F.[1], Morgan, L.[1], Bargiela, M.[1]

[1] Cátedra de Química Inorgánica y Aplicada, Facultad de Agronomía (UBA)- Av. San Martín 4453 (1417) C.A.B.A. [*] desiervi@agro.uba.ar

RESUMEN: El cultivo de soja presenta requerimientos nutricionales por kg de grano producido e índices de cosecha de nutrientes superiores a casi todos los cereales. Los fertilizantes arrancadores pueden ser parte de un programa integral de manejo de la nutrición, pero en general nunca se agregan en cantidades que aseguren la reposición de la extracción de nutrientes por un cultivo de resultados razonables, por lo que no sustituyen un análisis de suelos y un cálculo de balance de nutrientes que aseguren el mantenimiento de la fertilidad del lote. En este trabajo se un ensayo en cámara de cultivo de soja en macetas hasta la etapa R1, utilizando suelos pertenecientes a la cuenca alta del Río Matanza-Riachuelo. Se aplicaron dos dosis de un arrancador y se la comparó con otros fertilizantes convencionales. Se determinó MS en parte aérea, raíces, nódulos, CE en el agua de drenaje, y contenido de zinc de los tejidos radiculares, como así también las concentraciones de fósforo extractable en los sustratos antes de la siembra y luego de la finalización del ensayo. Luego del análisis de los resultados, pudo corroborarse un efecto positivo sobre la biomasa aérea de los tratamientos con el arrancador y del MAP+SA. La concentración de nitratos en el sustrato disminuyó en forma significativa hacia la finalización del ensayo. No pudieron corroborarse efectos de los tratamientos sobre la nodulación. Los contenidos de P Bray fueron mayores en T1 y T2. Se determinaron incrementos significativos en la concentración de Zn en los tejidos radiculares en los tratamientos que incluían fuentes que aportaban concentraciones de este micronutriente.

PALABRAS CLAVE: suelos, arrancador, soja.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de producción bajo siembra directa están siendo utilizados por un número cada vez mayor de productores en el mundo debido a varias ventajas inherentes. Las aplicaciones de fertilizantes arrancadores han demostrado ser efectivos para mejorar la absorción de nutrientes, incluso en suelos que no tienen bajos niveles de nutrientes disponibles, sin embargo, es una opción que no se ha investigado exhaustivamente ni se ha comparado con las aplicaciones subterráneas. El presente experimento tiende a indagar esta problemática.

El cultivo de soja presenta requerimientos nutricionales por kg de grano producido e índices de cosecha de nutrientes, en general, mayores que los cereales (García, 2003). Para alcanzar el 40 % de contenido proteico en grano se requiere un alto aporte de nitrógeno; parte de la demanda es cubierta por la fijación biológica (FBN) que aporta entre el 25 y el 84%. A su vez, el N incide en la síntesis de los aminoácidos que contienen azufre, dado que se necesita la reducción asimilativa de sulfatos y nitratos para que se complete el proceso (Scherer, 2009). Los arrancadores también pueden aportar micronutrientes esenciales para el cultivo de soja como el zinc (Zn). Para los suelos agrícolas, la disponibilidad de Zn se asocia positivamente con el P-Bray I, la MO y negativamente con el pH del suelo. Por otro lado, los autores establecieron que a nivel de cultivo la relación P/Zn es antagónica, ya que cuanto mayor es la disponibilidad de P en el suelo mayor será la probabilidad de determinar deficiencias de Zn en los cultivos, particularmente en suelos con contenidos bajos del micronutriente (Sainz Rozas et al. 2013).

El objetivo de este trabajo fue realizar un ensayo comparativo para evaluar el efecto de diferentes fuentes nutricionales sobre el desarrollo del cultivo de soja durante la etapa vegetativa en suelos de la Cuenca Alta del Río Matanza-Riachuelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de la zona donde se tomaron las muestras: Para realizar el ensayo en la cámara de cultivo, se utilizó suelo y perlita en una relación en volumen 1:1. El suelo pertenecía al horizonte Ap de un Argiudol abrúptico, UF Br (INTA) (Serie Brandsen y Serie Tatay) Gral. Las Heras (Buenos Aires-34°58'43.8"S 58°51'33.3"W). En la Figura 1 se puede observar el sitio de muestreo dentro de la Cuenca Matanza Riachuelo. Se tomaron muestras compuestas de 0 - 10 cm, se secaron al aire y se tamizaron por 2 mm. Se analizaron físico químicamente según métodos estandarizados (Page, 1982). En la Tabla 1 pueden observarse los valores de la caracterización físico química del suelo muestreado.

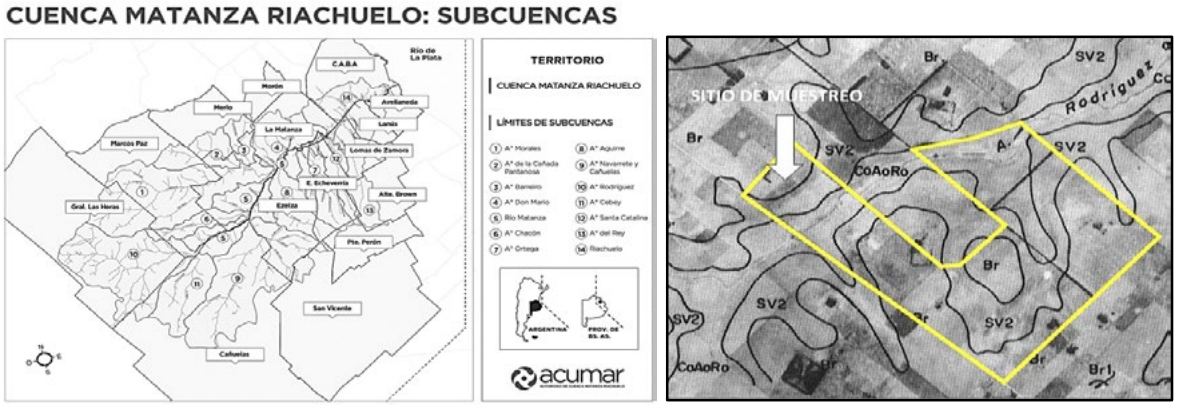


Figura 1. Ubicación del sitio de muestreo. *Fuente. ACUMAR.*

Tabla 1. Características Físico-químicas del suelo muestreado.

pH actual	pH potencial	CE (dS m^{-1})	% M.O.	N total (%)	P Bray (ppm)	% H. Eq.	TEXTURA	CIC ($cmol_c$ kg^{-1})
5,38	4,50	0,38	4,93	0,245	17,5	33,97	FL	22,9

Diseño experimental y tratamientos: Se realizó un diseño en bloques aleatorio con 7 tratamientos y 3 repeticiones, incluyendo un Testigo sin fertilizar (Control), 2 dosis de arrancador 17 M (líquido) según su aporte de Zn (2,2 y 4,4 kg Zn ha^{-1}), con distintas fuentes de nutrición que incluían fosfato mono amónico líquido (MAP), sulfato de amonio ($(NH_4)_2SO_4$) - SA), sulfato de calcio ($CaSO_4$), y otra fuente de Zn como $ZnSO_4$, emulando los aportes de Zn que hicieron los tratamientos 1 y 2 con el arrancador (2,2 y 4,4 kg Zn ha^{-1}), el último tratamiento (T6) se incorporó también $CaSO_4$ para completar la oferta de azufre.

Siembra y manejo del cultivo: En cada maceta se agregó una mezcla 1:1 en volumen de suelo seco y perlita, luego se agregaron las dosis de fertilizante correspondiente a cada tratamiento, 1 semana antes de la siembra del cultivo. Durante ese período, las macetas fueron regadas con agua destilada. La siembra se realizó utilizando la variedad DM 46e21 SE. Las semillas fueron inoculadas. Se sembraron 4 plantas por maceta. El ensayo finalizó al momento que las plantas alcanzaron la etapa fenológica R1.

Variables de medición: Se midió MS parte aérea y raíz, número y peso de nódulos. Se determinó nitratos ($N\text{-}NO_3^-$) previo a la siembra y posterior a la cosecha. Se determinó la concentración de Zn en el tejido radicular mediante una mineralización ácida con HNO_3-$HClO_4$.

El resumen del diseño experimental puede observarse en la Tabla 2.

Tabla 2. Diseño experimental realizado en el ensayo en cámara de cultivo; n = 3;

TRATAMIENTO	FERTILIZANTE	DOSIS Ha^{-1}	DOSIS MAC.	APORTE Zn
CONTROL	--------	--------	--------	--------
1	Arrancador 17M	285 L ha^{-1}	0,9 ml	2,2 kg ha^{-1}
2	Arrancador 17M	570 L ha^{-1}	1,9 ml	4,4 kg ha^{-1}
3	MAP	234 kg ha^{-1}	0,74 gr	--------
4	MAP	234 kg ha^{-1}	0,74 gr	--------
	SA	61 kg ha^{-1}	0,19 gr	
5	MAP	234 kg ha^{-1}	0,74 gr	2,2 kg ha^{-1}
	$ZnSO_4$	10 kg ha^{-1}	0,03 gr	
	MAP	234 kg ha^{-1}	0,74 gr	
6	$ZnSO_4$	20 kg ha^{-1}	0,06 gr	4,4 kg ha^{-1}
	$CaSO_4$	74 kg ha^{-1}	0,23 gr	

MAP: fosfato monoamónico ($NH_4H_2PO_4$); SA: Sulfato de Amonio ($(NH_4)_2SO_4$).

Análisis estadístico: las variables físicas y químicas determinadas en el suelo fueron comparadas mediante un Análisis de la Varianza (ANOVA) de un factor (sitio). En todos los casos se probó Normalidad por el test de Lilliefors y Homocedacea por el test de Levene. Los análisis estadísticos se realizaron usando Infostat versión 2020. Se consideraron diferencias significativas $p<0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Incremento en materia seca: En la Figura 3 pueden observarse la MS acumulada (g pl-1) por las plantas de soja en parte aérea y raíces desde la siembra hasta R1. Luego del análisis estadístico de los datos, se llegó a la conclusión que no se determinaron diferencias significativas en el incremento de materia seca de las raíces en ninguno de los tratamientos aplicados ni en el testigo. Sin embargo, se observó un comportamiento distinto cundo se analizó el incremento en MS en la parte aérea. Los tratamientos donde se usó el arrancador 17M, en bajas y altas dosis, como así también el tratamiento con MAP+SA, demostraron ser significativamente superiores al resto ($p<0,05$).

Para condiciones en las cuales no existen limitaciones hídricas ni de nutrientes, la acumulación de N, P y S se anticipa a la acumulación de materia seca (MS). La tasa de acumulación de N es elevada a partir de los 25-30 días después de la emergencia, mientras que para P comienza después de los 40 días (Andrade et al., 1996). Por lo tanto, creemos firmemente en la posibilidad de que los tratamientos que presentaron mayor acumulación de MS en parte aérea sería debido la mayor oferta de N.

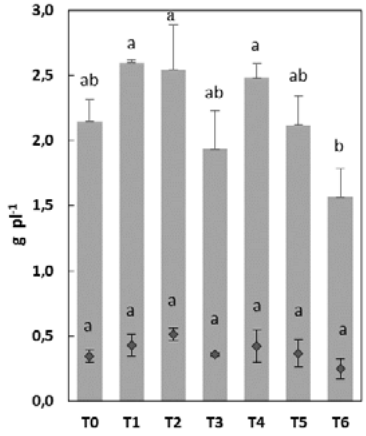
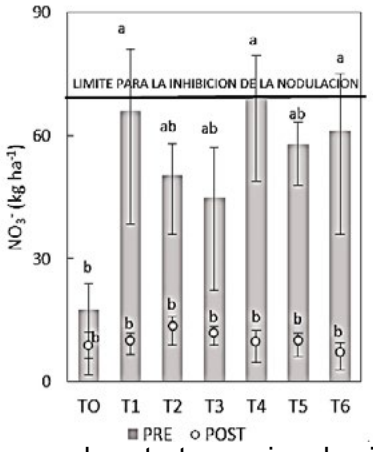


Figura 3. Peso de la materia seca por planta de parte aérea (barras) y raíces (rombos) en el Control y los tratamientos.

Tanto el T0, como los tratamientos con T3 y T5 en dosis bajas, no demostraron diferencias significativas. El área foliar de la soja es un índice crítico para obtener un mayor rendimiento del cultivo y está significativamente influenciado por factores abióticos (radiación solar y oferta

hídrica). La acumulación temprana de MS se reparte en gran medida en el tejido foliar hasta el inicio del crecimiento reproductivo, cuando una cantidad cada vez mayor se asigna a los tallos y pecíolos y, finalmente, a las vainas en R3.5 y a las semillas en R4.5. (Gaspar et al., 2017)

Evolución del contenido de NO_3^-: En la Figura 4 se puede observar la evolución del contenido del NO_3^-. Antes de la siembra, T1 tenía una concentración significativamente menor que el resto de los tratamientos. El tratamiento T1 y el T4 alcanzaron las máximas concentraciones, seguidos por T5 y T6. Los menores valores de los tratamientos con fertilización fueron alcanzados por T3 y T2. Los contenidos de NO_3^- POST se redujeron significativamente con respecto al punto inicial incluso en T0. En cuanto a la nutrición mineral, la soja es el cultivo de más altas exigencias y el de mayor índice de cosecha de nutrientes (Fontanetto et al., 2011), por ejemplo, de N.



634

Figura 4. Concentración de NO_3^- en el sustrato previo a la siembra y con posterioridad a la cosecha.

La FBN cubre entre el 25 y el 75 % de las necesidades de N, y se trata de un proceso que es energéticamente costoso para la planta. Para aprovecharla al máximo, se inocula la semilla. En estudios realizados en la región pampeana, solo se encontraron aumentos en rendimientos por fertilización nitrogenada en lotes sin antecedentes de soja y cultivos sin inoculación (Díaz Zorita, 2004).

La diferencia entre los contenidos PRE y POST) es obviamente debido al consumo de $N\text{-}NO_3^-$ por el cultivo en crecimiento, aun teniendo en cuenta que una pequeña parte del N disponible al finalizar el ensayo podrían haber provenido de la mineralización del N orgánico presente en el suelo utilizado como sustrato, considerando que el aporte es igual para el control y todos los tratamientos. Según el Ing. Agr. Marcelo Arriola (INTA Pergamino – AAPRESID), se considera que con valores de NO_3^- superiores a 70 kg ha^{-1} de $N\text{-}NO_3^-$, la nodulación se ve inhibida debido a múltiples factores (comunicación personal). Sin embargo, no se pudieron corroborar en este trabajo contenidos superiores al establecido como límite para iniciar el proceso de inhibición de nodulación. En nuestro ensayo, no se pudieron verificar lo encontrado por otros autores, es decir, no se pudieron determinar diferencias significativas en lo referente al número de nódulos por planta ni de la MS de los mismos entre los diferentes tratamientos.

Niveles de P extractable: Al determinar los niveles de P Bray en los sustratos del ensayo antes de la siembra y luego de finalizado el ensayo, se pudo confeccionar la Figura 5 que se observa a continuación.

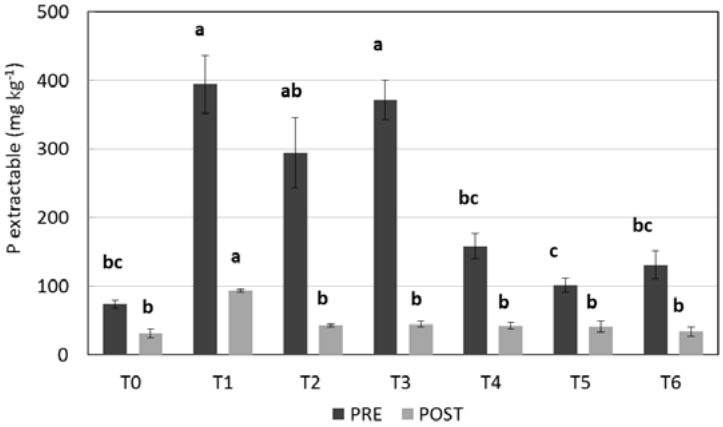


Figura 5. Niveles de P bray en el sustrato antes y después del ensayo.

Se observa el aporte diferencial P producido por los tratamientos, pero T1 y T2, conjuntamente con T3, correspondieron a los tratamientos con mayor oferta de este elemento previo a la siembra. Las mezclas físicas del resto de los tratamientos, sin embargo, presentaron contenidos significativamente inferiores, lo cual resulta inesperado, pero lo asociamos a la interacción de las mezclas físicas. Por otra parte, los niveles de P Bray POST fueron significativamente inferiores a los niveles medidos al comienzo, lo cual se explica teniendo en cuenta la absorción de este elemento por el cultivo. El P es un elemento esencial que desempeña funciones clave en la fotosíntesis, la respiración y la transformación de energía en las plantas, además, es un componente de los ácidos nucleicos y las membranas, y actúa como regulador en las enzimas (Lambers, 2022).

Concentración de Zn en el tejido radicular: En la Figura 6 pueden observarse las concentraciones de Zn encontradas en el tejido radicular de las plantas de cada tratamiento. En tratamiento con mayor concentración fue T1 y los de menor T3 y T4, y que no aportaban Zn. T0, T5 y T6, no demostraron diferencias significativas. Si bien T0 no fue fertilizado, el suelo utilizado para el sustrato del ensayo posee valores relativamente altos de Zn disponible para las plantas (De Siervi, 2016).

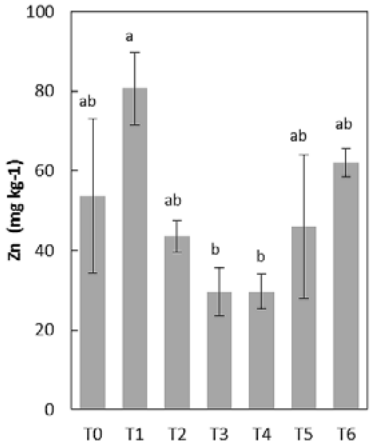


Figura 6. Concentración de Zn en los tejidos radiculares de las plantas de soja de los distintos tratamientos.

CONCLUSION

No se determinaron diferencias significativas en el incremento de MS de las raíces, pero pudo observarse un comportamiento diferencial al analizar el incremento de MS aérea. En T1, T2 y T4 demostraron ser significativamente superiores al resto. Con respecto a la evolución del contenido de nitratos en todos casos se pudo determinar una disminución significativa de su concentración al finalizar el ensayo, comparándola con la etapa previa a la siembra. No pudieron corroborarse efectos de los tratamientos sobre el número de nódulos o sobre su MS.

La concentración de Zn en los tejidos radiculares de las plantas de soja fue superior significativamente en T1, T2, T5 y T6. Se necesitan complementar con futuras determinaciones para ampliar las conclusiones aquí enunciadas.

BIBLIOGRAFIA

ACUMAR- Autoridad de la Cuenca Matanza – Riachuelo (2013). ANEXO II Informe de Delimitación topográfica de la Cuenca Hidrográfica del Río Matanza- Riachuelo"- Dirección General Técnica, 11 p.

Andrade F. H., Echeverría H. E., González N. S., Uhart S. y Darwich N. (1996). Requerimientos de nitrógeno y fósforo de los cultivares de maíz, girasol y soja. Boletín técnico 134. INTA EEA Balcarce. 17 pp.

Andrade F. y Sadras V. (Editores) (2002). Ecofisiología comparada de maíz, girasol y soja. Segunda Edición. INTA FCA, UNMP. 450 pp.

De Siervi, M. (2016). Dinámica de nutrientes y metales en aguas de escorrentía de una subcuenca agropecuaria (Cuenca Matanza – Riachuelo - Argentina). Tesis doctoral para optar al grado de Doctor en Ecosistemas Terrestres, Implicancias ambientales y uso sostenible. Departamento de Biología y Ciencia del Suelo. UVigo, España. (https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=221985.

Díaz Zorita, M. (2004). Requerimientos nutricionales del cultivo de soja. En: Díaz Zorita, M. y Duarte, G. A. (eds.), Manual práctico para la producción de soja. Buenos Aires, Hemisferio Sur S.A., 79-89 págs.

Fontanetto, H., Keller, O., Sillón, M., Albrecht, J., Giailevra, D., Negro, C. y Belotti, L. (2011). Manejo de la fertilización de la soja en regiones templadas, Información técnica cultivos de verano, EEA Rafaela, INTA, 121: 100-107. En: http://inta.gob.ar/documentos/manejo-de-lafertilizacion-de-la-soja-en-regiones- empladas/

García F. (2003). Soja: Criterios para la fertilización del cultivo. Publicado en internet. disponible en agro.unc.edu.ar/.../soja/Criteriosfertilizacion.pdf . Activo septiembre 2012.

Gaspar, A. P., Laboski, C. A., Naeve, S. L., y Conley, S. P. (2017). Dry matter and nitrogen uptake, partitioning, and removal across a wide range of soybean seed yield levels. Crop Science, 57(4), 2170-2182.

Lambers, H. Phosphorus acquisition and utilization in plants. (2022) Annu. Rev. Plant Biol. 73, 17–42.

Mahler, R. L. (2004). Nutrients plants require for growth. University of Idaho Extension. Retrieved from http://www.cals.uidaho.edu/edComm/pdf/CIS/CIS1124.pdf

Page, A. L., D. H. Miller y D. R. Keeney (eds). (1982). Methods of Soil Analysis, Part 2.ASA SSSA, Madison, Wi. USA.

Rozas, H. S., Eyherabide, M., Echeverría, H. E., Barbieri, P., Angelini, H., Larrea, G. E., ... y Barraco, M. (2013). ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos?. In Conferencia International Plant Nutrition Institute IPNI y Fertilizar.

Scherer H. W. (2009). Sulfur in soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 172 (3): 326–335.

EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD VARIETAL DE CAÑA DE AZÚCAR PARA MODULAR LA NITRIFICACIÓN EN SUELOS ARGENTINOS

Delaporte Quintana, P.[1, 2], Carrizo, M.[3, 4], García, J.[1], Portocarrero, R.[1, 2], Acreche, M.[3, 4], Chalco Vera, J.[4, 5*]

[1]Estación Experimental Agropecuaria Famaillá, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. [2]Catedra de Microbiología Agrícola, Facultad de Agronomía, Zootecnia y Veterinaria, Universidad Nacional de Tucumán. [3]Estación Experimental Agropecuaria Salta, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. [4]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. [5]Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. * Chañar, Pozo s/n (T4113), Leales, Tucumán, Argentina, chalcovera.jorge@inta.gob.ar

RESUMEN: En la caña de azúcar, la eficiencia en el uso de nitrógeno podría estar relacionada con su capacidad para realizar la inhibición biológica de la nitrificación (IBN). La IBN es un mecanismo que limita la conversión de amonio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-) y reduce pérdidas por lixiviación y emisiones de óxido nitroso (N_2O). La variabilidad genotípica en la IBN por variedades comerciales argentinas aún requiere caracterización. En este trabajo se evaluaron seis variedades crecidas en macetas durante seis meses, midiendo tasas potenciales de nitrificación y poblaciones de bacterias oxidantes de NH_4^+ (BOA) y nitrito (NO_2^-) (BON). Durante la incubación, el NH_4^+ disminuyó y el NO_3^- aumentó sin correlación directa. Las tasas máximas se registraron entre los días 1 y 2, excepto en los controles sin plantas y en INTA TUC 03-663, que mostraron un retraso, posiblemente asociado al genotipo. Las tasas de nitrificación difirieron significativamente ($p = 0,041$), TUC 95-10 y CP 34-120 registraron las menores, mientras que INTA TUC 03-617 y LCP 85-384 presentaron las mayores. INTA TUC 03-663 mostró consistentemente los valores más bajos de BOA + BON, indicando una inhibición sostenida de ambos grupos microbianos. En síntesis, TUC 95-10, CP 34-120 e INTA TUC 03-663 demostraron capacidad para modular la nitrificación, destacándose esta última por su marcada evidencia microbiológica de IBN y su potencial para futuros estudios en campo.

PALABRAS CLAVE: eficiencia en el uso del nitrógeno, inhibición biológica de la nitrificación, *Saccharum*.

INTRODUCCIÓN

En la caña de azúcar (*Saccharum* spp.) la dinámica del nitrógeno (N) en el sistema suelo–raíz es un componente crítico del desempeño fisiológico y ambiental. La respuesta del cultivo al N, determinada por la eficiencia de uso de nitrógeno (EUN), depende de la forma de N predominante: estudios in vitro indican mayor EUN con nitrato (NO_3^-) (Hajari et al., 2015), mientras que ensayos en macetas muestran un comportamiento superior bajo suministro de amonio (NH_4^+) (Kölln et al., 2022). Estas diferencias reflejan la interacción entre genotipo, ambiente y disponibilidad de N, cuyos mecanismos genéticos aún no están completamente caracterizados, especialmente en materiales locales.

La inhibición biológica de la nitrificación (IBN) constituye un mecanismo clave para estabilizar el N en la rizosfera. Mediante la liberación de compuestos inhibitorios, la caña reduce la oxidación microbiana de NH_4^+ a NO_3^- (Mawan & Kaewpradit, 2022), limitando pérdidas por lixiviación y por emisión de óxido nitroso (N_2O) —el gas de efecto invernadero más potente en sistemas agrícolas— asociadas a la nitrificación y desnitrificación. Esta

mayor retención de NH_4^+ beneficia a genotipos que utilizan eficientemente esta forma de N, favoreciendo la disponibilidad sostenida del nutriente durante etapas críticas del cultivo.
La variabilidad genotípica en IBN representa un rasgo estratégico para diseñar sistemas de cultivos eficientes. Identificar genotipos con alta IBN es esencial para reducir pérdidas de N, mejorar la estabilidad del fertilizante aplicado y avanzar hacia sistemas cañeros más eficientes y ambientalmente robustos.
Este estudio tuvo como objetivo evaluar el potencial de inhibición biológica de la nitrificación en seis variedades comerciales de caña de azúcar en Argentina, analizando sus tasas potenciales de nitrificación y las poblaciones de bacterias oxidantes de NH_4^+ y nitrito (NO_2^-).

MATERIALES Y MÉTODOS

Condiciones del ensayo y diseño experimental

El ensayo se condujo en invernadero utilizando macetas de 3,3 L rellenas con suelo proveniente de un lote experimental de la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Famaillá, caracterizado por pH 6,03 ± 0,1; materia orgánica 2,5 ± 0,1 %; fósforo (P) 8,9 ± 0,3 ppm; potasio (K) 0,6 cmol kg^{-1} y textura arcillosa. Se plantaron seis variedades de caña de azúcar seleccionadas según el siguiente criterio (Tabla 1): dos con gradiente contrastante de eficiencia en absorción y utilización de N (Acreche, 2017), dos variedades modernas de alto rendimiento y dos recientemente liberadas por el Programa de Mejoramiento de Caña del INTA (García *et al.*, 2022). En cada maceta se colocó una yema uninodal de aproximadamente 5 cm proveniente del tercio superior del tallo, con ocho macetas por variedad. Además, se incluyeron ocho macetas como control sin plantas. Todas las macetas se mantuvieron en capacidad de campo durante el período de evaluación.

Tabla 1. Variedades de caña de azúcar seleccionadas y año de liberación.

Variedades	Año de liberación	Referencia
CP 34-120	1950	Acreche, 2017
NA 56-79	1964	Acreche, 2017
LCP 85-384	2001	Acreche, 2017
TUC 95-10	2011	Cuenya *et al.*, 2011
INTA TUC 03-663	2022	García *et al.*, 2025
INTA TUC 03-617	2022	García *et al.*, 2025

Procesamiento de muestras de suelo

Luego de 6 meses de crecimiento, se extrajeron muestras de suelo de cada tratamiento y de los controles sin plantas. Las muestras se orearon 24 h a temperatura ambiente, se homogeneizaron y se tamizaron (malla de 2 mm). Estas muestras se utilizaron para determinar el contenido de N mineral y estimar el número más probable (NMP) de bacterias nitrificadoras cultivables.

Determinación de las tasas potenciales de nitrificación

De cada muestra se tomaron 30 submuestras de 10 g de suelo, incubadas en frascos de 100 mL durante 6 días. Previo a la incubación, se aplicó a los tratamientos con plantas una dosis equivalente a 100 kg N ha^{-1} en forma de sulfato de amonio líquido ($(NH_4)_2SO_4$). Como controles, se utilizaron muestras sin plantas con y sin adición de N. Durante la incubación, los suelos se mantuvieron al 60 % de la capacidad de campo, a 30 °C y en oscuridad. Las extracciones de N mineral (NH_4^+, NO_3^- y NO_2^-) se realizaron en los días 0 (pre-incubación), 1, 2, 4 y 6. Cada día se extrajeron cuatro muestras por tratamiento, incluyendo controles, utilizando 50 mL de KCl (1 M) por muestra, tras agitación de 40 min y filtrado. Las concentraciones se determinaron por colorimetría: reacción de Berthelot para NH_4^+ (Mulvaney, 1996), nitración con ácido salicílico para NO_3^- (Cataldo *et al.*, 1975) y reacción con sulfanilamida y Griess-Ilosvay para NO_2^- (ISO, 2003). Las absorbancias se midieron a 667, 410 y 543 nm, respectivamente, en espectrofotómetro visible (722, Biotraza, China). Las tasas potenciales de nitrificación se calcularon como la pendiente de la regresión lineal

obtenida entre las concentraciones de NO_3^- (incluyendo niveles basales) y los tiempos de extracción.

Estimación de bacterias nitrificadoras

Para estimar el número de bacterias oxidantes de NH_4^+ (BOA) y NO_2^- (BON), se suspendieron 10 g de suelo en 90 mL de agua destilada estéril (ADE), realizando diluciones seriadas 1:10 en tubos con 9 mL de ADE. Se sembraron 1 mL por triplicado en tubos con 10 mL de medio específico para BOA y BON (Soriano & Walker, 1968; Koops & Moller, 1992), incubados a 30 ± 2 °C por 21 días. En los días 10 y 21 se tomaron alícuotas para detectar la presencia de NO_2^- (oxidación de NH_4^+) mediante adición de ácido sulfúrico y difenilamino sulfúrica (DAS), y NO_3^- (oxidación de NO_2^-) adicionando ácido sulfúrico, urea y DAS. Los tubos positivos mostraron coloración azul intensa. El NMP se calculó con la tabla de Mac Crady para tres repeticiones.

Análisis estadístico

Se realizó análisis de correlación de Pearson entre las formas de N mineral y análisis de la varianza (ANOVA) unidireccional seguido de la prueba de comparación de Fisher ($p \leq 0,05$) para evaluar las tasas de nitrificación previo testeo de normalidad. Los gráficos y análisis se realizaron con el software R (Posit team, 2023).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los análisis de N mineral mostraron que, durante la incubación, todos los tratamientos fertilizados tuvieron una disminución sostenida en los niveles de NH_4^+ (Figura 1a). Los niveles de NO_2^- se mantuvieron por debajo de 0,125 mg kg^{-1} de suelo seco (Figura 1b), y los niveles de NO_3^- fueron crecientes pero variables (Figura 1c).

La disminución del contenido de NH_4^+ en general no se correlacionó con los incrementos en el contenido de NO_3^- ($p = 0,4$), probablemente debido a la pérdida de óxidos de N durante la nitritación (oxidación de NH_4^+) (Schreiber *et al.*, 2012; Hu *et al.*, 2015). Sin embargo, al considerar el promedio de NH_4^+ y NO_3^- por tratamiento, las correlaciones fueron significativamente negativas para los tratamientos de suelos con N, sin N y para la variedad TUC 95-10.

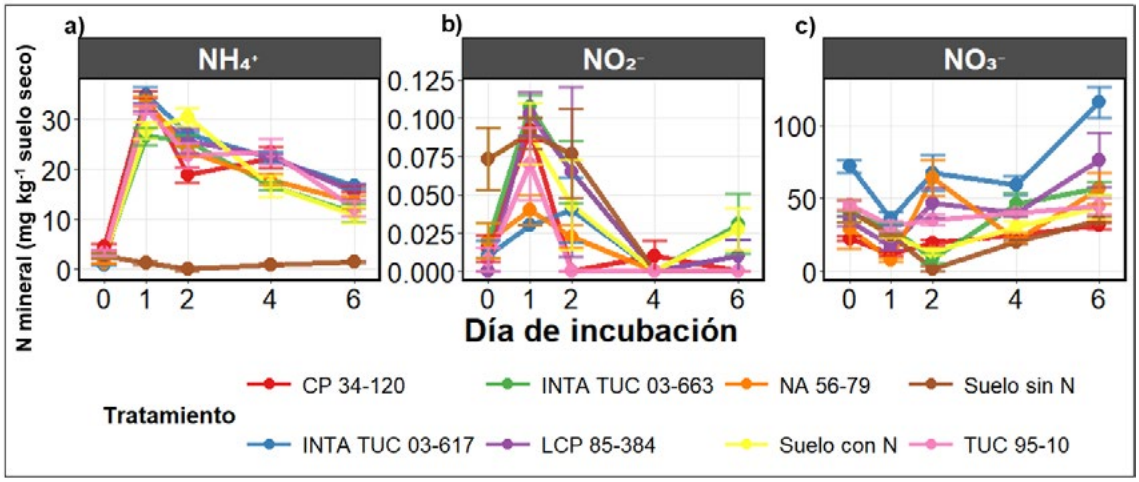


Figura 1. Dinámica temporal de formas nitrogenadas - amonio (a), nitrito (b) y nitrato (c) - durante los días de incubación. Medias ± error estándar por tratamiento.

Entre los días 1 y 2 después de comenzar la incubación todos los tratamientos mostraron las tasas máximas de nitrificación (Figura 2), aunque también se observó en ese período la mayor variabilidad. Sin embargo, los controles de suelos sin plantas con y sin N, junto con la variedad INTA TUC 03-663, presentaron sus tasas máximas entre los días 2 y 4 después de iniciada la incubación. Este retraso temporal posiblemente se debe a que los controles sin plantas no tuvieron el estímulo de los compuestos liberados por las raíces, los cuales incrementan la microbiota presente (Zhang et al., 2025; Wankhade et al., 2025). Por otro

lado, que una variedad de las seis evaluadas retrase su tasa máxima podría indicar un efecto de regulación sobre las comunidades de BOA y BON.

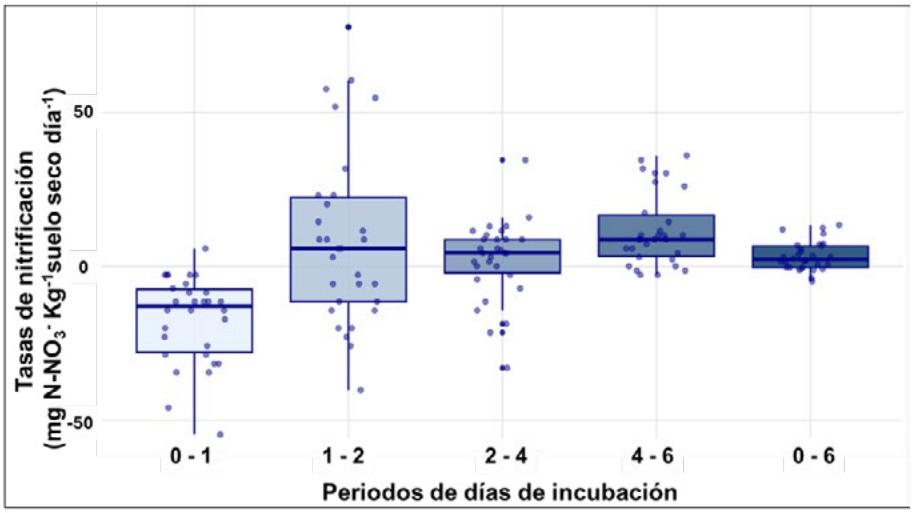


Figura 2. Diagrama de cajas para las tasas de nitrificación calculadas para diferentes periodos de días de incubación.

Las tasas de nitrificación entre tratamientos difirieron significativamente (p = 0,041) (Figura 3), observándose los menores valores para los controles de suelos sin plantas con y sin N, y en las variedades TUC 95-10 y CP 34-120 sin diferencias significativas entre ellas. Las variedades INTA TUC 03-617 y LCP 85-384 presentaron las máximas tasas de nitrificación, mientras que el resto de los tratamientos mostraron valores intermedios.

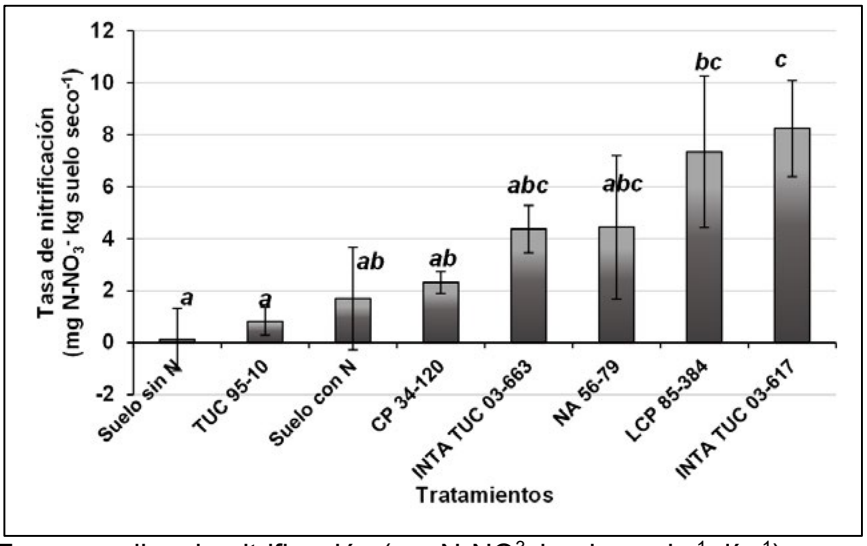


Figura 3. Tasas medias de nitrificación (mg $N\text{-}NO^{3-}$ kg de $suelo^{-1}$ $día^{-1}$) para el período completo de la incubación. n = 4; las barras indican errores estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas a según ANOVA y test de Fisher con un nivel de p ≤ 0,05.

La estimación de bacterias nitrificadoras (BOA y BON), mostró un incremento del número de ambos grupos en el día 21 respecto del día 10, incluyendo el control.
Para el día 10, la estimación de las BOA mostró los valores más bajos en las variedades TUC 95-10 (log_{10} 2,44) y CP 34-120 (log_{10} 2,56), lo cual explica las bajas tasas de nitrificación observadas. Sin embargo, al observar las BON, la variedad INTA TUC 03-663 presentó el valor más bajo (log_{10} 4,26) (Tabla 2), sugiriendo que esta variedad presenta un efecto con un objetivo diferencial sobre la comunidad nitrificante.

En el día 21, las diferencias se redujeron por el aumento generalizado de las bacterias, observándose los valores más bajos de BOA en la variedad INTA TUC 03-617 (log_{10} 4,26) y de las BON solamente en la variedad INTA TUC 03-663 (log_{10} 5,77) (Tabla 2).

Tabla 2. Estimación de bacterias oxidantes de NH_4^+ (BOA) y de NO_2^- (BON) y valores totales de BOA + BON (∑) en los días 10 y 21 de incubación, expresados como Log_{10} de UFC/gr ss.

Tratamientos	Día 10			Día 21		
	BOA	BON	∑	BOA	BON	∑
Control	2,91	7,36	10,27	3,13	> 8,10	11,24
INTA TUC 03-663	3,36	4,26	7,62	4,61	5,77	10,38
INTA TUC 03-617	3,61	8,10	11,72	4,26	> 8,10	12,36
NA 56-79	2,56	8,10	10,67	4,94	> 8,10	13,04
LCP 85-384	3,36	5,83	9,19	4,36	> 8,10	12,46
CP 34-120	2,56	8,10	10,67	4,83	> 8,10	12,94
TUC 95-10	2,44	8,10	10,54	5,94	> 8,10	14,04

Sin embargo, como ambos grupos de nitrificadores pueden actuar en simultáneo, al comparar los valores totales de BOA + BON, la variedad INTA TUC 03-663 mostró los menores valores en ambos tiempos evaluados (log_{10} 7,62 y log_{10} 10,38), lo que sugiere una inhibición combinada y extendida en el tiempo sobre ambos grupos de bacterias (Tabla 2).
La reducción del número de bacterias nitrificantes y el retraso temporal en alcanzar la mayor tasa de nitrificación en la variedad INTA TUC 03-663 podrían asociarse a una mejora significativa en la propiedad IBN, por lo que se sugiere profundizar este estudio ampliando los tiempos de incubación y evaluando la EUN de las nuevas variedades en condiciones de campo.

CONCLUSIONES

Las diferencias observadas en las tasas de nitrificación sugieren que las variedades de caña de azúcar no presentan un patrón consistente de mejora en la inhibición biológica de la nitrificación (IBN) en relación con el año de liberación. De acuerdo con las dinámicas de N, y tasas de nitrificación, se identificaron dos variedades de uso comercial (TUC 95-10 e INTA TUC 03-663) y un material parental (CP 34-120) con un potencial significativo para regular o inhibir biológicamente la nitrificación. Sin embargo, los análisis microbiológicos evidenciaron un marcado potencial de IBN en la variedad INTA TUC 03-663, recientemente liberada, lo que constituye un hallazgo promisorio.

BIBLIOGRAFÍA

Acreche, M. M. (2017). Nitrogen-, water- and radiation-use efficiencies affected by sugarcane breeding in Argentina. *Plant Breeding*, *136*(2), 174–181. https://doi.org/10.1111/pbr.12440

Cataldo, D. A., Haroon, M. H., Schrader, L. E., y Youngs, V. L. (1975). Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *6*(1), 71–80. https://doi.org/10.1080/00103627509366547

Chalco Vera, J., Portocarrero, R., Piñeiro, G., y Acreche, M. M. (2022). Increases in nitrogen use efficiency decrease nitrous oxide emissions but can penalize yield in sugarcane. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *122*(1), 41–57. https://doi.org/10.1007/s10705-021-10180-3

Cuenya, M. I., et al. (2011). *TUC 95-10: Una nueva variedad de caña de azúcar altamente productiva*. Gacetilla Agroindustrial Nº 75, Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres (EEAOC), Tucumán, Argentina.

García, J. M., Felipe, A., Pérez, S., Di Pauli, V., Mieja Andrada, C. N., Zerrizuela, S., y Fontana, P. D. (2025). Programa de Mejoramiento Genético de Caña de Azúcar de INTA: variedades de elevada productividad y sanidad. *Horizonte Agroalimentario*, *12*, 11–17.

Hajari, E., Snyman, S. J., y Watt, M. P. (2015). Nitrogen use efficiency of sugarcane (Saccharum spp.) varieties under in vitro conditions with varied N supply. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, *122*(1), 21–29. https://doi.org/10.1007/s11240-015-0746-y

Hu, H. W., Chen, D. y He, J. Z. (2015). Microbial regulation of terrestrial nitrous oxide formation: Understanding the biological pathways for prediction of emission rates. *FEMS Microbiology Reviews*, 39(5), 729–749. https://doi.org/10.1093/femsre/fuv021

ISO. (2003). Soil quality — Determination of nitrate, nitrite and ammonium in field-moist soils solution — by extraction with potassium chloride Part 1: Manual method. *Technical Specification ISO/TS 14256-1*.

Jorrat, M. del M., Araujo, P. Z. y Mele, F. D. (2018). Sugarcane water footprint in the province of Tucumán, Argentina. Comparison between different management practices. *Journal of Cleaner Production*, *188*, 521–529. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.242

Kölln, O. T., Boschiero, B. N., Franco, H. C. J., Soldi, M. C. M., Sanches, G. M., Castro, S. G. D. Q. y Trivelin, P. C. O. (2022). Preferential mineral N form uptake by sugarcane genotypes contrasting in nitrogen use efficiency. *Experimental Agriculture*, *58*(October). https://doi.org/10.1017/S0014479722000229

Koops, H.P., y Möller, U.C. (1992). The lithoautotrophic ammonia-oxidizing bacteria. In Ballows, A., Trüper, H.G., Dworkin, M., Harder, W., & Schleifer, K.H. (Eds.), *The Prokaryotes* (pp. 711–811). Springer-Verlag, New York.

642

Mawan, N., y Kaewpradit, W. (2022). Sugarcane root exudate impact on the potential nitrification rate and N dynamics in the rhizosphere. *Rhizosphere*, *23*(June), 100551. https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2022.100551

Mulvaney, R. L. (1996). Chapter 38: Nitrogen-Inorganic Forms. *Methods of Soil Analysis Part 3. Chemical Methods-SSSA Book Series 5*, *5*, 1123–1184.

Paredes, V., Pérez, D., Rodriguez, G., Alonso, L., & Romero, E. R. (2022). Estimación del gasto de fertilización de caña soca para la zafra 2023 en Tucumán y análisis de precios de los fertilizantes nitrogenados entre 2015-2022. In *Reporte Agroindustrial Nº 263*. www.eeaoc.gob.ar

Posit team. (2023). *RStudio: Integrated Development Environment for R* (2023.9.1.494). Posit Software, PBC. http://www.posit.co/

Schreiber, F., Wunderlin, P., Udert, K. M. y Wells, G. F. (2012). Nitric oxide and nitrous oxide turnover in natural and engineered microbial communities: Biological pathways, chemical reactions, and novel technologies. *Frontiers in Microbiology*, 3, 372. https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00372

Soriano, S. y Walker, N. (1968). Isolation of ammonia-oxidizing autotrophic bacteria. *Journal of Applied Bacteriology*, 31(4), 493–497.

Wankhade, A., Wilkinson, E., Britt, D. W., y Kaundal, A. (2025). A Review of Plant–Microbe Interactions in the Rhizosphere and the Role of Root Exudates in Microbiome Engineering. *Applied Sciences*, *15*(13), 7127. https://doi.org/10.3390/app15137127

Zhang, X.-C., Zhang, S.-T., Carrillo, Y., Zhai, H.-L., Zeng, Y.-Z., Liu, M., Dong, X.-F., Sun, W. y Ma, J.-Y. (2025). Root exudates increase microbial biomass but decrease diversity and richness: A meta-analysis. *Journal of Plant Ecology*. Advance online publication. https://doi.org/10.1093/jpe/rtaf187

NIVEL DE SALINIDAD Y GRADO TEXTURAL EN SUELOS DEL CHACO CENTRAL, PARAGUAY

Encina Rojas, A.[1*], Fatecha Fois, D. A.[1], Rasche, J. W. [1], Martínez López, O. R.[2], Yanosky Farran, A. A.[3], Leckie, D.[4], Vázquez, F.[4], Gómez Ibarra, O. A.[4]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción; [2] Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Nacional de Asunción;[3] Fundación Yvy pora; [4] Consultor independiente. * Campus Universidad Nacional de Asunción en San Lorenzo, Departamento Central, Paraguay, arencina2020@gmail.com

RESUMEN: La evaluación de la salinidad del suelo proporciona información crucial sobre su fertilidad. El objetivo principal de este estudio es determinar niveles de salinidad según la textura del suelo a diferentes profundidades en el chaco central del Paraguay. Como indicador se ha utilizado la conductividad eléctrica (CE) de un total de 78 muestras, obtenidas de 13 sitios de estudios o calicatas, preparadas hasta una profundidad de 140 cm. La extracción de muestras de suelos fue realizadas a seis profundidades preestablecida: 0-5, 5-15, 15-30, 30-45, 45-90 y 90 – 120 cm. La determinación de la salinidad fue realizada mediante pasta saturada y lectura con conductívimetro. Los resultaron mostraron nivel bajo de salinidad, para la mayoría de los suelos de textura gruesa.

PALABRAS CLAVE: Salinidad, Conductividad eléctrica, Grado textural.

INTRODUCCIÓN

Altos niveles de sodio en los suelos generan riesgo para la seguridad alimentaria. La salinización constituye una forma significativa de degradación del suelo, con efectos adversos sobre los ecosistemas naturales, los agroecosistemas y la productividad agrícola en regiones áridas y semiáridas a nivel mundial (Bas et al., 2017; Machado and Serralheiro, 2017; Gebremeskel et al., 2018; Ferreira et al., 2019; Da Silva Dias et al., 2021; Viglizzo y Ricard, 2021). Según Zhu et al., (2022), la salinidad presenta variabilidad espacial y temporal influenciada por factores como la fluctuación de las aguas subterráneas, la salinidad del agua, el riego artificial y las alteraciones antropogénicas. En general los expertos a nivel global coinciden que los niveles de sodio y sales solubles en los suelos están relacionados con las características climáticas, especies vegetales y el uso y manejo que los suelos reciben. En el Chaco paraguayo el clima se subclasifica como semiárido, subhúmedo seco y subhúmedo húmedo (Grassi, 2005). Según Mereles et al., (2019), el chaco paraguayo tiene diferentes tipos de vegetación, pero en terrenos con alto nivel de salinidad se desarrollan plantas especializadas, como Tillandsia mereliana y B. sarmientoi (Palo santo). Glatzle et al., (2001), afirma que la salinización de los suelos del Chaco paraguayo es un problema vigente y de gran relevancia. Estimar la salinidad del suelo a través de la conductividad eléctrica es una práctica común, y Bas et al., (2017) señalan que la conductividad eléctrica aumenta con la salinidad. Expertos a nivel global afirman que la textura del suelo puede afectar el nivel de salinidad del suelo. En este sentido, Herrero, (1985), Stavi y Priori. (2021) mencionan que la textura tiene importante efecto sobre la salinidad del suelo. Así mismo Lavado y Taboada, (1988); Endo et al., (2002), Barboza et al., (2022); Wen et al., (2025) afirman que el contenido de sales solubles aumenta con el incremento de arcilla. Debido al efecto negativo que genera altos niveles de salinidad en suelos de uso agrícola y considerando que el Chaco paraguayo ocupa más del 60% de la superficie total del país, así como a la muy escasa información disponible en Paraguay sobre este tema, el objetivo principal de este estudio es determinar niveles de salinidad en suelos según grado textural en el chaco central del Paraguay.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio está localizada en los Distritos Filadelfia, Loma Plata y Neuland, Departamento Boquerón, Chaco Central, Region Occidental del Paraguay. Figura (1). La determinación de la Salinidad de los suelos se obtuvo del análisis de 78 muestras de suelos, obtenidas a diferentes profundidades de 13 perfiles de suelos. Para la extracción de muestras de suelos se prepararon 13 calicatas, cada una con 120 cm de ancho y 140 cm de profundidad. Las muestras de suelo fueron obtenidas a profundidades preestablecida: 0-5, 5-15, 15-30, 30-45, 45-90 y 90–120 cm. y la determinación de la salinidad fue realizada por Conductividad eléctrica, mediante pasta saturada y lectura con conductívimetro. La escala de salinidad utilizada fue de: Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. 1999. Departamento de Agricultura; Servicio de Investigación Agrícola, Servicio de Conservación de Recursos Naturales; Instituto de Calidad de Suelos. USDA. Tabla (1). La granulometría del suelo se determinó con el método Bouyoucos. El grado textural fue determinado mediante el uso del triángulo textural.

Tabla1. Mediciones de conductividad eléctrica y clases de salinidad, para una suspensión de suelo:agua de 1:1.

Conductividad Eléctrica (dS/m a 25°C)	Clase de salinidad	Respuesta de Cultivo	Respuesta Microbiana
0-0.98	No salino	Efectos casi despreciables	Pocos organismos afectados
0.98 – 1.71	Muy ligeramente salino	Se restringen los rindes de cultivos muy sensibles	Se alteran procesos microbianos seleccionados, (nitrificación /de nitrificación)
1.71 – 3.16	Ligeramente salino	Se restringen los rindes de la mayoría de los cultivos	Son influenciados los principales procesos microbianos (respiración/ amonificación)
3.16 – 6.07	Moderadamente salino	Sólo cultivos tolerantes rinden satisfactoriamente	Predominan microorganismos tolerantes (hongos, actinomicetes, algunas bacterias)
> 6.07	Fuertemente salino	Sólo cultivos muy tolerantes rinden satisfactoriamente	Unos pocos organismos halofílicos seleccionados se mantienen activos

Adaptado de: Soil Survey Staff (1993), Janzen (1993); y Smith y Doran (1996).
Las conversiones del extracto de pasta de saturación a una suspensión suelo: agua de 1:1 fueron realizados empleando la ecuación de regresión (y = 2.75 x – 0.69) desarrollada por Hogg and Henry (1984).

Fuente: Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. 1999. Departamento de Agricultura; Servicio de Investigación Agrícola, Servicio de Conservación de Recursos Naturales; Instituto de Calidad de Suelos. USDA.

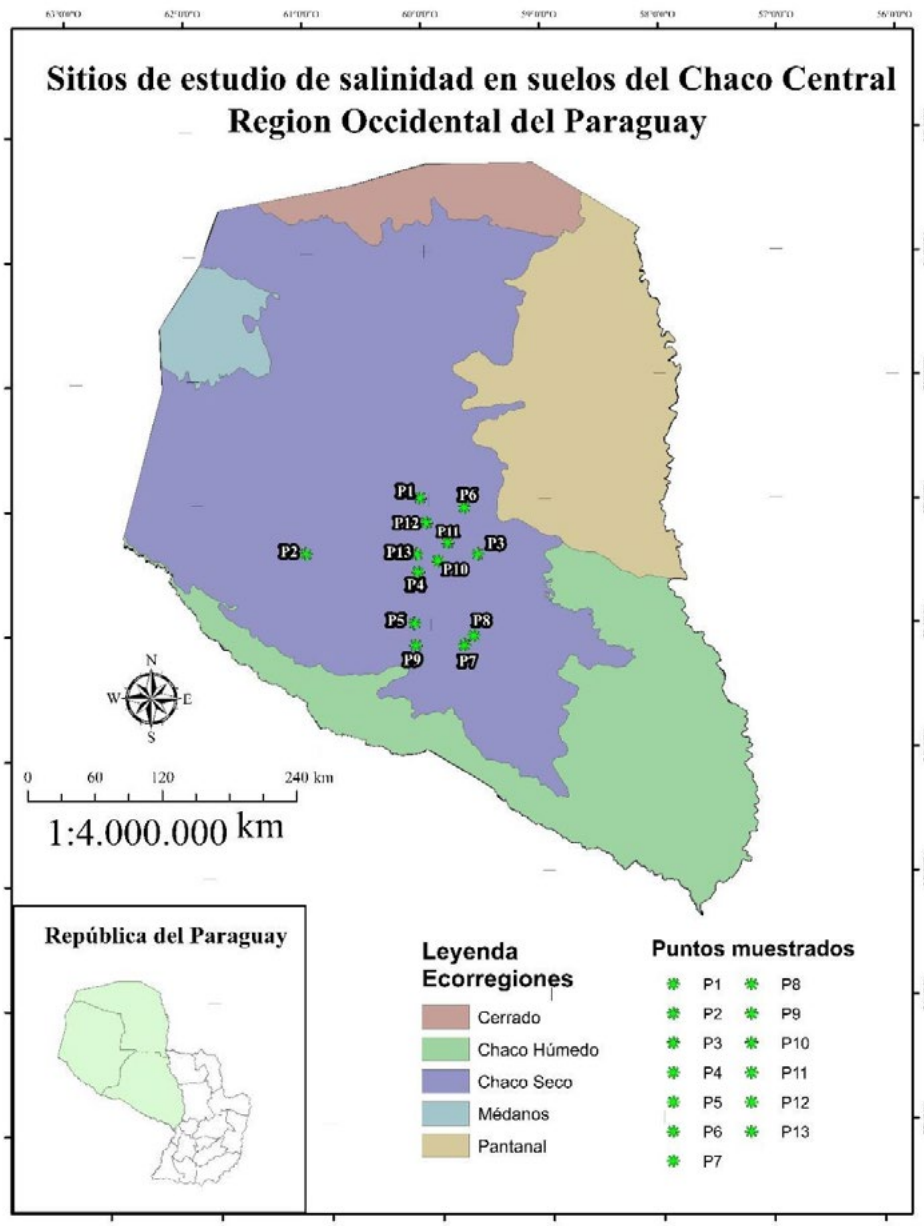


Figura 1. Localización de sitios de estudio, Chaco Central del Paraguay. Fuente Ing. Agr. Fabian Vázquez e Ing. Agr. Dr. Arnulfo Encina Rojas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran diferentes niveles de salinidad: No salino; Muy ligeramente salino; Moderadamente salino y Fuertemente salino. La mayoría de los suelos mostraron nivel No salino o Muy ligeramente salino, entre las que están: Perfil1; Perfil 2; Perfil 4; Perfil 5; Perfil 6; Perfil 8; Perfil 9; Perfil 11, Perfil 12 y Perfil 13 (Tabla 2). Solo el perfil 7 mostro nivel moderado de salinidad. Sin embargo, los perfiles 3 y 10, mostraron nivel fuertemente salino (Tabla 2). Según este estudio existe relación de la salinidad con el contenido de arcilla. Es decir, en la medida que aumenta el contenido de arcilla también se ve un incremento en los valores de Conductividad Eléctrica. Suelos de ocho perfiles corresponden a textura gruesa: Arenosa; Areno franco; Franco arenosa; Arena arcillosa. En la Figura 2, se observa distribución de contenido de arcilla en los perfiles estudiados. Los resultados obtenidos es este estudio coincide con lo mencionado por Lavado y Taboada, (1988); Endo et al., (2002); Barbosa et al., (2022); Wen et al., (2025), quienes afirman que el contenido de sales solubles aumenta con el incremento de arcilla. Por su parte Al-Busaidi y Cookson, (2003) mencionan que en presencia de alto porcentaje de arena los valores de salinidad no son importantes.

Tabla 2. Nivel de salinidad según grado textural en suelos estudiados.

Número de Perfil	Salinidad (Ds/m)	Grado textural
P1	No salino	Franco Arcillo Arenosa a Arcilloso
P2	No salino a Muy ligeramente salino	Franco Arenosa a Franco Arcilloso
P3	Fuertemente salino	Areno Franco a Arcillo Limoso
P4	Muy ligeramente salino	Arenosa
P5	Ligeramente salino	Arcillosa
P6	Muy ligeramente salino	Arcillo limoso
P7	Moderadamente salino	Arcillosa a Arcillo limoso
P8	No salino	Franco Arcillo Arenosa a Franco Arenoso
P9	Fuertemente salino	Areno Arcilloso a Arcilloso
P10	No salino	Areno arcilloso
P11	No salino	Franco Arcillo Arenoso
P12	No salino	Franco Arenoso
P13	Muy ligeramente salino	Franco Arenoso

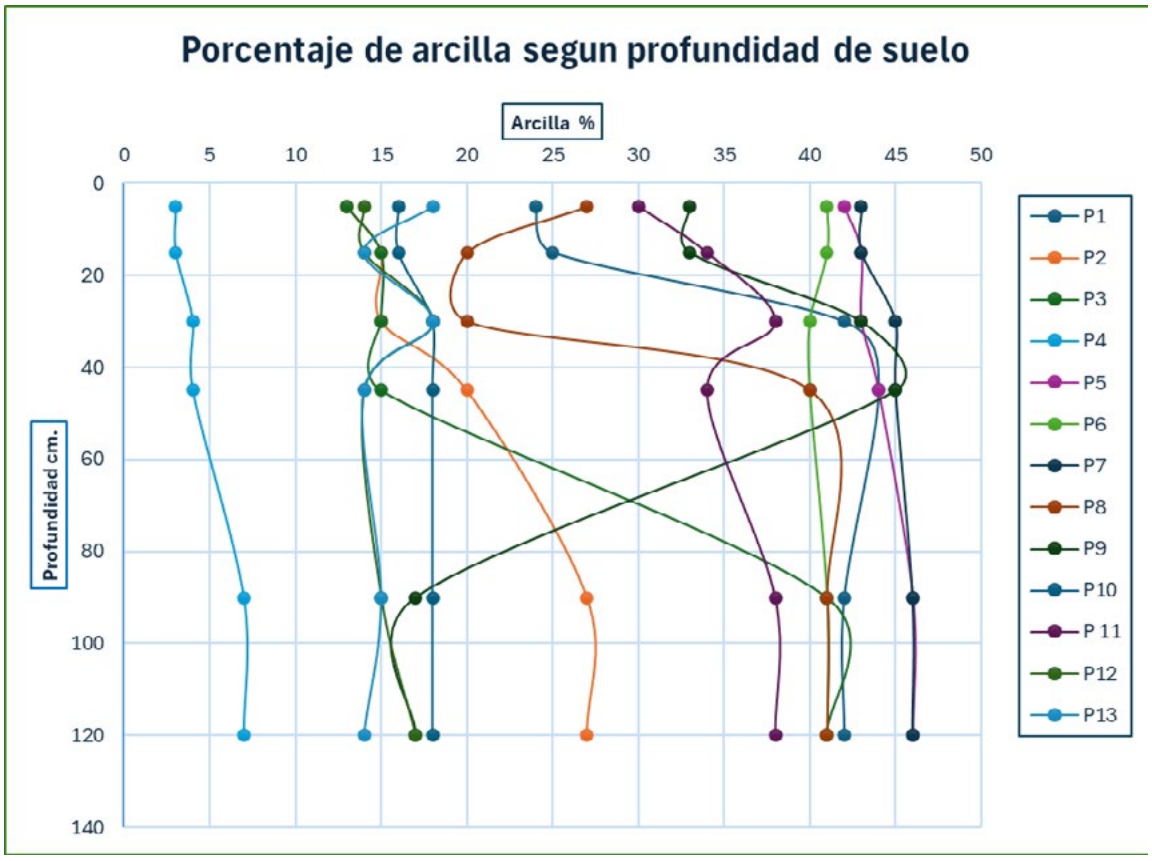


Figura 2. Distribución de arcilla a diferentes profundidades en suelos estudiados.

CONCLUSIONES

Los suelos estudiados en el Chaco Central de la región Occidental del Paraguay muestran en general baja salinidad. Los valores de Conductividad eléctrica muestran incremento según grado textural que presentan mayor contenido de arcilla.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología – CONACYT por el financiamiento

del proyecto. A la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción por el apoyo administrativo y logístico. A las empresas: Cooperativa Chortitzer Ltda, Osterland, El cauce, Faro Moro, La Huella, Tte. Montania y Old Henry, por facilitar el proceso de toma de muestras de suelos en sus propiedades.

BIBLIOGRAFIA

Al-Busaidi, A.S. and Cookson, P. (2003) "Salinity-pH Relationships in Calcareous Soils," Journal of Agricultural and Marine Sciences: Vol. 8: Iss. 1, Article 3. https://doi.org/10.24200/jams.vol8iss1pp41-46 Available at: https://jams.squ.edu.om/home/vol8/iss1/3

Barbosa, Osvaldo A., Álvarez-Rogel, José, Lavado, Raúl S., y Riscosa, Daniel A. (2022). La variabilidad de la salinidad y humedad en la génesis de suelos de un humedal. Ciencia del suelo, 40(2), 237-256. Epub 21 de abril de 2023. Recuperado en 26 de enero de 2026, de https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttextypid=S1850-20672022000200237ylng=esytlng=es.

Bas Ninerola, V., Navarro-Pedreno, J., Gomez Lucas, I., Melendez Pastor, I., Jordan Vidal, M. M., 2017. Geostatistical assessment of soil salinity and cropping systems used as soil phytoremediation strategy. Journal of Geochemical Exploration 174, 53–58, https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.06.008.

Chaudhari, SK (2001). Conductividad hidráulica saturada, dispersión, hinchamiento y porcentaje de sodio intercambiable en suelos con diferentes texturas según la calidad del agua. Comunicaciones en edafología y análisis de plantas , 32 (15-16), 2439-2455.

Da Silva Dias, N., da Silva, J. F., Moreno-Pizani, M. A., Lima, M. C. F., da Silva Ferreira, J. F., Linhares, E. L. R., de Sousa Neto, O. N., Portela, J. C., da Silva, M. R. F., Ferreira Neto, M., dos Santos Fernandes, C., 2021. Environmental, Agricultural, and Socioeconomic Impacts of Salinization to Family-Based Irrigated Agriculture in the Brazilian Semiarid Region. En: Taleisnik, E., Lavado, R. S. (Eds.), Saline and Alkaline Soils in Latin America: Natural Resources, Management and Productive Alternatives. Springer International Publishing, Cham, pp. 37–48, https://doi.org/10.1007/978-3-030-52592-7_2.

Endo, T., Yamamoto, S., Honna, T. y Eneji, AE (2002). Selectividad del intercambio sodio-calcio según la influencia de los minerales arcillosos y su composición. Soil Science, 167 (2), 117-125.

Ferreira, J. F. S., Liu, X., Suarez, D. L., 2019. Fruit yield and survival of five commercial strawberry cultivars under field cultivation and salinity stress. Scientia Horticulturae 243, 401–410, https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.07.016.

Gebremeskel, G., Gebremicael, T. G., Kifle, M., Meresa, E., Gebremedhin, T., Girmay, A., 2018. Salinization pattern and its spatial distribution in the irrigated agriculture of Northern Ethiopia: An integrated approach of quantitative and spatial analysis. Agricultural Water Management 206, 147–157,https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.05.007.

Glatzle, A., Reimer, L., Nunez-Cobo, J., Smeenk, A., Musalem, K., Laino,R., 2020. Groundwater dynamics, land cover and salinization in the dry Chaco in Paraguay. Ecohydrology y Hydrobiology 20 (2), 175–182, https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.10.003.

Grassi, B., 2020. Estudio del Clima Paraguay 2019. MADES-STP. Asunción, Paraguay.

Herrero, Juan. 1985. Salinidad en los suelos: aspectos de su incidencia en regadios de Huesca. Publicado por: Diputacioh General de Aragon Departamento de Agricultura, Ganadería y Montes Maquetacion: Jose Luis Acin Fanlo Deposito Legal: Z. 2169-86 I.S.B.N.: 84-50~-4948-5. Imprime: Cometa, S. A. Ctra. Castellon, Km. 3,400 - Zaragoza

Lavado, R.S, y Taboada, M.A. 1988. Water, salt and sodium dynamics in a natraquoll in Argentina. Catena, 15(6), 577-594.

Machado, R. M. A., Serralheiro, R. P., 2017. Soil Salinity: Effect on Vegetable Crop Growth. Management Practices to Prevent and Mitigate Soil Salinization.Horticulturae 3 (2), 30, https://doi.org/10.3390/horticulturae3020030.

Mereles, María y Céspedes, Gloria y Cartes, Jose y Goerzen, Rosalía y De Egea, Juana y Rodríguez, Laura y Yanosky, Angel y Villalba, Laura y Gustafson, Andrea y Cacciali, Pier.

2019. Biological Corridors as a Connectivity Tool in the Region of the Great American Chaco: Identification of Biodiversity Hotspots in the Ecoregions of the Paraguayan Chaco. Research in Ecology. 2. 10.30564/re. v2i1.1324.

Stavi I, Thevs N and Priori S (2021) Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures. Front. Environ. Sci. 9:712831. doi: 10.3389/fenvs.2021.712831

USDA. Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. 1999. Departamento de Agricultura, Servicio de Investigación Agrícola, Servicio de Conservación de Recursos Naturales, Instituto de Calidad de Suelos

Viglizzo, E. F., Ricard, M. F., 2021. Climate Change and Salinity-Vulnerable Ecosystems in Latin America. En: Taleisnik, E., Lavado, R. S. (Eds.), Saline and Alkaline Soils in Latin America: Natural Resources, Management and Productive Alternatives. Springer International Publishing, Cham, pp. 449–456, https://doi.org/10.1007/978-3-030-52592-7_23.

Wen, D., Wang, J., Ding, J., y Zhang, Z. (2025). Distribution Characteristics and Relationship Between Soil Salinity and Soil Particle Size in Ebinur Lake Wetland, Xinjiang. Land, 14(2), 297. https://doi.org/10.3390/land14020297

Zhu, C., Ding, J., Zhang, Z., 2022. Revealing the scale- and location-specific variation and control factors of soil salinity using bi-dimensional empirical modal decomposition. Land Degradation & Development 33 (17), 3446–3460, https://doi.org/10.1002/ldr.4398

NIVEL DE SALINIDAD Y PROFUNDIDAD EN SUELOS DEL CHACO CENTRAL, PARAGUAY

Encina Rojas, A.[1*], Fatecha Fois, D. A.[1], Rasche, J. W.[1], Martínez López, O. R.[2], Yanosky Farran, A. A.[3], Leckie, D.[4], Vázquez, F.[4], Gómez Ibarra, O. A.[4]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción; [2] Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Nacional de Asunción;[3] Fundación Yvy pora; [4] Consultor independiente. * Campus Universidad Nacional de Asunción en San Lorenzo, Departamento Central, Paraguay, arencina2020@gmail.com

RESUMEN: La evaluación de la salinidad del suelo proporciona información crucial sobre su fertilidad. El objetivo principal de este estudio es determinar niveles de salinidad según la profundidad en suelos en el chaco central del Paraguay. Como indicador se ha utilizado la conductividad eléctrica (CE) de un total de 78 muestras, obtenidas de 13 sitios de estudios o calicatas, preparadas hasta una profundidad de 140 cm. La extracción de muestras de suelos fue realizadas a seis profundidades preestablecida: 0-5, 5-15, 15-30, 30-45, 45-90 y 90 – 120 cm. La determinación de la salinidad fue realizada mediante pasta saturada, por Conductividad eléctrica y lectura con conductívimetro. Los resultaron mostraron nivel bajo de salinidad, para la mayoría de los suelos estudiados, aunque los valores de Conductividad eléctrica incrementaron con la profundidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: Salinidad, Conductividad eléctrica, Profundidad del suelo.

INTRODUCCIÓN

Altos niveles de sodio en los suelos generan riesgo para la seguridad alimentaria. La salinización constituye una forma significativa de degradación del suelo, con efectos adversos sobre los ecosistemas naturales, los agroecosistemas y la productividad agrícola en regiones áridas y semiáridas a nivel mundial (Bas et al., 2017; Machado and Serralheiro, 2017; Gebremeskel et al., 2018; Ferreira et al., 2019; Da Silva Dias et al., 2021; Viglizzo y Ricard, 2021;). Según Zhu et al., 2022, la salinidad presenta variabilidad espacial y temporal influenciada por factores como la fluctuación de las aguas subterráneas, la salinidad del agua, el riego artificial y las alteraciones antropogénicas. En general los expertos a nivel global coinciden que los niveles de sodio y sales solubles en los suelos están relacionados con las características climáticas, especies vegetales y el uso y manejo que los suelos reciben. En el Chaco paraguayo el clima se subclasifica como semiárido, subhúmedo seco y subhúmedo húmedo (Grassi, 2005). Según Mereles et al., (2019), el chaco paraguayo tiene diferentes tipos de vegetación, pero en terrenos con alto nivel de salinidad se desarrollan plantas especializadas, como Tillandsia mereliana y B. sarmientoi (Palo santo). Glatzle et al., (2001), afirman que la salinización de los suelos del Chaco paraguayo es un problema vigente y de gran relevancia. Estimar la salinidad del suelo a través de la conductividad eléctrica es una práctica común, en este sentido Bas et al., (2017) señalan que la conductividad eléctrica aumenta con la salinidad. Estudios a nivel global afirman que la profundidad del suelo puede afectar el nivel de salinidad del suelo. Esto es mencionado también por Álvarez-Ragel, 2000 y Ortega-Escobar et al., (2023). Debido al alto riesgo que puede generar niveles elevados de salinidad en suelos de uso agrícola y considerando que más del 60% del territorio paraguayo está ocupado por el Chaco, así como a la muy escasa información disponible en este tema en el Paraguay, el objetivo principal de este estudio es determinar niveles de salinidad en suelos según profundidad en el chaco central del Paraguay.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio está localizada en los Distritos Filadelfia, Loma Plata y Neuland, Departamento Boquerón, Chaco Central, Region Occidental del Paraguay. Figura (1). La determinación de la Salinidad de los suelos se obtuvo del análisis de 78 muestras de suelos, obtenidas a diferentes profundidades de 13 perfiles de suelos. Para la extracción de muestras de suelos se prepararon 13 calicatas, cada una con 120 cm de ancho y 140 cm de profundidad. Las muestras de suelo fueron obtenidas a profundidades preestablecida: 0-5, 5-15, 15-30, 30-45, 45-90 y 90 – 120 cm. y la determinación de la salinidad fue realizada por Conductividad eléctrica, mediante pasta saturada y lectura con conductívimetro. La escala de salinidad utilizada fue de: Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. 1999. Departamento de Agricultura; Servicio de Investigación Agrícola, Servicio de Conservación de Recursos Naturales; Instituto de Calidad de Suelos. USDA. Tabla 1. La granulometría del suelo se determinó con el método Bouyoucos. El grado textural fue determinado mediante el uso del triángulo textural.

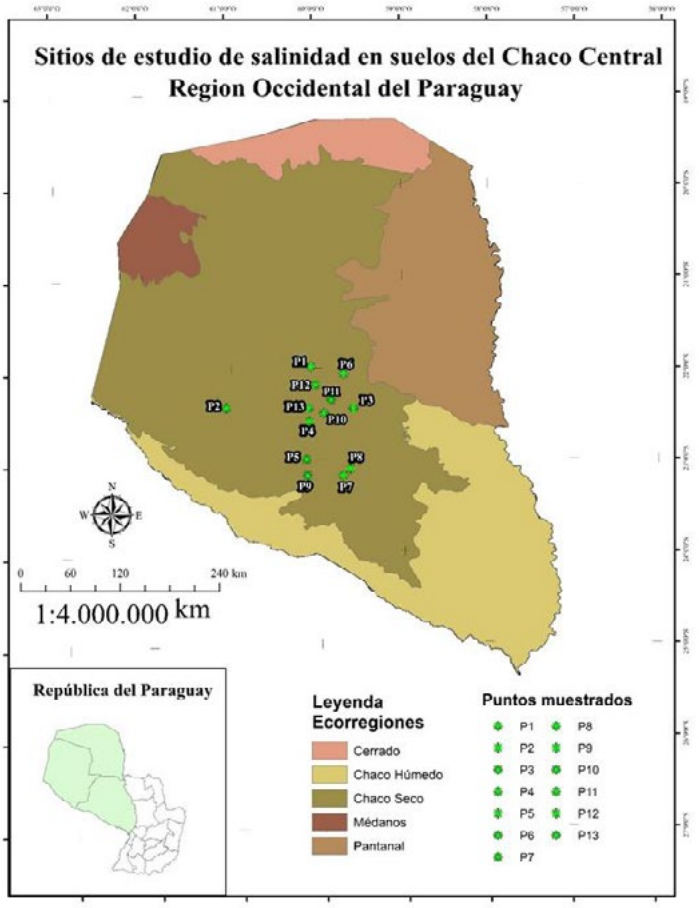


Figura 1. Localización de sitios de estudio, Chaco Central del Paraguay. Fuente Ing. Agr. Fabian Vázquez e Ing. Agr. Dr. Arnulfo Encina Rojas

Tabla1. Mediciones de conductividad eléctrica y clases de salinidad, para una suspensión de suelo:agua de 1:1

Conductividad Eléctrica (dS/m a 25°C)	Clase de salinidad	Respuesta de Cultivo	Respuesta Microbiana
0-0.98	No salino	Efectos casi despreciables	Pocos organismos afectados
0.98 1.71	Muy ligeramente salino	Se restringen los rindes de cultivos muy sensibles	Se alteran procesos microbianos seleccionados, (nitrificación /de nitrificación)
1.71 – 3.16	Ligeramente salino	Se restringen los rindes de la mayoría de los cultivos	Son influenciados los principales procesos microbianos (respiración/ amonificación)
3.16 6.07	Moderadamente salino	Sólo cultivos tolerantes rinden satisfactoriamente	Predominan microorganismos tolerantes (hongos, actinomicetes, algunas bacterias)
> 6.07	Fuertemente salino	Sólo cultivos muy tolerantes rinden satisfactoriamente	Unos pocos organismos halofílicos seleccionados se mantienen activos
Adaptado de: Soil Survey Staff (1993), Janzen (1993); y Smith y Doran (1996). Las conversiones del extracto de pasta de saturación a una suspensión suelo: agua de 1:1 fueron realizados empleando la ecuación de regresión (y = 2.75 x – 0.69) desarrollada por Hogg and Henry (1984).			

Fuente: Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. 1999. Departamento de Agricultura; Servicio de Investigación Agrícola, Servicio de Conservación de Recursos Naturales; Instituto de Calidad de Suelos. USDA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultados, los niveles de salinidad identificados en este estudio fueron: No salino; Muy ligeramente salino; Moderadamente salino y Fuertemente salino. En la gran mayoría de los suelos estudiados los valores de CE mostraron números bajos entre 0,10 dS/m a 2,16 dS/m. Sin embargo, los perfiles 3 y 10, mostraron nivel fuertemente salino, con valores de CE de 17,67 dS/m y 7,21 dS/m, respectivamente. Aunque los valores de Conductividad Eléctrica fueron bajos en la mayoría de los suelos, se pudo observar su incremento con la profundidad. (Figura 2). Los resultados obtenidos en este estudio coinciden con los reportados, por: Álvarez-Rogel et al., (2000); Novikova et al., (2011); Korolyuk, T. V. (2015) y Ortega-Escobar et al., (2023), también afirman que la salinidad del suelo es afectada por la profundidad.

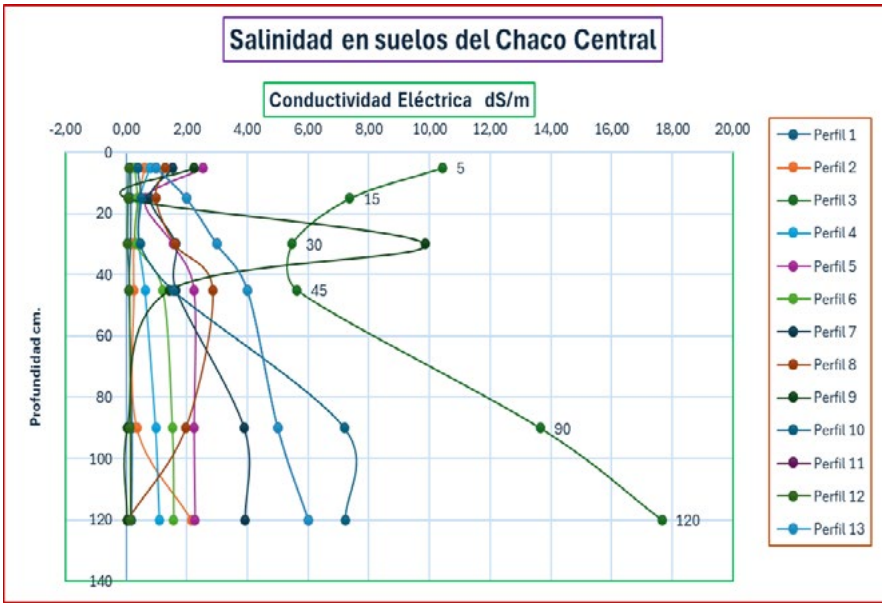


Figura 2. Nivel de salinidad según profundidad en suelos del Chaco central, Paraguay

CONCLUSIONES

Como conclusión, en los suelos estudiados, la profundidad del suelo muestra valores más altos en Conductividad eléctrica

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología – CONACYT por el financiamiento del proyecto. A la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción por el apoyo administrativo y logístico. A las empresas: Cooperativa Chortitzer Ltda, Osterland, El cauce, Faro Moro, La Huella, Tte. Montania y Old Henry, por facilitar el proceso de toma de muestras de suelos en sus propiedades.

BIBLIOGRAFIA

Álvarez-Rogel, J., Alcaraz Ariza, F. y Ortiz Silla, R. 2000. Edaphic gradients and plant zonation in Mediterranean saltmarshes of SE Spain. Wetlands, 20, 357-372.

Bas Ninerola, V., Navarro-Pedreno, J., Gomez Lucas, I., Melendez Pastor, I., Jordan Vidal, M. M., 2017. Geostatistical assessment of soil salinity and cropping systems used as soil phytoremediation strategy. Journal of Geochemical Exploration 174, 53–58, https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.06.008.

Da Silva Dias, N., da Silva, J. F., Moreno-Pizani, M. A., Lima, M. C. F., da Silva Ferreira, J. F., Linhares, E. L. R., de Sousa Neto, O. N., Portela, J. C., da Silva, M. R. F., Ferreira Neto, M., dos Santos Fernandes, C., 2021. Environmental, Agricultural, and Socioeconomic Impacts of Salinization to Family-Based Irrigated Agriculture in the Brazilian Semiarid Region. En: Taleisnik, E., Lavado, R. S. (Eds.), Saline and Alkaline Soils in Latin America: Natural Resources, Management and Productive Alternatives. Springer International Publishing, Cham, pp. 37–48, https://doi.org/10.1007/978-3- 030-52592-7_2.

Ferreira, J. F. S., Liu, X., Suarez, D. L., 2019. Fruit yield and survival of five commercial strawberry cultivars under field cultivation and salinity stress. Scientia Horticulturae 243, 401–410, https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.07.016.

Gebremeskel, G., Gebremicael, T. G., Kifle, M., Meresa, E., Gebremedhin, T., Girmay, A., 2018. Salinization pattern and its spatial distribution in the irrigated agriculture of Northern Ethiopia: An integrated approach of quantitative and spatial analysis. Agricultural Water Management 206, 147–157,https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.05.007.

Glatzle, A., Reimer, L., Nunez-Cobo, J., Smeenk, A., Musalem, K., Laino,R., 2020. Groundwater dynamics, land cover and salinization in the dry Chaco in Paraguay. Ecohydrology y Hydrobiology 20 (2), 175–182, https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.10.003.

Grassi, B., 2020. Estudio del Clima Paraguay 2019. MADES-STP. Asunción, Paraguay.

Korolyuk, T. V. (2015). Soil forming factors: Their role in the formation of saline soils on the plains of Western and Central Ciscaucasia. Eurasian Soil Science, 48(7), 689-700.

Machado, R. M. A., Serralheiro, R. P., 2017. Soil Salinity: Effect on Vegetable Crop Growth. Management Practices to Prevent and Mitigate Soil Salinization.Horticulturae 3 (2), 30, https://doi.org/10.3390/horticulturae3020030.

Mereles, María y Céspedes, Gloria y Cartes, Jose y Goerzen, Rosalía y De Egea, Juana y Rodríguez, Laura y Yanosky, Angel y Villalba, Laura y Gustafson, Andrea y Cacciali, Pier. 2019. Biological Corridors as a Connectivity Tool in the Region of the Great American Chaco: Identification of Biodiversity Hotspots in the Ecoregions of the Paraguayan Chaco. Research in Ecology. 2. 10.30564/re. v2i1.1324.

Novikova, A. F., Pankova, E. I., y Kontoboitseva, A. A. (2011). Zonal, provincial, lithological, and geomorphic features of soil salinization in the Southern federal okrug of Russia. Eurasian Soil Science, 44(8), 848-861.

Ortega-Escobar, H. M., Martínez-Rodríguez, O. G., Can-Chulim, A., Cruz-Crespo, E., Bojórquez-Serrano, J. I., García-Paredes, J. D., … Mancilla-Villa, O. R. (2023). Caracterización de la salinidad en suelos de la planicie del río San Pedro, Nayarit, México. Terra Latinoamericana, 41, 1-17. e1606. https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1606USDA. Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. 1999. Departamento de Agricultura;

Servicio de Investigación Agrícola, Servicio de Conservación de Recursos Naturales; Instituto de Calidad de Suelos
Viglizzo, E. F., Ricard, M. F., 2021. Climate Change and Salinity-Vulnerable Ecosystems in Latin America. En: Taleisnik, E., Lavado, R. S. (Eds.), Saline and Alkaline Soils in Latin America: Natural Resources, Management and Productive Alternatives. Springer International Publishing, Cham, pp. 449–456, https://doi.org/10.1007/978-3-030-52592-7_23.
Zhu, C., Ding, J., Zhang, Z., 2022. Revealing the scale- and location-specific variation and control factors of soil salinity using bi-dimensional empirical modal decomposition. Land Degradation y Development 33 (17), 3446–3460, https://doi.org/10.1002/ldr.4398.

CAMBIOS EN INDICADORES QUÍMICOS LUEGO DE DOCE AÑOS EN SECUENCIAS CON DIFERENTE PROPORCIÓN DE LEGUMINOSAS

Enrico, J. M.[1]*, Magnano, L.[1], Bacigaluppo, S.[1], Salvagiotti, F.[1, 2]

[1] Grupo Manejo de Cultivos, Suelo y Agua, EEA INTA Oliveros; [2] CONICET; * Ruta 11 km 353, (2206), Oliveros, Prov. de Santa Fe, enrico.juan@inta.gob.ar

RESUMEN: Los cambios en la secuencia de cultivos modifican la dinámica del carbono y el nitrógeno en el sistema, especialmente si se incluyen leguminosas que aporten N por medio de la fijación biológica del N. El ensayo donde se realizaron las evaluaciones se inició en 2012 en la EEA INTA Oliveros (32°34'5,00"S; 60°51'29,09"W) y evalúa la inclusión de distintas alternativas de intensificación con cultivos de invierno en el largo plazo en secuencias soja-soja y maíz-soja. Luego de 12 años de iniciado, se tomaron muestras de suelo a 0-10 cm y 10-20 cm de profundidad en cuatro de las secuencias: Soja-Soja; Trigo/Soja-Soja, Trigo/Maíz-Soja y Vicia/Maíz-Soja. Se determinó la materia orgánica (MO), el fósforo extractable (P), el pH y el % de saturación de bases del suelo. Luego de 12 años se determinaron incrementos en MO y reducciones en el pH en todas las secuencias evaluadas respecto del monocultivo de soja y estos resultados se asociaron a cambios en los primeros 10 cm de suelo. El contenido de P se mostró fuertemente estratificado con valores casi 3 veces superiores en los 10 cm superficiales de suelo y una significativa reducción en la secuencia más intensificada (M/T-S). El % de saturación de bases no mostro diferencias significativas ni entre las secuencias ni entre las profundidades.

654

PALABRAS CLAVE: Materia orgánica, bases, pH.

INTRODUCCIÓN

Para lograr una agricultura sostenible, las rotaciones de cultivos deben orientarse a mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. El impacto negativo del monocultivo de soja en estas propiedades en la región pampeana está bien documentado (Wingeyer et al, 2015; Fernandez-Gnecco et al., 2021; Andrade et al., 2022), sin embargo, en los últimos años se ha incrementado la superficie sembrada con soja después de un cereal estival (Santos *et al*. 2022) principalmente con maíz. Los planteos de intensificación sostenible o agricultura regenerativa incluyen prácticas de una mayor ocupación del suelo con cultivos, ya sea de granos o de cobertura, con la expectativa de mejorar los valores en diferentes indicadores de la fertilidad edáfica, como la materia orgánica. Sin embargo, una mayor proporción de cultivos por unidad de tiempo puede generar tanto desbalances en la provisión de nutrientes para los cultivos, como así también reducciones en el pH y cambios en el contenido relativo de bases (Ca^{++}, Mg^{++}, K^{+} y Na^{+}). Los ensayos de larga duración (ELD) son una estructura experimental adecuada para estudiar estos cambios, donde es esperable que en aquellas secuencias que ocupan en mayor proporción el suelo se presenten concomitantemente tanto incrementos en el contenido de MO como disminuciones en el pH, y esto posiblemente estaría asociado con una disminución de las bases de intercambio.

El objetivo del presente trabajo fue cuantificar, luego de doce años, el efecto de secuencias de cultivo con diferente grado de ocupación del suelo, con cereales o leguminosas, sobre los cambios en Materia Orgánica, Fósforo, pH y la saturación de bases en el horizonte superficial de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un ensayo de larga duración (ELD), iniciado en 2012 en la EEA INTA Oliveros, sobre un suelo Argiudol típico serie Maciel, en un lote con más de 30 años de agricultura continua en rotación trigo/soja y *ca.* 25 años de siembra directa. El ELD incluye distintas alternativas de intensificación con cultivos de invierno en secuencias Soja-Soja y Maíz-Soja. Las 4 alternativas invernales son: dos cultivos de cosecha, arveja (Arv) y trigo (Trg), un cultivo de cobertura, vicia villosa (Vic) y un tratamiento sin cultivo de invierno (barbecho) (BB). Luego del doble cultivo (con soja o maíz) sigue un cultivo de soja de primera (Sj). En consecuencia, las rotaciones comienzan un nuevo ciclo luego de dos campañas completas. Las distintas secuencias se arreglaron en un diseño experimental de bloques completos al azar con tres repeticiones.

Durante el invierno de 2012 se realizó un muestreo a 0-20 cm de profundidad para caracterizar químicamente el suelo antes de la implantación de los cultivos invernales del primer ciclo de secuencias. Los valores promedio de materia orgánica (MO), pH y fosforo extractable (P) fueron: 2.08%, 5.6 y 17 ppm, respectivamente.

Los cultivos invernales fueron fertilizados a la siembra con P (ca. 20 kg P ha^{-1}) utilizando como fuente fosfato monoamónico o superfosfato triple de calcio para cubrir la demanda del doble cultivo. El cultivo de soja posterior al doble cultivo fue fertilizado con dosis de P (ca. 10 kg P ha^{-1}). Previo a las siembras de maíz y de trigo, se tomaron muestras de suelo a 0-20, 20-40 y 40-60 cm de profundidad para determinar contenido de nitratos (Bremner 1965) y se estimó la fertilización nitrogenada según umbrales de respuesta: N inicial + Nfert = 162 kg N ha^{-1} para maíz (Salvagiotti et al., 2011) y N inicial + Nfert = 135 kg N ha^{-1} para trigo (Ferrari et al., 2009).

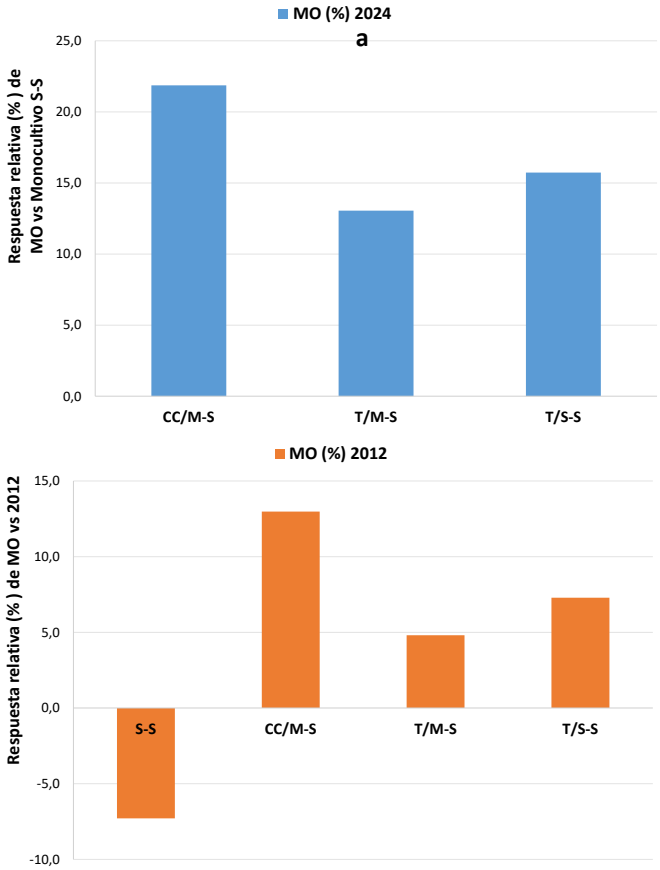
En junio de 2024, al finalizar el sexto ciclo de rotación y previo a la implantación de los cultivos invernales, se realizó un muestreo de suelo en cuatro de las ocho secuencias: Soja-Soja (S-S); Trigo/Soja-Soja (T/S-S), Trigo/Maíz-Soja (T/M-S) y Vicia/Maíz-Soja (CC/M-S). Se realizaron muestras compuestas en dos estratos de profundidad 0-10 y 10-20 cm. En cada muestra de suelo se determinó (MO) mediante el método Walkley y Black (1934), el fósforo extractable (P Bray-1) con el método de Bray y Kurtz (1945), pH del suelo y las bases (Ca y Mg) por extracción con solución de acetato de amonio a pH 7.

Las variables en estudio fueron analizadas con el análisis de la varianza donde las secuencias fueron consideradas factores fijos y las repeticiones como factor aleatorio, la comparación de medias se realizó con el test LSD con un nivel de significancia del 5% (P≤0,05), utilizando el paquete estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al*., 2020).

RESULTADOS

Cambios en variables químicas luego de 12 años en las distintas secuencias

Luego de 12 años el contenido de MO fue de 1.93% en el monocultivo de soja. Todas las secuencias evaluadas incrementaron el contenido de MO respecto a la secuencia S-S (Fig. 1a): CC/M-S incrementó un 22%, T/M-S un 13% y T/S-S *ca*. 16% respecto de S-S. El contenido de MO al comenzar el experimento en 2012 fue de 2.08 %, luego de 12 años, se determinó una reducción de MO de 7.3 % en la secuencia con monocultivo de Soja (S-S), mientras que se observaron incrementos del ca 6% en las secuencias T/M-S y T/S-S y del 13% en la secuencia CC/M-S (Fig. 1b). La secuencia con CC (Vicia) es la que permitió la mayor recuperación del nivel de MO en un suelo degradado acercándose a los 2.64% determinados por Hein *et al*. en 1980.



656

Figura 1. Incremento relativo de la MO (0-20 cm) a) respecto al valor obtenido en la secuencia Soja-Soja medido en 2024 y b) respecto al valor de origen en 2012 ante las diferentes secuencias evaluadas: Soja-Soja (S-S); Vicia/Maíz-Soja (CC/M-S), Trigo/Maíz-Soja (T/M-S) y Trigo/Soja-Soja (T/S-S).

En 2024, el valor del pH fue de 5.93 en la secuencia S-S. Todas las secuencias presentaron reducciones del pH respecto al tratamiento de monocultivo de Soja, con valores que oscilaron entre 2.3% en T/S-S a 4% en T/M-S. Sin embargo, todas las secuencias observaron un incremento del pH respecto al determinado en el año 2012 (pH= 5.6). Este oscilo entre un 2% (T/M-S) y un 6% en S-S, alcanzando valores cercanos a 6 (5.69 – 5.93; Fig. 2).

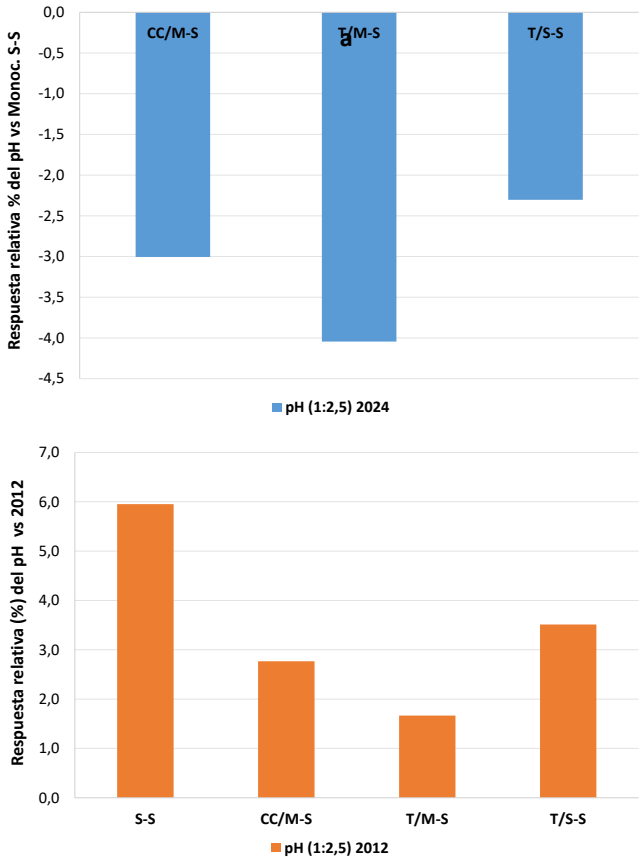


Figura 2. a) Respuesta relativa del pH (0-20 cm) al valor obtenido en la secuencia Soja-Soja medido en 2024 y b) respecto al valor de origen en 2012 ante las diferentes secuencias evaluadas: Soja-Soja (S-S); Vicia/Maíz-Soja (CC/M-S), Trigo/Maíz-Soja (T/M-S) y Trigo/Soja-Soja (T/S-S).

Cuando se contrastaron los valores obtenidos en cada secuencia con el valor de P de 2012 solo la secuencia T/M-S tuvo un descenso del 13% respecto al valor al inicio del ensayo (17 ppm). Las secuencias con una sola gramínea presentaron incrementos medios del 12% (T/S-S y CC/Mz-S) con un máximo de *ca*. 30% (22 ppm) en la secuencia S-S.

Estratificación de las variables químicas

Al analizar los resultados de la MO según las profundidades de suelo se determinó que existieron diferencias significativas entre secuencias ($p<0.001$) y entre profundidades ($p<0.001$) y no se encontró interacción Secuencia x Profundidad. La MO fue 2.69% en los primeros 10 cm y se redujo significativamente a 1.66% en la profundidad 10-20 cm. Sin embargo, se determinó que las diferencias significativas ($p= 0.07$) de MO entre secuencias provenían de las muestras de 0-10 cm, mientras que en la profundidad de 10-20 cm no se observaron diferencias significativas ($p= 0.34$), evidenciándose una clara estratificación dentro del horizonte superficial. La MO en los primeros 10 cm de suelo en la secuencia S-S fue de 2.33%, y se incrementó un 27% en CC/M-S, 19% en T/S-S y un 14.7% en T/M-S.

El pH solo mostró una disminución significativa ($p<0.001$) en los primeros 10 cm de suelo oscilando entre 2.7% en T/S-S y hasta 6% en T/M-S respecto al valor de 5.95 observado en monocultivo S-S. Al analizar el pH dentro de cada secuencia se determinó que solo aquellas secuencias que incluyen al cultivo de Maíz presentaron reducciones significativas ($p<0.01$) en los primeros 10 cm de profundidad (2.35 y 3.57% en CC/M-S y en T/M-S, respectivamente) respecto a los valores alcanzados en 10-20 cm. El pH a 10-20 cm en promedio fue de 5.84 (EE 0.05).

En lo que respecta al contenido de P se observó una estratificación significativa ($p<0.01$) entre las profundidades analizadas (28 vs 10 ppm para 0-10 cm y 10-20 cm, respectivamente). Existieron diferencias significativas ($p<0.001$) entre las secuencias, T/M-S con 14.8 ppm tuvo

una reducción del 33% respecto a la secuencia S-S (22 ppm). S-S no presentó diferencias significativas con CC/M-S (19.2 ppm) y T/S-S (18.9 ppm).
El P a la profundidad 0-10 cm presentó un valor de 33.5 ppm en la secuencia S-S, con reducciones en todas las secuencias que oscilaron entre ca 14.9% en T/S-S y un 32.4% en T/M-S. Es probable que la menor exportación de fósforo por ser una secuencia con menor ocupación del suelo con cultivos sea la causa de este incremento observado.
La saturación de bases en los primeros 20 cm de suelo no presentó diferencias significativas (p=0.59) entre secuencias y en promedio fue de 58.2%. Tampoco se hallaron diferencias significativas entre las profundidades (p=0.47) de 0-10 cm (56.7%) y 10-20 cm (59.6%). Tampoco se hallaron diferencias significativas en el % de saturación con Ca^{++} (p=0.42) y Mg^{+} (p=0.47) ni con la sumatoria de estas bases (p=0.68; Tabla 1).

Tabla 1. % de Saturación de bases, % de saturación con Ca^{++} y Mg^{+} a 0-20 cm de profundidad en distintas alternativas de intensificación con cultivos de invierno en secuencias Soja-Soja y Maíz-Soja.

Secuencia	% Sat. Bases	% Sat de Ca^{++}	% de Sat. de Mg^{+}	% Sat con Ca^{++} y Mg^{+}
S-S	57,0	40,4	10,8	17,9
CC/M-S	54,6	35,8	13,1	19,4
T/M-S	59,7	40,7	13,4	20,4
T/S-S	61,2	41,8	12,5	19,7
Promedio	***58,2***	***39,7***	***12,4***	***19,3***
EE	3,6	2,7	1,1	1,32
p valor	0,59	0,42	0,47	0,68

S-S: monocultivo de Soja; CC/M-S: Vicia/Maíz-Soja; T/M-S: Trigo/Maíz de 2da-Soja; T/S-S: Trigo/Soja de 2da-Soja

658

A pesar de no encontrarse diferencias en el % de saturación de bases, los valores determinados en el presente estudio se encuentran por debajo del observado en la caracterización y descripción realizada de un suelo Argiudol típico serie Maciel, el cual poseía un valor medio de % de Saturación de Bases del 77% en el horizonte A (0-22 cm; Hein *et al*., 1980). Evidentemente el sistema de producción con un incremento en la intensificación de cultivos si bien puede mejorar el contenido de MO del suelo, los resultados de pH y % de saturación de bases demuestran un claro desbalance en las bases Ca^{++} y Mg^{+}. En lo que respecta a P además de una fuerte estratificación se halló que la secuencia con mayor intensificación de cultivos presentó una reducción significativa en su contenido, posiblemente asociado a un mayor nivel de extracción en granos.

BIBLIOGRAFÍA

Andrade, J. F., Ermacora, M. y Satorre, E.H. (2022). Assessing benefits of land use intensification on extensive grain cropping systems of the Pampas. Eur. J. Agron. 135, 126484.

Bremner J. M (1965) Inorganic Forms of Nitrogen. Methods of Soil Analysis.

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Fernandez-Gnecco, G., Smalla, K., Maccario, L., Sørensen, S. J., Barbieri, P., Consolo, V. F., Covacevich, F. y Babin, D. (2021). Microbial community analysis of soils under different soybean cropping regimes in the Argentinean south-eastern Humid Pampas. FEMS Microbiol. Ecol. 97 (3), fiab007.

Hein N. E., Mosconi F. P. y Panigatti J. L. (1980). Mapa detallado de suelos de la Estación Experimental Agropecuaria Oliveros. Rafaela: INTA-EEA Rafaela.

Salvagiotti, F., Castellarín, J.M., Ferraguti, F.J. y Pedrol, H.M. (2011). Dosis óptima económica de nitrógeno en maíz según potencial de producción y disponibilidad de nitrógeno en la región pampeana norte. Ciencia Del Suelo 29 (2), 199–212.

Santos, D. J. y Enrico, J. M. (2022). Evolución del área y el rendimiento de soja en Entre Ríos y Santa Fe, con énfasis en el cultivo de segunda, entre 2010 y 2021. Serie Extensión / EEA Paraná (INTA), no. 89: 29-46. (2022)
Wingeyer, A. B., Amado, T. J. C., Pérez-Bidegain, M., Studdert, G. A., Perdomo Varela, C. H., Garcia, F. O. y Karlen, D. L. (2015). Soil quality impacts of current South American agricultural practices. Sustainability 7, 2213–2242.

PELLETS DE LANA COMO FUENTE DE NITRÓGENO ORGÁNICO

Ferrari, J. L.[1*], Orden, L.[2], Sacchero, D.[3], Carciochi, W.[4], Galantini, J.[5]

[1] INTA Bariloche, CC227 (8400) INTA Bariloche; [2] CIAGRO-UMH; [3] Laboratorio de Fibras Textiles, INTA Bariloche; [4] INTA Balcarce; [5] CIC, CERZOS-CONICET Bahía Blanca. * ferrari.javier@inta.gob.ar

RESUMEN: El nitrógeno (N) es un nutriente fundamental para el crecimiento y calidad de los cultivos siendo la urea el principal fertilizante nitrogenado en Argentina. En planteos con certificación orgánica no está permitido el uso de urea. La lana tiene un alto contenido de N. En la Patagonia la raza Merino produce lana de alta calidad, mientras que en el resto del país los ovinos de razas carniceras producen lanas de muy bajo valor textil. Este material podría ser un aporte significativo de N en la agricultura orgánica y agroecológica. La contribución de N por mineralización puede ser descrita por incubaciones aeróbicas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la mineralización de N de pellets de lana en comparación con otras fuentes de N. Se realizó un ensayo de mineralización con suelo de Bariloche y fertilizantes pelletizados. Se determinó N de amonio y N de nitrato. Los tratamientos fueron: 1- lana sucia, 2- urea, 3- compost de residuos frutihortícola (CFH), 4- CFH más lana al 50% en peso, 5- CFH más urea al 50 % en peso y 6- suelo. La dosis de N fue de 0.05 gr de N en 25 gr de suelo. Se determinó N de amonio y N de nitrato, N total Kjeldahl y densidad aparente (dap). El tratamiento CFH presentó niveles muy altos de N mineral inicial y alta mineralización lo cual sugiere mayor disponibilidad de N. La lana presentó valores bajos de N mineral inicial y se mantuvo muy bajo sugiriendo una mineralización más lenta. La urea presentó valores por debajo del suelo testigo sugiriendo una posible inmovilización y/o volatilización de N. La lana presenta una dap muy baja, esto es una limitante muy importante para su uso en maquinarias convencionales, siendo la mezcla con compost una opción interesante.

PALABRAS CLAVE: Compost, Mineralización, Nutriente.

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es un nutriente fundamental para el crecimiento, rendimiento y calidad de los cultivos. Es considerado el nutriente más importante para la producción vegetal debido a las cantidades requeridas por los cultivos y a la frecuencia con que se observan deficiencias en suelos agrícolas, es así que la agricultura de altos rendimientos depende del uso de fertilizantes nitrogenados (García, 2018). La urea es el principal fertilizante nitrogenado en Argentina con un consumo anual aproximado de 2.5 millones de tn (Bolsa de Comercio Rosario, 2021). En el manejo eficiente del N es necesario un correcto diagnóstico de la necesidad de fertilización para optimizar la nutrición nitrogenada de los cultivos (Martínez et al., 2015). Sin embargo, en planteos con certificación orgánica no está permitido el uso de urea (IFOAM, 2005) y en planteos con principios agroecológicos está restringido. Si bien el uso de compost puede ser una alternativa, los bajos contenidos de N requerirían de dosis muy altas. Los materiales orgánicos con alto contenido de N son escasos, como de la harina de sangre con 13 % y la harina de pluma de gallina con 11 %. En otros países se ha probado con éxito la lana de oveja para cultivos de invernadero debido a su alto contenido de N lo que sugiere la posibilidad de su uso como fertilizante orgánico en forma de pellets (Bohme et al., 2008). Los contenidos de N observados en la bibliografía para la lana lavada superan el 15 % (Sharma et al., 2019), lo que justifica un estudio particular de este material. En la Argentina los objetivos de la producción ovina varían según la región. Mientras en la Patagonia se concentra la producción lanera (raza Merino) y cárnica de exportación, en el resto del país los ovinos de razas carniceras o de doble propósito (58 % del stock nacional)

como por ejemplo las razas Corriedale, Rommey Marsh, criollas, etc., producen lanas de muy bajo valor y escaso interés textil. Esta la lana sin valor superaría las 5.000 tn por año y podría ser un significativo aporte de N en la agricultura orgánica y agroecológica. Las transformaciones del N en el suelo, incluyendo el N nativo del suelo y el N aplicado con las enmiendas, están fuertemente controladas por la interacción entre el ambiente y las condiciones del suelo, y por la composición o calidad del sustrato (Grifin et al., 2005; Orden et al., 2022). La contribución de N por mineralización puede ser descrita por incubaciones aeróbicas durante largos períodos (Stanford & Smith, 1972, Echeverría et al., 1994). El objetivo de este trabajo fue evaluar la mineralización de N de pellets de lana en comparación con otras fuentes de N.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para un ensayo de mineralización se recolecto suelo a 0-10 cm de profundidad en la localidad de San Carlos de Bariloche (41º 8´ S, 71º 10´ O). Se prepararon frascos de 100 ml con 25 g de suelo por triplicado para cada tratamiento con fertilizantes pelletizados. El suelo presentó una textura franco arenosa, un contenido de materia orgánica (MO) de 20 g kg^{-1} (muy bajo), Fósforo (P-Olsen) de 3 mg kg^{-1} (muy bajo) y Potasio extractable (K) 91 mg kg^{-1} (bajo), pH de 7.3 y conductividad eléctrica de 0.10 ds m^{-1}. Se incubó a humedad capacidad de campo y a 25°C. Se corrigió la humedad una vez por semana manteniendo el peso constante de cada frasco. Los tiempos de extracción de las incubaciones fueron: 7, 21, 35, 64, 91, 119, 147 y 175 días en las cuales se retiró las muestras para cada tratamiento, se secó el suelo 24 horas a 40 °C. Posteriormente se determinó N de amonio y N de nitrato. La extracción se realizó con 75 ml cloruro de potasio (KCl) de concentración 1 Normal sobre los 25 g de suelo (para esta presentación se muestran los datos de las 4 primeras fechas de muestreo). Los tratamientos en pellet agregados al suelo fueron: 1- lana sucia, 2- urea, 3- compost de residuos frutihortícola de Bahía Blanca (CFH), 4- CFH más lana al 50 % en peso, 5- CFH más urea al 50 % en peso y 6- suelo testigo. La dosis de N fue de 0.05 gr de N en 25 gr de suelo para cada tratamiento en pellet. Se determinó en los tratamientos pelletizados y en el suelo N de amonio y nitrato iniciales, N total Kjeldahl y densidad aparente (dap). Los análisis químicos fueron realizados según Sparks et al. (1996). Se realizó un test de Tuckey con un nivel de significancia de 5% para la comparación entre los distintos tratamientos, mediante software estadístico Infostat (Di Rienzo, et al. 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tratamiento CFH presentó niveles muy altos de N de amonio siendo un compost maduro en todos sus parámetros, el límite de 400 mg kg^{-1} como índice de madurez de un compost debería ser revisado (Tabla 1).

El alto contenido de NT para lana sucia sugiere que podría utilizarse como fuente nitrogenada (Tabla 1). Aunque la lana lavada tiene un contenido de NT aún mayor (13.6 % para la misma muestra) no está justificado este proceso debido su alto costo. De todas maneras 8.9 % sigue siendo un valor muy alto para materiales orgánicos. La baja dap de la lana es una limitante muy importante para su uso en sembradoras tradicionales ya que al ser tan liviana no va a correr por los distribuidores sean tipo chevron o de estrella (Ferrari et al., 2018) y en fertilizadoras de péndulo o discos axiales muy probablemente tampoco. En pellets de CFH con lana se incrementa la dap a valores cercanos a los pellets de compost con urea los cuales ya se han aplicado a campo sin inconvenientes (Carciochi et al., 2024). La lana presenta valores bajos de N mineral lo que ya supondría una liberación lenta del N (Tabla 1).

Tabla 1. Contenidos de N de amonio y N de nitrato iniciales, N total Kjeldahl y densidad aparente (dap), letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos para los distintos tratamientos.

pellet	$N\text{-}NH_4^+$ (mg kg-1)		$N\text{-}NO_3^-$ (mg kg -1)		NT (g 100 g-1)		dap (g cm-3)	
lana	25	a	53	b	8,9	d	0,22	a
urea	1537	c	1971	f	46,3	f	0,72	d
CFH	4442	f	329	d	1,7	b	0,85	e
CFH lana	2100	d	210	c	5,4	c	0,55	b
CFH urea	2600	e	950	e	22,5	e	0,66	c
suelo Brc	41	b	37	a	0,1	a	1,31	f

Los tratamientos CFH y urea presentaron valores muy superiores al suelo testigo, indicando aportes significativos de N amoniacal, mientras que la lana se mantuvo en valores cercanos al suelo testigo indicando una mineralización mucho más lenta (Figura 1). El CFH fue el tratamiento con mayor liberación de amonio en todo el período indicando una alta disponibilidad inicial y una liberación sostenida de N. El tratamiento pellets de CFH-urea tuvo una respuesta intermedia entre el compost y la urea. Los resultados presentados son el primer tercio del tiempo programado y se continúa el estudio para ver su evolución. Descontando lo mineralizado por el suelo representa menos de un cuarto de lo aplicado como fertilizante (2000 mg kg^{-1}). En el caso de la lana el N de amonio se mantuvo muy bajo sugiriendo una mineralización marcadamente más lenta que los otros materiales.

662

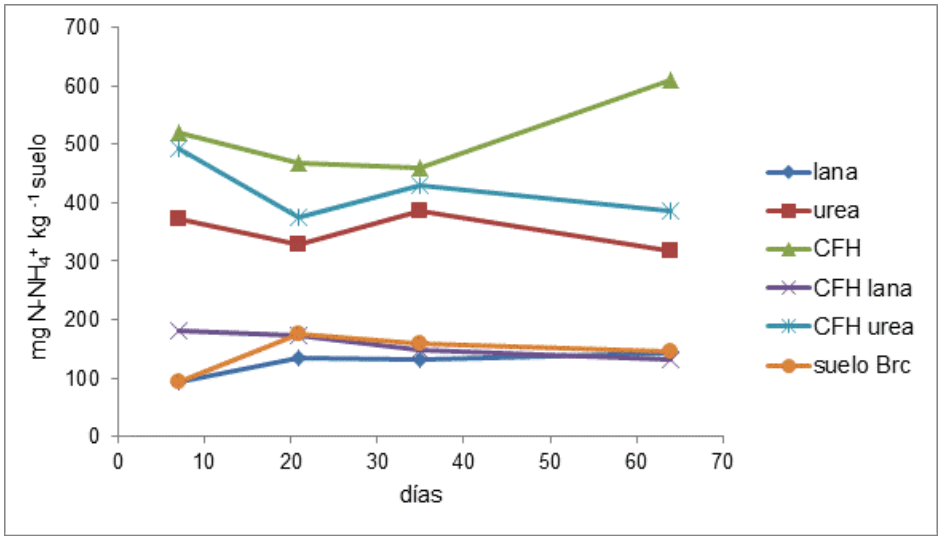


Figura 1. Mineralización de $N\text{-}NH_4^+$ para los distintos tratamientos

El compost (CFH) presentó la mayor mineralización de N de nitrato acumulada y mayor al suelo testigo, lo que sumado al mayor contenido de amonio sugieren una mayor disponibilidad y entrega de N (Figura 2). El suelo presentó una alta mineralización de nitrato con bajos niveles de amonio en comparación a los tratamientos fertilizados lo que sugiere una rápida nitrificación. Los suelos con bajo contenido de NT suelen entregar rápido su N potencial mineralizable (Geisseler et al., 2024). La urea pura y en mezcla presentó valores por debajo del suelo testigo sugiriendo una posible inmovilización y/o volatilización de N. Una opción válida para la utilización de lana es incorporarla a las pilas de compost, aunque esto va a diluir el contenido de N aún más que mezclarla con compost al momento de pelletizarlo.

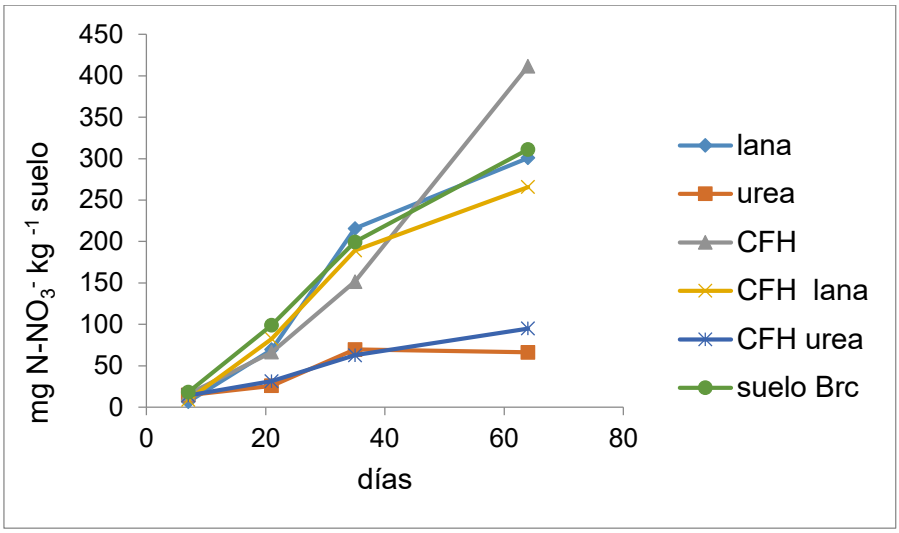


Figura 2. Mineralización de $N\text{-}NO_3^-$ para los distintos tratamientos

CONCLUSIONES

La mineralización del tratamiento CFH fue alta, esto sugiere mayor disponibilidad de N, mientras que la lana presenta una mineralización lenta de N para los primeros 64 días de incubación.

La baja dap de los pellets de lana es una fuerte limitante a su distribución con maquinaría convencional, siendo la mezcla con compost una opción interesante.

BIBLIOGRAFÍA

Böhme, M., Schevchenko, J., Herfort, S. and Pinker, I. (2008). Cucumber grown in sheepwool slabs treated with biostimulator compared to other organic and mineral substrates. Acta Hort. 779:299-305.

Bolsa de Comercio Rosario. 25/06/2021. Fertilizantes: panorama y oportunidades para la Argentina.

Carciochi, W. D., Ferrari, J. L., Orden, L. and Galantini, J. A. (2024). Pelletized Organomineral vs. Inorganic Nitrogen and Phosphorus Fertilizers: Impact on Wheat Nutritional Status, Productivity, and Grain Quality. Journal of Soil Science and Plant Nutrition https://doi.org/10.1007/s42729-024-02045-9.

Di Rienzo, JA, Casanoves, F, Balzarini, MG, González, L, Tablada, M, & Robledo, CW (2016). *InfoStat Software.* Universidad Nacional de Córdoba: Córdoba, Argentina.

Echeverría, H., Bergonzi, R. y Ferrari, J. L. (1994). Un modelo para estimar la mineralización de nitrógeno en suelos de la provincia de Buenos Aires (Argentina). Ciencia del Suelo 12:56-62.

Ferrari, J. L., Dosanto, A. M., Tittonell, P. A., Reuque, R. y Gazzotti, J. I. (2018). Aplicación de fertilizantes orgánicos-pellets con sembradoras convencionales. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Tucumán.

García, F. O. (2018). Diagnóstico y necesidades de fertilización de los principales cultivos de grano de la Región Pampeana Argentina.

Geisseler, D., Miller, K., Santiago, S. and Abou Najm, M. (2024). The multi-faceted relationship between nitrogen mineralization and soil texture. Soil Science Society of America Journal, 88, 1792–1807.https://doi.org/10.1002/saj2.20728

Griffin, T. S., He, Z., Honeycutt and C. W. (2005). Manure composition affects net transformation of nitrogen from dairy manures. Plant Soil, 273, 29–38.

IFOAM. (2005). The principles of organic agriculture. Bonn Germany: IFOAM. Available online at http://www.ifoam.org/about_ifoam7principles/index.html.

Martínez, J. M., Galantini, J. A. y Landriscini, M. R. (2015). Diagnóstico de fertilidad nitrogenada en el sudoeste bonaerense mediante el uso de un clorofilómetro en trigo. Ci. Suelo 33, 31- 43.
Orden, L., Locoli, G. A., Bustamante, M. A., Moral, R. and Rodríguez, R. A. (2022). Amended with Composts under Laboratory Conditions. Agronomy 2022, 12, 795.
Sharma, S. C., Sahoo, A. and Chand, R. (2019). Potential use of waste wool in agricultura: an overview. Indian Journal of small rumiants. 2019. 25(1):1-12.
Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston C.T. and Sumner, M.E. (eds). (1996). Methods of Soil Analysis part 3. Chemical Methods. SSSA Book Series Nr. 5. SSSA, ASA, Madison, Wisconsin, USA.
Stanford, G. and Smith, S. (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, 465-472.

EFECTO DE TRES ESPECIES DE LUPINO SOBRE NUTRIENTES Y ACTIVIDADES MICROBIANAS EN TEFRA VOLCÁNICA RECIENTE

Ferreiro, N.[1*], Satti, P.[2], Mazzarino, M. J.[2]

[1] Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES), Universidad Nacional de Luján-CONICET; [2] Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medio Ambiente (INIBIOMA), Universidad Nacional del Comahue-CONICET, * Ruta 5 y Av. Constitución, (6700) Luján, Prov. de Buenos Aires, nicolasferreiro@conicet.gov.ar

RESUMEN: Examinamos la capacidad de tres especies de lupinos (*Lupinus spp.*) para promover la acumulación de nutrientes en tefra de la erupción del Complejo Volcánico Puyehue-Cordón Caulle de junio de 2011. En octubre de 2016, iniciamos un experimento en invernáculo sembrando lupinos en macetas con tefra: 1) *L. albus* (Al), 2) *L. arboreus* (Ar), 3) *L. polyphyllus* (Po) y 4) control (C); 10 réplicas. En noviembre de 2017, muestreamos la tefra en la mitad de las macetas para estimar parámetros del sustrato (humedad, pH, conductividad, C Walkley-Black, N Kjeldahl, P Olsen), y actividades enzimáticas (fenol oxidasa, β-Glucosidasa, leucina-aminopeptidasa, β-N-acetilglucosaminidasa, fosfomonoesterasa ácida). Además, estudiamos el contenido de C-N en la biomasa aérea y subterránea, así como los nutrientes y actividades enzimáticas en el sustrato rizosférico de *L. arboreus* y *L. polyphyllus* (n=5). En las macetas no muestreadas, únicamente cosechamos la biomasa aérea de los lupinos y sembramos ryegrass. Estimamos la producción del ryegrass luego de uno, dos, tres y cuatro meses y en marzo de 2018, muestreamos la tefra para determinar los parámetros y las actividades enzimáticas finales (n=5). Luego de un año, los lupinos no incrementaron significativamente el contenido de nutrientes de la tefra, pero promovieron la actividad de enzimas relacionadas con la obtención de N y P orgánicos (C≤ Al<Ar=Po). El C orgánico, N total y P disponible de la tefra incrementaron significativamente luego de la cosecha de los lupinos y cuatro meses de crecimiento del ryegrass, probablemente por la descomposición de la biomasa subterránea (C≤Al<Ar=Po). Esta mejora en la disponibilidad de nutrientes no se tradujo en un mayor crecimiento del ryegrass (Po<C=Al=Ar). El rebrote de *L. polyphyllus* sería problemático para su utilización como facilitador para el establecimiento de especies sin raíces especializadas.

PALABRAS CLAVE: Patagonia, Nitrógeno, Formación de suelo.

INTRODUCCIÓN

La sucesión sobre depósitos volcánicos constituye un modelo clásico de estudio, dado que estos materiales experimentan una meteorización relativamente rápida que permite la formación de Andisoles en pocas décadas (Shoji et al., 1993). La erupción del Complejo Volcánico Puyehue–Cordón Caulle (CVPCC) en junio de 2011 depositó 30 cm de tefra a lo largo del camino de los Siete Lagos, en el norte de la Patagonia argentina. Esta deposición afectó particularmente las banquinas y taludes de la Ruta Nacional 40, así como áreas adyacentes de bosque templado andino. Estudios posteriores analizaron los efectos de esta erupción sobre los patrones de sucesión vegetal y desarrollo edáfico en ambientes forestales y de banquina (Ferreiro et al., 2018).

Los lupinos (*Lupinus* spp.) son un género de leguminosas representado en Argentina por 43 especies, incluyendo especies nativas (ej.: *L. andicola*), introducidas (ej.: *L. polyphyllus*, *L. arboreus*; originarias de Norteamérica) y domesticadas (ej.: *L. albus*) (Instituto de Botánica Darwinion 1997-2016). Su capacidad fijadora de N, dada por nódulos en simbiosis con *Bradyrhizobium* sp., ha recibido mucha atención (del Moral & Rozzell, 2005). Sin embargo, se ha ignorado durante mucho tiempo su capacidad de desarrollar raíces en cluster o proteoides,

que exudan ácidos carboxílicos e incrementan la disponibilidad de P (Lambers et al., 2012). Mientras que muchas especies de lupinos del viejo mundo producen raíces proteoides (ej.: *L. albus*, *L. cosentinii*), las especies del nuevo mundo carecen de esta capacidad (Skene, 2000). A pesar de esto, se ha encontrado que muchas especies de lupino sin raíces proteoides liberan gran cantidad de carboxilatos que movilizan P, como *L. angustifolius* y *L. sericeus* (Pearse et al., 2007).

En un estudio previo, se verificó que *L. polyphyllus* promovió la acumulación de nutrientes y el aumento de la actividad microbiana en tefras del CVPCC (Ferreiro et al., 2020). El objetivo de este estudio fue comparar mediante un experimento en invernáculo la capacidad de *L. albus*, *L. arboreus* y *L. polyphyllus* para promover la acumulación de nutrientes en tefras volcánicas provenientes del CVPCC, con el fin de analizar su potencial rol como facilitadoras de la sucesión ecológica y herramientas para la restauración de áreas disturbadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el invernáculo del INIBIOMA–Jardín Botánico, en la ciudad de San Carlos de Bariloche, provincia de Río Negro (Patagonia argentina), utilizando tefra volcánica recolectada en el Parque Nacional Nahuel Huapi, correspondiente a los depósitos generados por la erupción de junio de 2011 del Complejo Volcánico Puyehue–Cordón Caulle.

En octubre de 2016 se inició un experimento en macetas de 2.000 cm³ donde se establecieron cuatro tratamientos: (1) Control sin plantas (C), (2) *L. albus* (Al), (3) *L. arboreus* (Ar) y (4) *L. polyphyllus* (Po), con diez repeticiones por tratamiento. Se sembraron 15 semillas por tratamiento que luego de germinadas se ralearon hasta 10 plantas por macetas.

En noviembre de 2017, luego de una temporada completa de crecimiento, se sacrificó la mitad de las macetas de cada tratamiento para evaluar las propiedades del sustrato (0-5 cm profundidad). En estas macetas se determinaron variables fisicoquímicas del sustrato (humedad, pH, conductividad eléctrica), contenido de carbono (C Walkley-Black) (Nelson & Sommers, 1996) y nutrientes (N Kjeldahl y P Olsen) (Olsen & Sommers, 1982) y actividades enzimáticas (POX=fenol oxidasa; BG=β-Glucosidasa; LAP=leucina-aminopeptidasa; NAG=β-N-acetilglucosaminidasa; AP=fosfomonoesterasa ácida) (Sinsabaugh et al., 2008). Adicionalmente, en los tratamientos con *L. arboreus* y *L. polyphyllus* se muestreó el sustrato rizosférico y se cuantificó biomasa aérea y subterránea, junto con su contenido de C y N (n = 5).

En las macetas restantes se cosechó únicamente la biomasa aérea de los lupinos y se sembró ryegrass (*Lolium perenne*) como especie testigo sin raíces especializadas. Los tratamientos fueron: Control + ryegrass, *L. albus* + ryegrass, *L. arboreus* + ryegrass y *L. polyphyllus* + ryegrass. La producción aérea de ryegrass se midió mensualmente durante cuatro meses. Finalmente, en marzo de 2018 se muestreó nuevamente el sustrato para evaluar las propiedades y actividades enzimáticas finales (n = 5).

La diferencia en las variables respuesta entre los tratamientos fueron evaluadas mediante análisis de la varianza de un factor (4 niveles: C, Al, Ar, Po y 5 réplicas). Las diferencias entre los tratamientos se testearon con los contrastes a posteriori de Tukey. Se chequearon la normalidad (Kolmogorov–Smirnov test, $P > 0.05$) y homocedasticidad (Cochran C test, $P > 0.05$) de todas las variables antes de la realización de los test paramétricos. Cuando las variables no cumplieron con los supuestos, se les aplicó una transformación logarítmica. Todos los análisis fueron realizados con el programa de estadística SPSS 14.0 para Windows.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luego de una temporada de crecimiento el pH, la conductividad eléctrica, el C orgánico, el N total y el P extractable no fueron afectados significativamente por ninguna de las especies de lupino (Tabla 1). Sin embargo, *L. arboreus* y *L. polyphyllus* incrementaron significativamente la β-glucosidasa, β-N-acetilglucosaminidasa y fosfomonoesterasa ácida (Figura 1).

Tabla 1. Promedio de la humedad, conductividad eléctrica (CE), pH, C orgánico, N total y P extraíble en noviembre de 2017 (± desvío estándar). C = Control, Al = *L. albus*, Ar = *L. arboreus*, Po = *L. polyphyllus*. Diferentes letras indican diferencias significativas (p <0.05).

	Humedad (%)	CE (dS m^{-1})	pH	C orgánico (g kg^{-1})	N total (g kg^{-1})	P extraíble (mg kg^{-1})
C	37 ± 2a	0,011 ± 0,002	6,6 ± 0,1	0,08 ± 0,02	0,04 ± 0,02	2,0 ± 0,6
Al	35 ± 1a	0,015 ± 0,008	6,2 ± 0,2	0,09 ± 0,01	0,05 ± 0,02	1,8 ± 0,4
Ar	34 ± 2a	0,011 ± 0,001	6,4 ± 0,1	0,10 ± 0,04	0,07 ± 0,03	1,8 ± 0,9
Po	29 ± 1b	0,012 ± 0,002	6,4 ± 0,1	0,10 ± 0,02	0,07 ± 0,03	2,3 ± 0,7

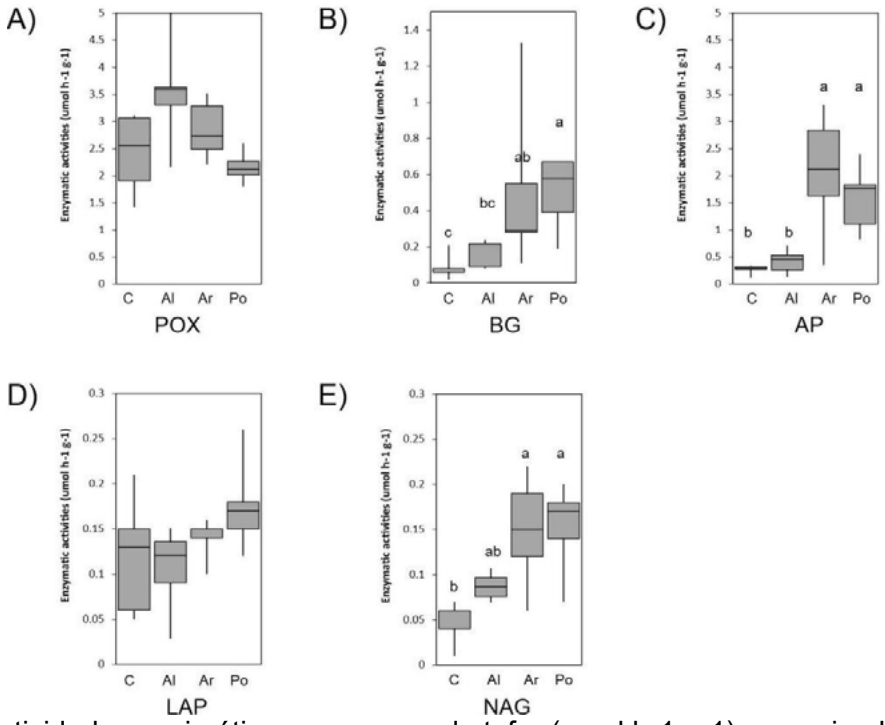


Figura 1. Actividades enzimáticas por gramo de tefra (µmol h-1 g-1) en noviembre de 2017. Se muestran boxplots (mediana, primer y tercer cuartil; bigotes: valores mínimos y máximos) de las actividades: A) fenol oxidasa (POX), B) β-glucosidasa (BG), C) fosfomonoesterasa ácida (AP), D) leucina-aminopeptidasa (LAP) y E) β-N-acetilglucosaminidasa (NAG). Los tratamientos corresponden a: C = control, Al = *Lupinus albus*, Ar = *L. arboreus* y Po = *L. polyphyllus*. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En la rizósfera, *L. arboreus* y *L. polyphyllus* redujeron significativamente el pH. Además, *L. polyphyllus* incrementó el C orgánico y el N total, reduciendo el P disponible (Tabla 2).

Tabla 2. Promedio de la humedad, conductividad eléctrica (CE), pH, C orgánico, N total y P disponible en la rizósfera en noviembre de 2017 (± desvío estándar).

	Humedad (%)	CE (dS m^{-1})	pH	C orgánico (g kg^{-1})	N total (g kg^{-1})	P extraíble (mg kg^{-1})
C	37 ± 2a	0,011 ± 0,002	6,6 ± 0,1b	0,08 ± 0,02b	0,04 ± 0,02b	2,0 ± 0,6a
Ar	32 ± 2b	0,014 ± 0,008	6,1 ± 0,1a	0,10 ± 0,02b	0,06 ± 0,01ab	1,8 ± 0,4ab
Po	28 ± 3c	0,015 ± 0,005	6,1 ± 0,1a	0,18 ± 0,06a	0,13 ± 0,09a	1,6 ± 0,4b

En la tefra rizosférica, las actividades β-glucosidasa, β-N-acetilglucosaminidasa y fosfomonoesterasa ácida fueron superiores en *L. polyphyllus* y *L. arboreus* que en el control. No hubo diferencias significativas entre especies (Figura 2).

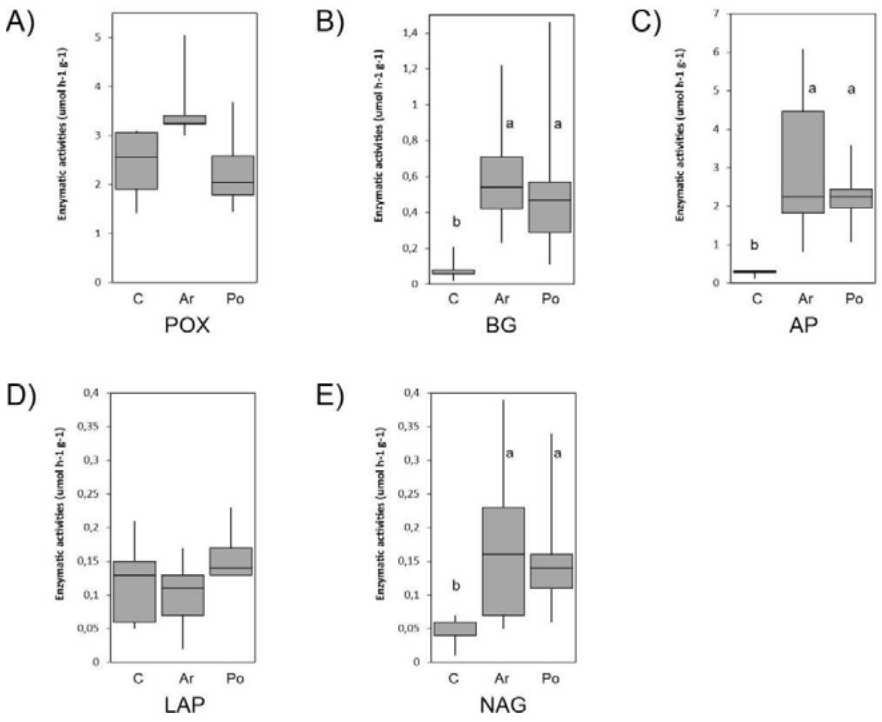


Figura 2. Actividades enzimáticas por gramo de tefra rizosférica (µmol h-1 g-1) en noviembre de 2017. Leyenda como en Figura 1.

668 Se registraron valores similares de biomasa aérea y subterránea para *L. polyphyllus* y *L. arboreus*. Finalmente, se observó un contenido de nitrógeno en biomasa aérea significativamente mayor en *L. polyphyllus* que en *L. arboreus*. No hubo diferencias entre especies en el contenido de N de la biomasa subterránea (Tabla 3).

Tabla 3. Promedio de biomasa aérea y subterránea (por g peso seco); N, C y C/N (± desvío estándar) en *L. arboreus* y *L. polyphyllus* en noviembre de 2017.

	Biomasa (g)	N (%)	C (%)	C/N
Aérea				
L. arboreus	28 ± 10	2,4 ± 0,3 b	44 ± 1	18 ± 2 a
L. polyphyllus	25 ± 6	3,2 ± 0,2 a	43 ± 2	13 ± 1 b
Subterránea				
L. arboreus	9 ± 4	1,6 ± 0,4	27 ± 6	18 ± 3
L. polyphyllus	14 ± 4	1,5 ± 0,4	26 ± 6	17 ± 2

El ryegrass no se vio favorecido por el previo crecimiento de los lupinos. De hecho, la producción de ryegrass fue menor en los tratamientos con crecimiento y cosecha de la biomasa aérea de *L. polyphyllus*. A su vez, luego de la cosecha se observó rebrote de los lupinos durante dos meses en *L. arboreus* y durante tres meses en *L. polyphyllus*.
Luego de cuatro meses de la cosecha de la biomasa aérea de los lupinos y la siembra del ryegrass hubo un incremento del C orgánico, N total, P disponible (Tabla 4) y de la fenol oxidasa, β-glucosidasa, fosfomonoesterasa ácida y β-N-acetilglucosaminidasa (Figura 3).

Tabla 4. Promedios de humedad, conductividad eléctrica (CE), pH, C orgánico, N total y P extraíble en marzo de 2018 (± desvío estándar).

	Humedad (%)	CE (dS m^{-1})	pH	C orgánico (g kg^{-1})	N total (g kg^{-1})	P extraíble (mg kg^{-1})
C	4 ± 2	0,018 ± 0,004b	6,4 ± 0,2ab	0,06 ± 0,02b	0,03 ± 0,01c	1,6 ± 0,4c
Al	6 ± 3	0,018 ± 0,003b	6,7 ± 0,1a	0,12 ± 0,04ab	0,06 ± 0,02b	2,1 ± 0,9bc
Ar	6 ± 2	0,071 ± 0,030a	6,1 ± 0,2b	0,14 ± 0,05a	0,12 ± 0,03a	6,6 ± 1,4a
Po	7 ± 2	0,045 ± 0,013a	6,4 ± 0,3b	0,10 ± 0,02a	0,09 ± 0,06ab	3,6 ± 1,1b

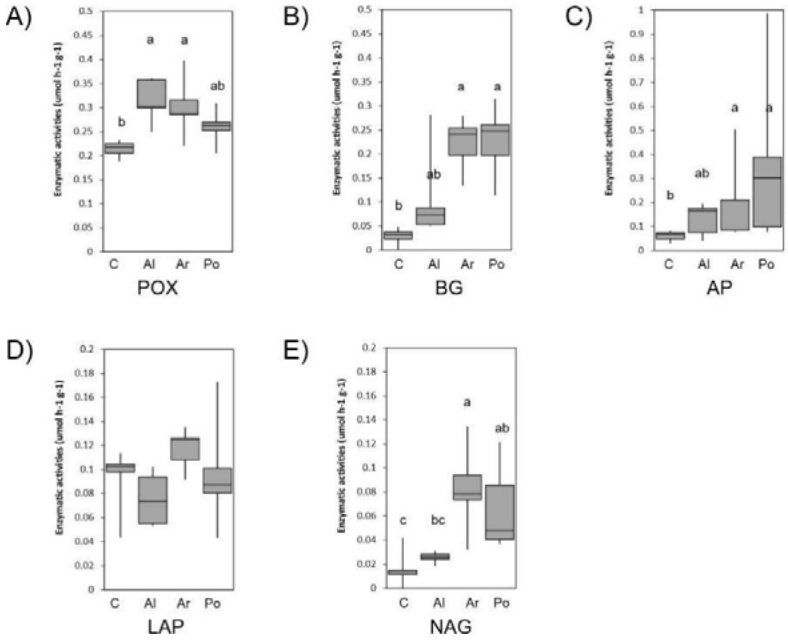


Figura 3. Actividades enzimáticas por gramo de tefra (µmol h-1 g-1) en marzo de 2018. Leyenda como en Figura 1.

CONCLUSIONES

Luego de una temporada de crecimiento, ninguna de las tres especies de lupinos produjo incrementos detectables en las propiedades fisicoquímicas del sustrato; sin embargo, se observaron respuestas contrastantes entre especies en la rizósfera. Las especies perennes *L. arboreus* y *L. polyphyllus* promovieron un aumento significativo de las actividades enzimáticas asociadas a la degradación de N y P orgánicos, tanto en el sustrato como en la rizósfera. En particular, *L. polyphyllus* presentó el mayor efecto rizosférico, evidenciado por una mayor acumulación de C orgánico y N total, una disminución del pH y una reducción del P disponible, lo que sugiere una intensa movilización y captura de nutrientes. A pesar de estas diferencias funcionales, la mejora en la disponibilidad de nutrientes no se tradujo en un mayor crecimiento del ryegrass, siendo incluso menor en los tratamientos con *L. polyphyllus*, probablemente debido a la elevada biomasa subterránea y al rebrote prolongado de esta especie. Si bien *L. arboreus* y *L. polyphyllus* difirieron en la intensidad de los efectos, ambas serían capaces de incrementar la disponibilidad de nutrientes, facilitando el establecimiento de especies sin raíces especializadas. Sin embargo, para aplicaciones en restauración, nuestros resultados sugieren que el uso de lupinos perennes debería acompañarse de estrategias de manejo del rebrote, durante varios meses.

BIBLIOGRAFÍA

Ferreiro, N. A., Satti, P. and Mazzarino, M. J. (2018). Biological legacies promote succession and soil development on tephra from the Puyehue-Cordon Caulle eruption (2011). Austral Ecology 19: 435–446.

Ferreiro, N. A., Satti, P., Castan, E., Alvarez Soria, L. and Mazzarino, M. J. (2020). *Lupinus polyphyllus* Lindl. and *Rumex acetosella* L. effects on nutrient accumulation and microbial activity on tephra from the Puyehue–Cordon Caulle eruption (2011). Austral Ecology 45: 968–976.

Instituto de Botánica Darwinion. (1997–2016). Flora del Conosur – Catálogo de las Plantas Vasculares. http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/Especies.asp 26/2/2016.

Lambers, H., Bishop, J. G., Hopper, H. D., Laliberté, E. and Zúñiga-Feest, A. (2012). Phosphorus-mobilization ecosystem engineering: the roles of cluster roots and carboxylate exudation in young P-limited ecosystems. Annals of Botany 110: 1–20.

Nelson, D. W. and Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En: Sparks, D. L., A. L. Page, P. A., Helmke, R. H., Loeppert, P. N. Soluanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston and M. E. Sumner (Eds). Methods of soil analysis, Part 3 - Chemical methods. ASA, SSSA, Madison, WI, USA.

del Moral, R. and Rozzell, L. R. (2005). Long-term effects of *Lupinus lepidus* on vegetation dynamics at Mount St. Helens. Plant Ecology 181: 203–215.

Olsen, S. R. and Sommers, L. E. (1982). Phosphorus. En: Page, AL; RH Miller & DR Keeney (Eds). Methods of soil analysis, Part 2 - Chemical and Microbiological Properties. ASA, SSSA, Madison, WI, USA.

Shoji, S., Dahlgren, R. and Nanzyo, M. (1993). Genesis of volcanic ash soils. Developments in Soil Science 21: 37–71.

Sinsabaugh, R. L., Lauber, C. L., Weintraub, M. N., Ahmed, B., Allison, S. D., Crenshaw C., Contosta, A. R., Frey, S., Cusack, D., Gallo M. E., Gartner, T. B., Hobbie, S. E., Holland, K., Keeler, B. L., Powers, J. S., Stursova, M., Takacs-Vesbach, C., Waldrop, M. P., Wallenstein, M. D., Zak, D. R. and Zeglin, L. H. (2008). Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. Ecology Letters 11: 1252–1264.

Skene, K. R. (2000). Pattern Formation in Cluster Roots: Some Developmental and Evolutionary Considerations. Annals of Botany 85: 901–908.

EFICIÊNCIA DA INOCULAÇÃO DE SEMENTES PARA A PRODUÇÃO DO FEIJÃO-MUNGO PRETO NO CERRADO BRASILEIRO

Flores, R. A.[1*], Marques, M. E. F.[1], Xavier, M. F. N.[1], Cunha, G. C.[1], Saraiva, J. P.[2]

[1] Universidade Federal de Goiás – UFG; [2] BionD: Bioeficiência na Agricultura; [*] rilner@ufg.br

RESUMO: O feijão-mungo preto apresenta potencial produtivo para sistemas irrigados de segunda safra no Cerrado brasileiro, especialmente devido à sua capacidade de fixar o nitrogênio biologicamente. Entretanto, há incertezas sobre a eficiência da inoculação de sementes com rizóbios em comparação à adubação mineral nitrogenada com ureia, sobretudo em ambientes com sistemas de cultivos intensivos. Assim, o objetivo neste estudo foi avaliar a eficiência da inoculação de sementes em relação à adubação nitrogenada para a produção de grãos do feijão-mungo preto cultivado no Cerrado sob sistema irrigado. O experimento foi conduzido em campo experimental da Universidade Federal de Goiás, no município de Goiânia, Goiás, Brasil. O delineamento em blocos ao acaso, com seis tratamentos e cinco repetições: T1 – controle (sem N e sem inoculação), T2 – 30 kg N ha^{-1} (ureia), T3 – 2 mL kg^{-1} de semente, T4 – 3 mL kg^{-1} de semente, T5 – 4 mL kg^{-1} de semente e T6 – 5 mL kg^{-1} de semente. Foram avaliadas a matéria seca da parte aérea (MSPA), de raiz (MSR), total (MST), número de vagens por planta (NVP), número de grãos por planta (NGP), produtividade e proteína dos grãos. A inoculação das sementes apresentou comportamento semelhante ao tratamento mineral, com ganhos na MSPA, MSR e MST em relação ao tratamento controle. Os componentes de rendimento (NVP e NGP) também responderam positivamente à inoculação, refletindo-se na maior produtividade de grãos por meio da inoculação na dose de 5 mL kg^{-1} de semente, superando a produtividade de grãos com o tratamento convencional em 2,7 sacas ha^{-1}. Assim, conclui-se que a inoculação de sementes se apresenta como alternativa agronomicamente viável e ambientalmente sustentável para a produção do feijão mungo-preto no Cerrado brasileiro, podendo reduzir a dependência de fertilizantes nitrogenados, além de fortalecer o potencial de produção da cultura como uma opção estratégica na segunda safra na região.

PALAVRAS CHAVE: bioinsumos, produção sustentável, *Vigna mungo* L.

INTRODUÇÃO

O feijão-mungo preto (*Vigna mungo* L. Hepper) destaca-se como alternativa promissora para a safrinha irrigada no Cerrado, devido ao ciclo curto, ao valor comercial em mercados asiáticos e à capacidade de fixação biológica de nitrogênio (FBN) (Nair et al., 2024). Em sistemas intensivos, a escolha entre FBN via inoculação ou adubação mineral com ureia influencia produtividade, custos e perdas ambientais. Embora amplamente utilizada, a ureia apresenta perdas por volatilização, lixiviação e desnitrificação, reduzindo a eficiência do nitrogênio aplicado (Cantarella et al., 2018). Por outro lado, a inoculação com rizóbios pode suprir parte do N exigido, dependendo da interação planta-microrganismo, da fertilidade e do manejo (Sadiq et al., 2023).

A produtividade do feijão-mungo em regiões produtoras, como na Ásia, permanece baixa (≈500 kg ha^{-1}), muito aquém do potencial produtivo de 2.500 kg ha^{-1}, reflexo de estresses bióticos/abióticos, cultivares pouco responsivas e manejo inadequado (Chauhan; Williams, 2018; Rachaputi et al., 2019). Assim, tecnologias capazes de elevar o rendimento tornam-se essenciais (Mmbando et al., 2021).

Leguminosas apresentam elevada capacidade de FBN, contribuindo para a saúde do solo e reduzindo a dependência de N mineral (Dhaliwal et al., 2023). A FBN gera grande economia em sistemas como o da soja, chegando a US$ 10 bilhões anuais (Hungria; Mendes, 2015). A eficiência desse processo depende da associação com rizóbios capazes de formar nódulos ativos e fixar N para atender às demandas da planta (Silva Júnior et al., 2018; Christopher et al., 2018).

Nesse cenário, a inoculação de sementes surge como alternativa sustentável para complementar ou substituir o N mineral. Estirpes adaptadas de *Bradyrhizobium* têm demonstrado potencial para nodular e suprir N ao feijão-mungo em ambientes tropicais (Mott et al., 2022). Assim, avaliar a eficiência da inoculação em comparação ao uso de ureia é fundamental para aprimorar o manejo da cultura no Cerrado irrigado. Portanto, o objetivo neste estudo foi comparar a eficiência do tratamento de sementes com rizóbios ao fornecimento de nitrogênio via ureia na cultura do feijão-mungo preto cultivado em segunda safra sob irrigação.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no campo de produção experimental da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás, localizado no município de Goiânia, estado de Goiás, Brasil (16º59'S, 49º29'S, 730 m altitude). O experimento foi conduzido durante a segunda safra do ano de 2025, com a cultura do feijão-mungo preto.

As condições climáticas da região são classificadas de acordo com Köppen, como tipo Aw (Megatérmico), ou tropical de savana, com invernos secos e verões chuvosos (Alvares et al., 2013), com precipitação média anual de 1.600 mm. As precipitações e temperaturas mínimas e máximas ocorridas durante a condução do experimento, bem como as lâminas de irrigação estão apresentadas na Figura 1.

O solo da área experimental foi classificado como Latossolo de textura argilosa (≈360 g kg^{-1} de argila no horizonte B), de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (SiBCS) (Santos et al., 2025). Para caracterização física e química do solo, antes da implantação do experimento, foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0–0,20 m, 0,20–0,40 m. Os resultados das análises físicas e químicas, realizadas conforme a metodologia proposta por Teixeira et al. (2017), estão dispostas na Tabela 1.

O delineamento experimental em cada experimento foi em blocos ao acaso, sendo seis tratamentos e cinco repetições. Os tratamentos são: T1 – controle, sem adubação nitrogenada e inoculação; T2 – 30 kg ha^{-1} de N na forma de ureia; T3 – 2 mL kg^{-1} de semente; T4 – 3 mL kg^{-1} de semente; T5 – 4 mL kg^{-1} de semente e, T6 – 5 mL kg^{-1} de semente. Cada unidade experimental foi composta por 18 linhas, espaçadas em 0,45 m e 20 m de comprimento. Antes do plantio, foi realizada a roçagem das áreas de forma a uniformizar as possíveis daninhas presentes (anteriormente as áreas estavam sob o cultivo de arroz durante a safra).

O manejo fitossanitário foi realizado sempre que necessário. No dia 28 fevereiro de 2025 ocorreu o plantio do experimento, conforme pré-estabelecido. Para o plantio do feijão-mungo foi considerada uma população com 28 sementes por metro linear e com o espaçamento de 0,45 m, totalizando 620.000 plantas ha^{-1}. Está população de plantas foi considerada pela qualidade da semente enviada apresentar pelo menos 30% de sementes quebradas ou danificadas. A adubação realizada no momento do plantio foi de 100 kg ha^{-1} de cloreto de potássio (KCl), equivalente a 60 kg ha^{-1} de K_2O e 60 kg ha^{-1} de fosfato monoamônico (MAP), equivalente a 31,2 kg ha^{-1} de P_2O_5, em todos os tratamentos. A aplicação do tratamento contendo a ureia foi feita logo após o plantio na superfície do solo e sem incorporação.

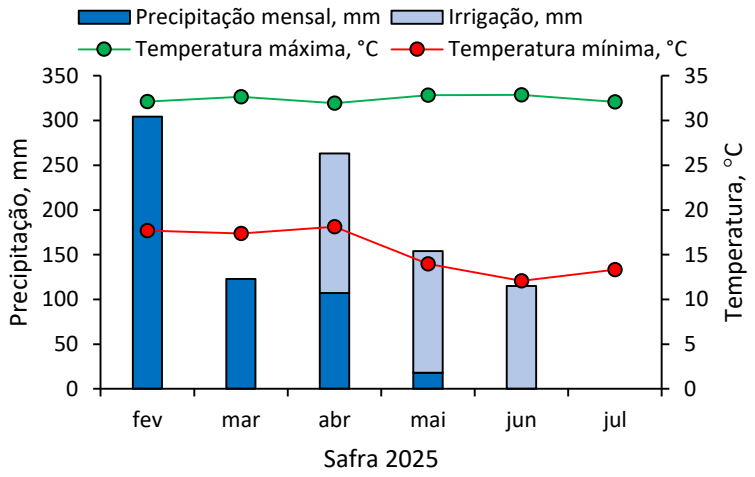


Figura 1. Temperaturas máximas, mínimas, precipitações e volume irrigado da área experimental cultivada sob sistema irrigado contendo o feijão-mungo preto.

Tabela 1. Atributos químicos e granulométricos do solo nas camadas de 0-0,20 e 0,20-0,40 m de profundidade, antes do cultivo do feijão-mungo preto cultivado no Cerrado.

Prof. (m)	Argila	Areia	Silte	Cu	Fe	Mn	Zn	B
	----------g kg^{-1}----------			----------mg dm^{-3}----------				
0–0,20	420	510	70	0,3	109,0	30,0	5,1	0,24
0,20–0,40	500	400	10	0,4	127,0	17,0	2,0	0,23
Prof. (m)	M.O.	P_{meh}	R_{rem}	P_{res}	K^+	Na	S	pH
	g kg^{-1}	----------mg dm^{-3}----------						$CaCl_2$
0–0,20	10,0	17,0	18,0	32,0	118,0	2,0	7,0	5,0
0,20–0,40	7,0	1,0	17,0	4,0	52,0	1,0	6,0	4,9
Prof. (m)	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}	H+Al	CTC	V	SB	m
	----------cmol$_c$ dm^{-3}----------					----------%----------		
0–0,20	2,9	1,3	0,1	2,8	7,3	62,0	4,5	2,0
0,20–0,40	1,9	0,4	0,1	2,5	4,9	50,0	2,4	4,0

Em que: Cu – cobre; Fe – ferro; Mn – manganês; Zn – zinco; B – boro; M.O. – matéria orgânica; P – fósforo (Mehlich); P – fósforo (Remanescente); P – fósforo (Resina); K^+ – potássio; Na – sódio; S – enxofre; Ca^2 – cálcio; Mg^{2+} – magnésio; Al^{3+} – alumínio; H – hidrogênio; CTC – capacidade de troca de cátions; V – saturação por bases; SB – soma de bases; e m – saturação por alumínio.

Quando as plantas atingiram 50 dias após o plantio (DAP) foram realizadas as avaliações: a massa seca da parte aérea, a massa seca de raiz, a massa seca total. Aos 09 dias do mês de junho foi realizada a colheita das parcelas experimentais. Para isso foram realizadas as seguintes avaliações: o número de vagens por planta (média de 15 plantas), o número de grãos por planta (média de 15 plantas), a produtividade de grãos com umidade padronizada (14%) e o conteúdo de proteína nos grãos. Após as análises dos dados obtidos, foram realizadas a análise estatística dos dados, com o software estatístico AgroEstat (Barbosa; Maldonado Júnior, 2015), sendo realizada a análise de Scott & Knott, a um nível de 5% de probabilidade pelo teste F.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A inoculação das sementes com rizóbios mostrou elevado potencial em substituir a adubação nitrogenada mineral no feijão-mungo preto cultivado em segunda safra irrigada no Cerrado. De modo geral, os tratamentos inoculados apresentaram desempenho semelhante ao tratamento convencional com 30 kg N ha^{-1}, ambos com desempenhos superiores ao

tratamento controle, sem fertilização nitrogenada ou inoculação de sementes com rizóbios (Tabela 2), evidenciando eficiência simbiótica adequada dos microrganismos.

Tabela 2. Matéria seca da parte aérea (MSPA), matéria seca de raiz (MSR), matéria seca total (MST), número de vagens por planta (NVP), número de grãos por planta (NGP), produtividade de grãos (PROD) e proteína nos grãos do feijão-mungo preto cultivado no Cerrado.

Tratamentos	MSPA	MSR	MST	NVP	NGP	PROD	Proteína
	g	g	g	-	-	sacas ha^{-1}	%
Controle	5,76 b	0,54 b	6,30 b	39,29 b	218,15 b	26,70 d	12,49 b
30 kg N ha^{-1}	9,15 a	0,94 a	10,09 a	50,47 a	256,80 a	31,67 b	12,77 b
2 mL Inoculante	9,23 a	0,91 a	10,14 a	37,31 b	222,01 b	28,85 c	12,54 b
3 mL Inoculante	9,75 a	0,90 a	10,65 a	38,51 b	228,13 b	29,91 c	13,16 a
4 mL Inoculante	9,42 a	0,89 a	10,31 a	39,64 b	256,44 b	30,31 c	13,15 a
5 mL Inoculante	9,43 a	0,87 a	10,30 a	50,29 a	256,44 a	34,34 a	13,28 a
Média Geral	8,79	0,84	9,63	42,58	235,63	30,29	12,90
F	36,18**	17,55**	37,61**	12,69**	6,95*	8,71*	2,95*
C.V.	6,34	9,44	6,22	8,98	6,11	6,47	3,46

** e * - significativo a 1 e 5% de probabilidade pelo teste Scott & Knott, respectivamente. C.V. – coeficiente de variação.

As características reprodutivas da cultura, número de vagens por planta (NVP) e número de grãos por planta (NGP), também responderam positivamente à inoculação das sementes. A dose de 5 mL kg^{-1} teve desempenho equivalente ao tratamento convencional contendo fertilizante nitrogenado. Este resultado indica o adequado fornecimento de N para as plantas, especialmente na fase reprodutiva, após os 50 dias de plantio, condição essencial para a formação e o enchimento de grãos. Esses resultados reforçam a plasticidade produtiva de *Vigna mungo* em ambientes tropicais irrigados conforme discutido por Dhaliwal et al. (2023).

A produtividade máxima observada no presente estudo (2.060,4 kg ha^{-1}) (Tabela 2) aproxima-se do potencial produtivo da cultura (2.500 kg ha^{-1}) e supera amplamente as produtividades médias registradas em ambientes asiáticos (≈500 kg ha^{-1}) conforme relatam Chauhan e Williams (2018) e Rachaputi et al. (2019). Esse desempenho superior indica a adaptação da cultura às condições edafoclimáticas do Cerrado brasileiro e demonstra que a inoculação com 5 mL kg^{-1} de semente não apenas atendeu a demanda nitrogenada da cultura, como foi capaz de superar em 2,7 sacas ha^{-1} (162 kg ha^{-1}) o tratamento convencional. Aliado a este resultado, observa-se melhor conteúdo proteico nos grãos do feijão-mungo preto com a inoculação frente ao tratamento convencional. No entanto, o percentual médio obtido esteve abaixo dos indicados na literatura, os quais variam entre 20 e 33% conforme Peñas et al. (2010).

Os resultados são promissores, pois indicam a alta capacidade de fixar o nitrogênio pela cultura, os quais refletiram em ganhos de biomassa, componentes produtivos e teor de proteína nos grãos. O desempenho equivalente ou superior ao da adubação nitrogenada convencional evidencia a eficiência da FBN em suprir o nitrogênio necessário ao crescimento e à produção do feijão-mungo preto, além de reduzir a dependência de fertilizantes sintéticos e suas perdas associadas a volatilização e lixiviação, conforme Cantarella et al. (2018).

CONCLUSÕES

A inoculação de sementes de feijão-mungo preto com rizóbios foi capaz de produzir biomassa semelhante ao tratamento convencional, com fertilizante nitrogenado. O tratamento das sementes com 5 mL kg^{-1} produziu o número de vagens por planta e o número de grãos por vagens semelhantes ao tratamento convencional. Contudo, neste tratamento, a produtividade de grãos do feijão-mungo preto foi maior em 2,7 sacas ha^{-1} em relação ao tratamento convencional, além de apresentar maior valor proteico nos grãos. Assim, a inoculação se apresenta como alternativa agronomicamente viável e ambientalmente sustentável para a cultura, reduzindo a dependência de fertilizantes nitrogenados e fortalecendo o potencial do feijão-mungo preto como uma opção estratégica na segunda safra sob as condições edafoclimáticas do Cerrado.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás – FAPEG e a Fundação de Apoio a Pesquisa – FUNAPE pelo auxílio financeiro para a participação do congresso e divulgação dos resultados desta pesquisa. Ainda, os autores também agradecem a Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás – EA/UFG por disponibilizar toda a infraestrutura e mão-de-obra para a condução da pesquisa, do grupo BionD pelo financiamento da pesquisa científica e do grupo NUPLANT pelo apoio e equipe para a condução da pesquisa.

BIBLIOGRAFIA

Alvares, C. A. et al. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift 22(6):711–728.

Barbosa, J. C.; Maldonado Júnior, W. (2015). Experimentação agronômica & AgroEstat - sistema para análises estatísticas de ensaios agronômicos. Jaboticabal: Unesp.

Cantarella, H. et al. (2018). Agronomic efficiency of NBPT as a urease inhibitor: a review. Journal of Advanced Research 13:19–27.

Chauhan, Y. S.; Williams, R. (2018). Physiological and agronomic strategies to increase mungbean yield in climatically variable environments of northern Australia. Agronomy 8(6):83.

Christopher, M. et al. (2018). Wild bradyrhizobia that occur in the Burdekin region of Queensland are as effective as commercial inoculum for mungbean (*Vigna radiata* (L.)) and black gram (*Vigna mungo* (L.)) in fixing nitrogen and dry matter production. Applied Soil Ecology 124:88–94.

Dhaliwal, S. S. et al. (2023). Biofortification of mungbean (*Vigna radiata* L. (Wilczek)) with boron, zinc and iron alters its grain yield and nutrition. Scientific Reports 13(1):3506, 2023.

Hungria, M.; Mendes, I. C. (2015). nitrogen fixation with soybean: the perfect symbiosis? In: Biological nitrogen fixation. [S.l.]: John Wiley & Sons, Ltd, 1009–1024.

Mmbando, F. et al. (2021). Adoption of improved mungbean production technologies in selected east african countries. Agriculture 11(6):528, 2021.

Mott, J. et al. (2022). Evaluating effects of Bradyrhizobium and arbuscular mycorrhizal fungi inoculation on yield components of mung bean (*Vigna radiata* (L.) Wilczek) and nitrogen fixation. Agronomy 12(10):2358, 2022.

Nair, R. M. et al. (2024). Genetics, genomics, and breeding of black gram [*Vigna mungo* (L.) Hepper]. Frontiers in Plant Science 14:1273363.

Peñas, E. et al. (2010). Effects of combined treatments of high pressure, temperature and antimicrobial products on germination of mung bean seeds and microbial quality of sprouts. Food Control 21:82–88.

Rachaputi, R. C. N. et al. (2019). Water extraction patterns of mungbean (*Vigna radiata*) in diverse subtropical environments. Agricultural Water Management 219:109–116.

Sadiq, M. et al. (2023). Rhizobia inoculation supplemented with nitrogen fertilization enhances root nodulation, productivity, and nitrogen dynamics in soil and black gram (*Vigna mungo* (L.) Hepper). Land 12(7):1434.

Santos, H. G. et al. (2025). Sistema brasileiro de classificação de solos. 6. ed. Brasília: Embrapa.
Silva Júnior, E. B. et al. (2018). Rhizobium inoculation of cowpea in Brazilian Cerrado increases yields and nitrogen fixation. Agronomy Journal, 110(2):722–727.
Teixeira, P. C. et al. 2017. Manual de métodos de análise de solos. 3. ed. Brasília: Embrapa.

NITRÓGENO MINERALIZADO ANAERÓBICAMENTE: ¿UNO, DOS O TRES DÍAS DE INCUBACIÓN DIAGNOSTICAN LA NUTRICIÓN DEL CULTIVO?

García, G.[1, 2*], Studdert, G.[1], Reussi Calvo, N.[1, 3], Sainz Rozas, H.[1, 3, 4], Wyngaard, N.[1, 3]

[1] Fac. de Ciencias Agrarias, UNMdP, Unidad Integrada Balcarce; [2] Comisión de Investigaciones Científicas (CIC) Provincia de Buenos Aires; [3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [4] Estación Experimental Agropecuaria del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Balcarce. * gisela_garcia@mdp.edu.ar

RESUMEN: El nitrógeno (N) mineralizado en anaerobiosis (NAN) en 7 d (NAN_{7d}) permite estimar la disponibilidad potencial de N del suelo a partir de su relación con aspectos productivos del cultivo. No obstante, la determinación de NAN_{7d} requiere de más de una semana, lo que representa un inconveniente para realizar fertilizaciones inmediatas. Una disminución en el tiempo de incubación permitiría obtener una herramienta más accesible para ajustar la fertilización. El objetivo de este trabajo fue evaluar la relación de NAN con 1, 2 y 3 d de incubación (NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} y NAN_{3d}, respectivamente) con aspectos productivos del cultivo en comparación con NAN_{7d}. En 2018, se realizaron ocho ensayos con trigo en el sudeste bonaerense con dos niveles de fertilización nitrogenada: sin N (0N) y con N. Se tomaron muestras de suelo y de planta y se determinó NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d}, NAN_{7d}, rendimiento en grano 0N (RG_{0N}), biomasa aérea total 0N (BA_{0N}), N (N_{0N}) y fósforo (P_{0N}) total acumulado en planta 0N y respuesta en rendimiento en grano a la fertilización nitrogenada (RTA). El NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} estuvieron positivamente relacionados con NAN_{7d} (R^2=0,63, 0,52 y 0,76, respectivamente). En general, tanto NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} como NAN_{7d} se relacionaron lineal y positivamente con todos los aspectos productivos del cultivo, excepto con RTA. El NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} presentaron un peor desempeño que NAN_{7d} para indicar RG_{0N} (r=0,57-0,65), N_{0N} (r=0,43-0,62) y P_{0N} (r=0,48-0,67), y levemente mejor para BA_{0N} (r=0,43-0,50). El reducido número de situaciones y la escasa variabilidad explorada pudieron haber limitado los resultados. Esto pone de manifiesto la necesidad de seguir investigando la posibilidad de reducir el tiempo de incubación de 7 a 1, 2 ó 3 d para determinar NAN y su utilidad con fines de diagnóstico de fertilidad nitrogenada y fosfatada.

PALABRAS CLAVE: rendimiento en grano, nitrógeno en planta, trigo.

INTRODUCCIÓN

Para conocer la capacidad de provisión de nitrógeno (N) del suelo y adecuar la fertilización nitrogenada es muy importante contar con indicadores de la mineralización de N (Bremner, 1965. El N mineralizado durante una incubación anaeróbica (NAN) de 7 d (NAN_{7d}) a 40 °C ha sido postulado como indicador de la disponibilidad de N a los cultivos (Keeney y Bremner, 1966). Se ha reportado que NAN_{7d} se relaciona con el rendimiento en grano de maíz (*Zea mays* L.) (Orcellet et al., 2017), trigo (*Triticum aestivum* L.) (Reussi Calvo et al., 2013), cebada (*Hordeum vulgare* L.) (Reussi Calvo et al., 2022) y girasol (*Heliantus annus* L.) (Tovar Hernández et al., 2021) y con el rendimiento en tubérculo de papa (*Solanum Tuberosum*) (Mateos Inchauspe et al., 2022). La incorporación del NAN_{7d} a los métodos de diagnóstico tradicionales que sólo contemplaban la disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$, mejoró la capacidad predictiva del rendimiento en grano en trigo (Reussi Calvo et al., 2013) y en maíz (Orcellet et al., 2017). Así, el NAN_{7d} se adoptó como una herramienta de apoyo al diagnóstico de la fertilidad nitrogenada del suelo y la recomendación de fertilización nitrogenada a los cultivos. Esto ha permitido realizar recomendaciones más precisas y confiables de las dosis de

fertilizante nitrogenado a aplicar, y realizar un uso eficiente y seguro de este insumo. Sin embargo, la utilización de NAN_{7d} en el diagnóstico de fertilidad nitrogenada requiere de más de una semana para obtener el dato de la variable dado el tiempo para el acondicionamiento de la muestra, más los 7 d de incubación y el tiempo de la cuantificación. Esto es un inconveniente cuando se debe realizar la fertilización del cultivo de manera inmediata. Una disminución en el tiempo de incubación permitiría obtener un indicador de la mineralización del N aún más accesible para ajustar la fertilización de cultivos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la relación de NAN obtenido con 1, 2 y 3 d de incubación (NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d}, respectivamente) con aspectos productivos del cultivo en comparación con la de NAN_{7d}.

MATERIALES Y MÉTODOS

En 2018, se seleccionaron ocho lotes de producción agrícola del sudeste bonaerense que estaban destinados a la producción de trigo en secano (Figura 1). En cada lote se marcaron dos parcelas aledañas de 400 m^2. Una de ellas no recibió fertilización nitrogenada (0N), mientras que la otra recibió fertilización con N en la dosis utilizada por el productor agropecuario del establecimiento (entre 55 y 155 kg N ha^{-1}). Asimismo, el control de malezas, insectos y enfermedades fue llevado a cabo por el productor y el sistema de labranza fue siembra directa en todos los casos. La disponibilidad de agua durante el ciclo de crecimiento de trigo superó su demanda hídrica en los ocho ensayos, pudiendo ser considerado sin limitantes hídricas. A la siembra del trigo, se tomaron muestras de suelo de 0-20 cm de profundidad en la parcela 0N (n=8). Las muestras fueron secadas en estufa a 50 °C hasta peso constante y, luego, molidas hasta pasar por tamiz de 2 mm de abertura de malla. En 0-20 cm se determinó NAN_{7d} de acuerdo con el método de incubación anaeróbica del suelo durante 7 d a 40 °C descripto por Keeney (1982), y NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} siguiendo el mismo procedimiento, pero con sólo 1, 2 ó 3 d de incubación, respectivamente. Dichas variables fueron expresadas en mg kg^{-1}.

678

Figura 1. Posiciones georreferenciadas de los 8 ensayos en el sudeste bonaerense.

En estado de madurez fisiológica del cultivo de trigo, se realizó el muestreo de plantas en las dos parcelas. Para ello, en cada parcela se tomaron tres muestras (n=24) de la parte aérea de la planta de 9 m lineales cada una. Las plantas fueron secadas en estufa a 60 °C hasta peso constante y pesadas. Posteriormente, las espigas fueron separadas manualmente del resto de la planta (hoja y tallo). Las espigas fueron trilladas y los granos obtenidos fueron secados en estufa a 60 °C hasta peso constante y pesados. Tanto los granos como el resto de la planta fueron molidos hasta pasar por tamiz de 0,5 mm y almacenados hasta su análisis. En las muestras provenientes de la parcela 0N, se determinó el rendimiento en grano expresado con el 14 % de humedad (humedad de recibo) (RG_{0N}), la biomasa aérea total (BA_{0N}), el contenido de N total acumulado en planta (N_{0N}) y de fósforo total acumulado en planta (P_{0N}) expresados en kg ha^{-1}. En la parcela con fertilización nitrogenada, se determinó el rendimiento en grano para, finalmente, calcular la respuesta en rendimiento en grano a la fertilización nitrogenada (RTA) expresada en kg ha^{-1}, como la diferencia entre el rendimiento de la parcela fertilizada y el 0N. La comparación de medias de NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}

se realizó mediante el ajuste de un modelo lineal, análisis de la varianza de dicho modelo y test de Tukey. Para caracterizar la relación entre variables se utilizaron coeficientes de correlación de Pearson y modelos de regresión lineal simple. Para comparar las pendientes y ordenadas al origen de los modelos con las de la recta 1:1, se utilizaron intervalos de confianza. El análisis estadístico fue realizado con el programa R (R Core Team, 2018). Se utilizó un nivel de significación de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El valor promedio de NAN_{1d} fue significativamente menor que los de NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}, mientras que los valores promedio de estas tres últimas variables no difirieron significativamente entre sí (Figura 2). Además, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} se correlacionaron estrecha y positivamente con NAN_{7d} con coeficientes de correlación de Pearson de 0,79; 0,72 y 0,87, respectivamente. La Figura 3 muestra las relaciones de NAN_{7d} en función de NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} en la que se observa que dichas variables se relacionaron positiva y significativamente con R^2 aceptables. Más aún, NAN_{3d} fue la variable con mayor capacidad para predecir NAN_{7d}. En la relación entre NAN_{7d} y NAN_{1d}, la ordenada al origen no difirió significativamente de 0, mientras que la pendiente sí difirió significativamente de 1. Esto evidenció que los valores de NAN_{1d} fueron significativamente menores que los de NAN_{7d}, en coincidencia con los valores promedio observados. Sin embargo, las relaciones entre NAN_{2d} y NAN_{7d} y entre NAN_{3d} y NAN_{7d} presentaron ordenadas al origen y pendientes que no difirieron de 0 y 1, respectivamente. Esto indica que los valores de NAN_{2d} y NAN_{3d} fueron similares a los de NAN_{7d}, en coincidencia con lo observado en los valores promedio. Otros autores (García et al., 2025, 2026) reportaron una relación más estrecha de NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} con NAN_{7d} (R^2=0,89, 0,93 y 0,92, respectivamente). La disparidad de los resultados puede deberse al rango de condiciones edafoclimáticas y de manejo más estrecho involucrado en este trabajo en relación con el informado por aquellos autores. En este sentido, los ocho sitios correspondieron a lotes con una larga historia de producción agrícola (en general, entre 20 y 30 años) con secuencias de cultivo y sistemas de labranza similares que limitan la variabilidad en los niveles de propiedades edáficas asociadas a la fracción orgánicas como el NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}. Por el contrario, García et al. (2025, 2026) involucraron 80 sitios con historias de manejo y condiciones edafoclimáticas diferentes. Se esperaba que, al determinar NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d}, se obtuvieran menores concentraciones de N en forma de amonio debido al menor plazo en que las fracciones de N orgánico están sujetas al proceso de mineralización. No obstante, de acuerdo con los resultados observados, 2 ó 3 d de incubación podrían ser suficientes para mineralizar la misma cantidad de N orgánico que la mineralizada en 7 d. Esto coincide con lo reportado por García et al. (2025, 2026). Por todo lo expuesto, es esperable que NAN_{1d}, NAN_{2d} y, especialmente, NAN_{3d} se comporten de manera similar a NAN_{7d} como indicadores de aspectos que caracterizan la nutrición del cultivo.

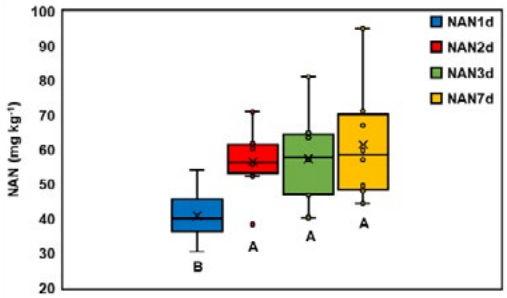


Figura 2. Gráficos de caja y bigote para nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) con 1, 2, 3 y 7 d de incubación (NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}, respectivamente). Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias. n=8.

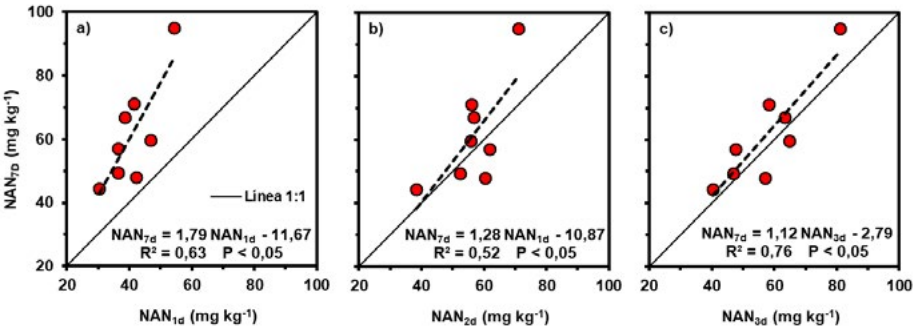


Figura 3. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) con 7 d de incubación (NAN_{7d}) en función de NAN con 1 (a), 2 (b) y 3 (c) d de incubación (NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d}, respectivamente). n=8.

En general, NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d} se correlacionaron positivamente con RG_{0N} (Tabla 1). En coincidencia, otros autores reportaron, para el sudeste bonaerense, relaciones lineales positivas entre el NAN_{7d} y el RG_{0N} de cebada (Reussi Calvo et al., 2022) y trigo (Reussi Calvo et al., 2013; García et al., 2024). No obstante, en general los coeficientes de correlación de Pearson fueron bajos y las asociaciones entre RG_{0N} y NAN_{1d}, NAN_{2d} o NAN_{3d} fueron algo menores que entre RG_{0N} y NAN_{7d}. Si bien los resultados son alentadores, la posibilidad de utilizar NAN con tiempos de incubación reducidos como indicadores del aspecto agronómico más importante, el RG_{0N}, debería ser estudiado en mayor profundidad.

Tabla 1. Coeficientes de correlación de Pearson entre nitrógeno mineralizado en 1, 2 y 3 d de incubación anaeróbica (NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d}, respectivamente) en 0-20 cm y rendimiento en grano sin fertilización nitrogenada (0N) (RG_{0N}), biomasa aérea 0N (BA_{0N}), contenido de nitrógeno (N_{0N}) y fósforo (P_{0N}) total acumulado en planta 0N. ns: correlación no significativa (P>0,05). n: 24.

Variable del cultivo	NAN con distintos tiempos de incubación			
	NAN_{1d}	NAN_{2d}	NAN_{3d}	NAN_{7d}
RG_{0N}	0,60	0,57	0,58	0,65
BA_{0N}	0,46	0,50	ns	0,43
N_{0N}	0,52	0,58	0,43	0,62
P_{0N}	0,48	0,57	0,58	0,67

Adicionalmente, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{7d} se correlacionaron positivamente con BA_{0N}, con coeficientes de correlación de Pearson similares entre sí, aunque bajos (Tabla 1). Por el contrario, NAN_{3d} no mostró asociación lineal ni de ningún tipo con BA_{0N}. Respecto al contenido de nutrientes en planta, NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d} se asociaron lineal y positivamente con N_{0N} y P_{0N} (Tabla 1). En coincidencia con lo observado previamente, las relaciones entre N_{0N} o P_{0N} y NAN_{1d}, NAN_{2d} o NAN_{3d} presentaron menores coeficientes de correlación de Pearson que los de las asociaciones entre N_{0N} o P_{0N} y NAN_{7d}. La relación entre NAN_{7d} y, en menor medida, NAN_{1d}, NAN_{2d} o NAN_{3d}, y P_{0N}, sugieren que un aumento de NAN estaría asociado con una mayor disponibilidad de fósforo para los cultivos a través de la mineralización de fósforo orgánico. Dicha asociación es indirecta y surge a partir de la estrecha relación informada entre NAN_{1d}, NAN_{2d} o NAN_{3d} y NAN_{7d} con el carbono orgánico particulado (García et al., 2020, 2026) y, a su vez, de este último con estimadores de la mineralización de fósforo orgánico (Wyngaard et al., 2013, 2016).

Contrariamente a lo esperado, NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d} no estuvieron relacionados con RTA (datos no mostrados). Dado que NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}, se asociaron linealmente con RG_{0N} (Tabla 1), se esperaba algún tipo de relación negativa entre RTA y NAN bajo los cuatro tiempos de incubación. Si bien la dosis de fertilizante nitrogenado aplicado en cada ensayo fue la elegida por cada productor, los tratamientos fertilizados promediaron

rendimientos en grano de 6738 kg ha^{-1} (4524 a 10634 kg ha^{-1}) con un contenido promedio general de 11,6 % de proteína. Considerando que el contenido de proteína en grano fue superior a 9,5 %, es posible asumir que la dosis de fertilizante nitrogenado empleada por los productores fue de suficiencia para los cultivos (Barbieri et al., 2012). Por lo tanto, la ausencia de relación entre NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} o NAN_{7d} y RTA no podría atribuirse a que la fertilización realizada haya sido insuficiente. No obstante, otros factores como el potencial del ambiente (Bell et al., 2013), el tipo de suelo y la temperatura media durante el ciclo del cultivo (Prystupa et al., 2018) pueden haber afectado la RTA y, por lo tanto, su relación con el NAN bajo los cuatro tiempos de incubación. Asimismo, el escaso número de observaciones de este trabajo pueden impedir el hallazgo de relaciones significativas.

Si bien sería deseable hallar relaciones más estrechas entre NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} o NAN_{7d} y las variables que permiten diagnosticar la nutrición nitrogenada del cultivo, es válido mencionar que los aspectos productivos de los cultivos que se pretendía predecir dependen de numerosos factores bióticos, edáficos y/o meteorológicos que podrían haber sido limitantes (diferentes a la disponibilidad de agua). Dichos factores no fueron controlados en este trabajo, y podrían haber enmascarado el efecto de la mineralización de N durante el ciclo del cultivo (indicado por el NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}). Por otro lado, en general, si bien NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} se relacionaron significativamente con la mayoría de los aspectos productivos medidos en el cultivo, presentaron una menor asociación que la de NAN_{7d} con RG_{0N}, NTP_{0N} y PTP_{0N}, y levemente mayor para BA_{0N}. El reducido número de ensayos realizados en un rango estrecho de condiciones edafoclimáticas y en un único año, posiblemente haya limitado los resultados del presente trabajo. No obstante, la estrecha relación entre NAN_{1d}, NAN_{2d} o NAN_{3d} o NAN_{3d} y NAN_{7d} reportada por otros autores (Cantero et al., *en revisión*; García et al., 2025, 2026) alientan el desarrollo de futuras investigaciones que evalúen la posibilidad de reducir el tiempo de incubación en un mayor número de situaciones contrastantes.

CONCLUSIONES

Para las condiciones en las que se desarrolló este trabajo, el NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} presentaron peor desempeño que el NAN_{7d} para indicar aspectos productivos del cultivo vinculados con la nutrición que son de interés agronómico. No obstante, el acotado rango de condiciones exploradas pone de manifiesto la necesidad de seguir investigando la posibilidad de reducir el tiempo de incubación de 7 a 1, 2 y 3 d para determinar NAN y su utilidad con fines de diagnóstico de fertilidad nitrogenada y fosfatada.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos otorgados por Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (PICT-2021-I-INVI-00619).

BIBLIOGRAFÍA

Barbieri, P. A., Echeverría, H. E. y Sainz Rozas, H. R. (2012). Alternatives for nitrogen diagnosis for wheat with different yield potentials in the humid pampas of Argentina. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 43, 1512-1522. https://doi.org/10.1080/00103624.2012.675388.

Bremner, J. M. (1965). Inorganic forms of nitrogen. En A. G. Norman (Ed.) Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. (2nd ed.), Agronomy Monograph 9 (pp. 1179-1237). American Society of Agronomy. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.c33.

Bell, M. J., Strong, W., Elliott, D. y Walker, C. (2013). Soil nitrogen-crop response calibration relationships and criteria for winter cereal crops grown in Australia. Crop & Pasture Science, 64, 442-460. https://doi.org/10.1071/CP12431.

Cantero, C. C., García, G. V., Rodriguez, S., Tourn, S. N. y Studdert, G. A. (2022). Alternativa metodológica para determinar nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN): I) reducción

del tiempo de incubación. En M. G. Castiglioni, P. Fernández, P. y S. Vangeli (Eds.) Actas XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (pp. 1049-1054). Asociación Argentina de la Ciencia del suelo.

García, G. V., Wyngaard, N., Reussi Calvo, N. I., San Martino, S., Covacevich, F. y Studdert, G. A. (2020). Soil survey reveals a positive relationship between aggregate stability and anaerobic mineralizable nitrogen. Ecological Indicators, 117, 106640. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106640

García, G. V., Reussi-Calvo, N. I., Wyngaard, N., Covacevich, F. and Studdert, G. A. (2024). Anaerobically mineralized nitrogen within macroaggregates as an indicator of wheat nitrogen nutrition. Ciencia del Suelo, 42(1), 103-110. https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol42n1/103-v42n1-anaerobically-mineralized-nitrogen.pdf

García, G., Studdert, G., Reussi Calvo, N., Sainz Rozas, H. y Wyngaard, N. (14-17/04/2026). Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN): sólo dos días de incubación permiten diagnosticar la salud edáfica [Trabajo Expandido]. XXX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

Keeney, D. R. (1982). Nitrogen-availability indexes. En A. L. Page (Ed.) Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. (2nd ed.), Agronomy Monograph 9 (pp. 711-733). American Society of Agronomy – Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c35.

Keeney, D. R. y Bremner, J. M. (1966). A chemical index of soil nitrogen availability. Nature, 211, pages892–893. https://doi.org/10.1038/211892a0.

Mateos Inchauspe, F., Giletto, C. M., Echeverría, H. E. y Reussi Calvo, N. I. (2022). Estimación del nitrógeno disponible en cultivo de papa a partir del nitrógeno incubado en anaerobiosis. En M. G. Castiglioni, P. Fernández, P. y S. Vangeli (Eds.) Actas XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (pp. 676). AACS.

Orcellet, J. M., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N. y Echeverría, H. E. (2017). Anaerobically incubated nitrogen improved nitrogen diagnosis in corn. Agronomy Journal, 109, 291-298. https://doi.org/10.2134/agronj2016.02.0115.

Prystupa, P., Ferraris, G., Ventimiglia, L., Loewy, T., Couretot, L., Bergh, R., Gomez, F. y Gutiérrez Boem, F. H. (2018). Environmental control of malting barley response to nitrogen in the Pampas, Argentina. International Journal of Plant Production, 12, 127-137. https://doi.org/10.1007/s42106-018-0013-3

R Core Team. (2018). R: a language and environment for statistical computing (v. 3.5.2). R Foundation for Statistical Computing, https://www.r- project.org

Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E. y Berardo, A. (2013). Contribution of anaerobically incubated nitrogen to the diagnosis of nitrogen status in spring wheat. Agronomy Journal, 105, 1-8. https://doi.org/10.2134/agronj2012.0287

Reussi Calvo, N. I., Carciochi, W. D., Prystupa, P., Queirolo, I. y Sainz Rozas, H. R. (2022). Economic optimum nitrogen rate analysis for feed and malting barley. Crop Science, 62, 1-14. https://doi.org/10.1002/csc2.20808

Tovar Hernandez, S. Diovisalvi, N., Carciochi, W. D., Izquierdo, N. Sainz Rozas, H., Garcia, F. y Reussi Calvo, N. I. (2021). Assessment of nitrogen diagnosis methods in sunflower. Agronomy Journal, 113, 1-14. https://doi.org/10.1002/agj2.20685

Wyngaard, N., Vidaurreta, A., Echeverría, H. E. y Picone, L. I. (2013). Dynamics of phosphorus and carbon in the soil particulate fraction under different management practices. Soil Science Society of America Journal, 77, 1584-1590. https://doi.org/10.2136/sssaj2013.04.0137

Wyngaard, N., Cabrera, M. L., Jarosch, K. A. y Bünemann, E. K. (2016). Phosphorus in the coarse soil fraction is related to soil organic phosphorus mineralization measured by isotopic dilution. *Soil Biology and Biochemistry, 96*, 107e118. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.01.022

EFECTO DEL pH SUBSUPERFICIAL SOBRE LA RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN MAÍZ

Garello, F. J.[1*], Larrea, G.[2], Sainz Rozas, H. R.[3], Cicchino, M. A.[1]

[1] AER INTA Chascomús; [2] AER INTA Maipú; [3] INTA Balcarce; [*] garello.federico@inta.gob.ar

RESUMEN: La expansión agrícola en la Cuenca del Salado incorporó ambientes históricamente ganaderos caracterizados por tener suelos alcalinos, frecuentemente anegables y con alta variabilidad espacial intra-lote. En estos sistemas, el maíz es uno de los cultivos más difundidos, aunque persisten importantes incertidumbres respecto al manejo eficiente de la fertilización nitrogenada bajo estas condiciones edáficas limitantes. Los objetivos de este trabajo fueron i) evaluar la respuesta del maíz a la fertilización nitrogenada en ambientes de productividad contrastante en la Cuenca del Salado, ii) identificar la variable química del suelo que determina dicha respuesta y iii) cuantificar la EUN del fertilizante (EUNf) bajo distintos niveles de pH subsuperficial. Durante la campaña 2024/25 se condujeron ensayos en lotes de producción, delimitando zonas de manejo mediante NDVI histórico. Se utilizó un DBCA, combinando cuatro dosis de N (0, 51, 91 y 169 kg ha^{-1}) y dos densidades de siembra. Se caracterizó químicamente el suelo hasta 0,6 m y se evaluó el rendimiento y la EUNf. La respuesta a la fertilización nitrogenada fue significativa en el 60% de los sitios evaluados, con marcada variabilidad entre ambientes. La EUNf osciló entre 17,5 y 27 kg de grano por kg de N aplicado, y se asoció negativamente con el pH en el estrato 0,4–0,6 m. Se observó una disminución de 3,1 kg de grano/kg de N por cada 0,1 unidades de incremento de pH, anulándose la respuesta cuando el pH superó 7,5. Estos resultados sugieren que la alcalinidad subsuperficial es el factor que limita la EUNf en lotes de la Cuenca del Salado. Los hallazgos resaltan la necesidad de ajustar los modelos de fertilización y promover manejos sitio-específicos en ambientes alcalinos de la Cuenca del Salado.

PALABRAS CLAVE: pH alcalino, sodicidad, nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

La producción de granos en Argentina, alcanzó ambientes históricamente ganaderos como la Cuenca del Salado, lo cual se evidencia en el incremento de ≈800.000 hectáreas destinadas a agricultura en los últimos 20 años (SAGyP, 2023). Esto se dio al incorporar sectores más bajos de la topo-secuencia donde predominan suelos con una alta variabilidad espacial en sus niveles de alcalinidad subsuperficial, asociados a la presencia de sales bicarbonatadas sódicas y altos niveles de Na^+ intercambiable que traen aparejados problemas físicos, por lo que además son frecuentemente anegables (Imbellone et al., 2021; INTA, 1980). En estos ambientes limitantes, el cultivo de maíz es uno de los más implantados. Sin embargo, existe una falta de conocimiento en el manejo correcto de la fertilización que permitiría obtener altos rendimientos sin comprometer la sustentabilidad ambiental y empresarial.

La alcalinidad del suelo altera el crecimiento de las plantas al provocar desbalances nutricionales (Läuchli y Grattan, 2012). El impacto del pH en la disponibilidad de nutrientes para los cultivos, es una combinación de su efecto en (i) la sorción de nutrientes por el suelo y (ii) el consumo de nutrientes por la planta (Barrow y Hartemink, 2023). Se ha observado que ante incrementos del pH en un rango de entre 4.5-7, la descomposición de la materia orgánica (MO) se acelera, y en consecuencia el suministro de nitrógeno y azufre por parte del suelo se incrementa, sin embargo, cuando el pH es > 7, la mineralización de la MO se reduce (Wang y Kuzyakov, 2024), lo que presumiblemente provocaría un menor suministro de nitrógeno (N)

para los cultivos implantados en suelos alcalinos, como los encontrados en la Cuenca del Salado (Imbellone et al., 2021; INTA, 1980).

El N es uno de los nutrientes más importantes para las plantas y uno de los factores limitantes de los rendimientos más cruciales en cultivos agrícolas (Cassman et al., 2003). En Argentina, las recomendaciones de fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz, se basan en la cuantificación del contenido de $N\text{-}NO_3$ a una profundidad de 0-0.6 m previo a la siembra (Ns) (Correndo et al., 2021). Así, la dosis de N a aplicar con el fertilizante (Nf), estará determinada por el Ns y el umbral de Ns a partir del cual el cultivo alcanza su máximo rendimiento. La EUNf va a depender en gran medida de la respuesta a N y, por lo tanto, de las propiedades fisicoquímicas del suelo que condicionarán el rendimiento potencial y la demanda de N (Correndo et al., 2021; Gheith et al., 2022), de la oferta de N del suelo, de la dosis de N aplicada, del momento y forma de aplicación del fertilizante y de la fuente de N usada. El conocimiento de la EUNf para diferentes condiciones potenciales es útil para modificar el valor umbral de N disponible (i.e: Ns + Nf) teniendo en cuenta la relación insumo:producto (Correndo et al., 2021).

En la Cuenca del Salado, hay una alta variabilidad espacial del pH a nivel de intra lote, y los cambios de valores de pH son espacialmente muy abruptos (Imbellone et al., 2021; INTA, 1980). Garello et al. (2024) determinaron que el pH subsuperficial fue la variable edáfica que definió el rendimiento potencial en los diferentes ambientes a nivel de intra-lote. Esto determina la demanda de nutrientes de los cultivos, y dado que la fertilización de un cultivo alcanza hasta el 40% de los costos directos, es fundamental optimizar su uso. En este sentido, en esta región el manejo sitio-específico a partir de herramientas de agricultura de precisión se vuelve una práctica fundamental. Sin embargo, aún existe un desconocimiento del correcto manejo sitio-específico de la fertilización nitrogenada en estas condiciones.

Los objetivos de este trabajo son: i) determinar la respuesta a la fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz en ambientes de productividad contrastantes a nivel de intra-lote, ii) determinar qué variable edáfica es la que determina dicha respuesta, y iii) cuantificar la EUN del maíz en ambientes con diferentes pH subsuperficiales, en lotes de producción en la Cuenca del Salado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se realizaron durante la campaña 2024/25 en 3 lotes de productores de la Cuenca del Salado, con prolongada historia agrícola. Se emplearon imágenes satelitales para delimitar ambientes con distinto potencial de rendimiento (zonas de manejo, ZM) dentro de cada lote. La caracterización se realizó a partir del índice de vegetación NDVI, obtenido de la constelación SENTINEL-2, correspondiente a los períodos de máximo valor registrados en campañas previas. Dichos momentos coinciden con el máximo desarrollo del IAF y con las fases reproductivas de maíz, soja, girasol y trigo, consideradas las más sensibles a estreses abióticos. De esta manera, quedaron determinados 5 sitios: la CEI Manantiales (INTA-MDA) ubicada en Chascomús (35°44'39.89"S; 58° 3'19.69"O), con alto y bajo potencial (**CHAS-AP** y **CHA-BP**, respectivamente); General Guido – alto potencial (**GG - AP**) (36°42'49.45"S; 57°50'19.53"O), y Las Armas – alto y bajo potencial (**LAR - AP** y **LAR – BP**, respectivamente) (37° 7'24.80"S; 57°36'27.40"O). Los cultivos se realizaron en siembra directa o con labranza mínima según las mejores prácticas de la zona (Fecha de siembra, densidad, control de malezas).

En todos los sitios, el diseño experimental fue en DBCA con parcelas divididas. Los tratamientos consistieron en la combinación de dosis crecientes de N (0, 51, 91 y 169 kg ha^{-1}), como parcela principal; con dos densidades: baja (D1: 2.7-4.6 pl m^{-2}) y alta (D2 4.2-7.8 pl m^{-2}) como subparcela. Las dosis de N se aplicaron por única vez en superficie en el estadio de V_4-V_5 del cultivo de maíz. El fertilizante utilizado fue UREA granulada.

Antes de la siembra, en cada bloque se tomaron muestras de suelo compuestas por 8 submuestras de 0-0.2, 0.2-0.4 y 0.4-0.6 m de profundidad. Las muestras se secaron en estufa (30ºC) y se tamizaran por una malla de 2 mm. A todas las muestras y profundidades se les determinó el pH actual en agua (relación suelo: agua 1:2.5) y contenido de $N\text{-}NO_3$. Solo a las muestras de 0-0.2 m se les determinó el contenido de MO (g 100 g^{-1}) por calcinación (Eyherabide et al., 2014), P-Bray (mg Kg^{-1}) (Bray y Kurtz, 1945) y contenido de Nan (mg kg^{-1}) (Bremner y Keeney, 1966). Estas determinaciones fueron realizadas en el Laboratorio de Fertilidad de Suelos del IPADS Balcarce.
A la madurez de los cultivos se evaluó el rendimiento en 2 m^2 de los dos surcos centrales. El rendimiento fue expresado a la humedad de recibo (14.5%). La EUNf se cuantificó mediante la ecuación 1 (Ec 1), donde:

$$EUNf = \frac{(Rto\ Ni - Rto\ N0)}{Kg\ de\ N\ aplicado\ en\ Ni} \quad \text{[Ec 1]}$$

Donde:
Rto N*i*: es el rendimiento en cada una de las parcelas del *i*…esimo tratamiento.
Rto N0: es el rendimiento en la parcela testigo.
Kg de N aplicado en N*i*: son los Kg de N aplicado con el fertilizante en el *i*…esimo tratamiento.

Análisis de datos.
Se realizaron regresiones lineales para explorar la relación entre el rendimiento del cultivo de maíz y el N aplicado con el fertilizante, para cada sitio. Posteriormente, mediante coeficientes de correlación de Pearson, se evaluó que variable de suelo determinó en mayor medida la EUNf. Para realizar estos análisis se utilizó el programa NAVURE (Navure Team, 2023), como una interface del paquete *nlme* del software R (R Core Team, 2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN
Los valores de MO y Nan estuvieron dentro del rango de valores encontrados en la región (Sainz Rozas et al., 2025), aunque se pudo determinar que, a nivel intra-lote los ambientes AP presentaron contenidos más elevados de MO y menores de Nan, respecto a los ambientes BP (**Tabla 1**). El pH en los estratos superficiales alcanzó valores neutros a levemente ácidos, y a medida que se profundizó en el perfil, se incrementaron hasta valores alcalinos o fuertemente alcalinos, principalmente en los ambientes de BP (Tabla 1).
No hubo un efecto significativo de los cambios en la densidad sobre el rendimiento en grano, en ninguno de los sitios evaluados ($p>0.05$) (datos no mostrados). Esto fue debido a que cuando la densidad fue menor, en todos los tratamientos se observó la presencia de espigas sub-apicales (i.e: prolificidad), que compensaron el rendimiento asociado a la reducción de plantas. Mientras que la aplicación de N incrementó significativamente el rendimiento del cultivo de maíz en el 60% de los sitios evaluados. En CHAS el rendimiento fluctuó entre 6000 a 7000 kg/ha en el ambiente BP y entre 7600 a 8000 kg/ha en el ambiente AP y no se determinó respuesta significativa a la fertilización (Figura 1A). En GG (Figura 1B) los rendimientos variaron entre 8200 a 12000 kg/ha. Esta respuesta fue significativa, con una EUNf 21.3 kg de grano/kg de Nf. De igual manera, en LAR (Figura 1C), la respuesta a la dosis de Nf fue significativa en ambos ambientes. En el ambiente AP, los rendimientos fluctuaron entre 5600 a 10000 kg/ha, dando una EUNf de 27 kg de grano/kg de Nf. Mientras que en el ambiente BP, los rendimientos pasaron de 5200 a 7600 kg/ha, con una EUNf de 17.5 kg de grano/kg de Nf.
Al examinar de manera conjunta todos los datos para establecer qué variable edáfica fue la que condicionó las diferencias en la EUNf, se pudo determinar que estuvo negativamente relacionada al pH a los 0.4-0.6 m (Tabla 2). Analizando dicha relación, se ajustó un modelo lineal con *Plateau*, donde se observó una caída de 3.1 Kg de grano /kg de Nf, por cada 0.1

punto de incremento en el pH a los 0.4-0.6 m, llegando a una EUNf de cero cuando el pH en dicho estrato fue mayor a 7.1 (Figura 2).

Tabla 1. Propiedades químicas del suelo en cada uno de los sitios evaluados.

Sitio		MO (%)[α]	Nan (ppm) [α]	$N\text{-}NO_3$ (kg/ha) [α]	pH [α]		
Ambiente[+]	**Tipo de suelo[**]**				**0-0.2**	**0.2-0.4**	**0.4-0.6**
CHAS-AP	Argiudol abrúptico	3.61-3.95	66-94	41-65	6.2-6.4	6.5-6.6	7.0-7.3
CHAS-BP	Natrudol típico	3.35-3.96	82-124	50-54	6.5-7.1	7.4-8.3	8.0-9.0
GG-AP	Argiudol abrúptico	3.38-4.25	88-122	49-61	5.8-6.0	6.0-6.2	6.4-6.7
LAR-AP	Argiudol abrúptico	5.68-5.94	71-111	35-39	6.0-6.1	6.4-7.1	6.7-6.9
LAR-BP	Argiudol ácuico	3.85-4.40	119-132	29-56	6.6-7.1	7.6-8.0	8.0-8.1

[+]Chascomús (CHAS), General Guido (GG), Las Armas (LAR). Alto Potencial (AP), Bajo Potencial (BP).
[**]Clasificación utilizando la taxonomía Americana (Soil Survey Staff, 2014).
[α] Rango de valores encontrado entre bloques.

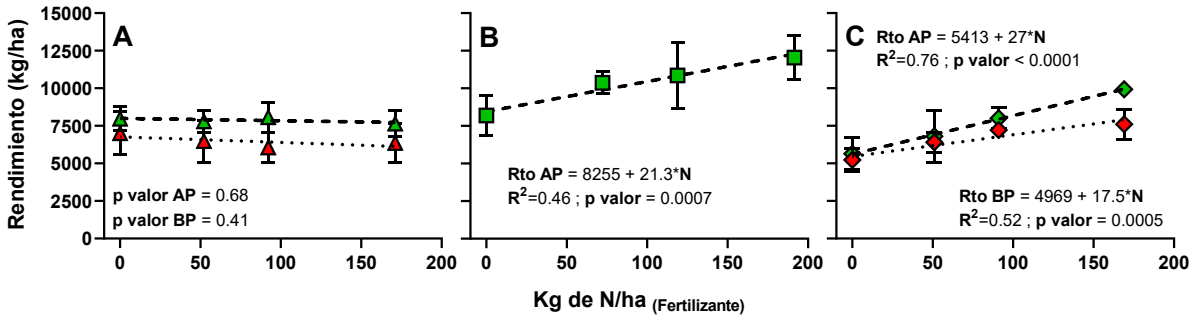


Figura 1. Rendimiento de maíz en función del nitrógeno aplicado con el fertilizante en Chascomús (A), General Guido (B) y Las Armas (C) en ambientes de alto potencial (cuadrados verdes) y bajo potencial (triángulos rojos). Los símbolos indican el rendimiento promedio en cada dosis de fertilizante, las barras indican ±1 DE.

La EUNf determinada en este trabajo, se encuentra dentro del rango reportado por Correndo et al. (2021) en ambientes de textura media a fina, con rendimientos potenciales muy bajos o bajos (i.e: entre 8.5 y 10.1 Tn ha^{-1}). El pH de la solución del suelo influye en la disponibilidad y consumo de nutrientes por parte de los cultivos, y los pH alcalinos provocan la toxicidad de iones específicos en las plantas (Läuchli y Grattan, 2012). Sumado a esto, en la Cuenca del Salado los sectores con pH alcalino, a su vez presentan altos contenidos de Na^+ intercambiable, que destruye la agregación del suelo, reduciendo la porosidad efectiva y, en consecuencia, la frecuencia de anegamientos es elevada (Imbellone et al., 2021; INTA, 1980). De esta manera, los resultados obtenidos en este trabajo, podrían asociarse a i) toxicidad por iones específicos y cambios en la anatomía de las raíces, que evitaron la absorción del N disponible en la solución del suelo (Barrow y Hartemink, 2023; Läuchli y Grattan, 2012), ii) perdidas de N por desnitrificación asociadas a anegamientos temporarios post fertilización (Echeverría y Sainz Rozas, 2014), o iii) una simultaneidad de las situaciones i y ii. En este sentido, debería evaluarse la alternativa de realizar aplicaciones divididas de N en estadios más avanzados que podrían evitar estas pérdidas por desnitrificación y en consecuencia incrementar la EUNf.

Por otra parte, si bien en la bibliografía científica se reportó una mayor mineralización de la MO ante incrementos del pH entre 4.5 y 7 (Wang y Kuzyakov, 2024), pero no está del todo claro que sucede en ambientes con valores de pH > 7.5. En este sentido, en este trabajo la EUNf no mostró una relación con el Nan (i.e: el estimador del N mineralizable), por lo que

sería importante avanzar en el conocimiento y calibración de modelos de fertilización que contemplen el pool de N mineralizable en ambientes alcalinos.

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Pearson entre los Kg de grano/Kg de Nf con: las variables de fertilidad química: pH, Materia Orgánica, N-NO_3 a la siembra, Nan y la dosis de nitrógeno.

Variable	pH			Materia orgánica	N-NO_3 a la siembra	Nan	N del fertilizante
	0-0.2 m	0.2-0.4 m	0.4-0.6 m				
Coeficiente de Pearson	-0.35	-0.3	-0.42	0.32	-0.13	-0.01	0.22
p-valor	0.001	0.005	<0.0001	0.003	0.16	0.92	0.018

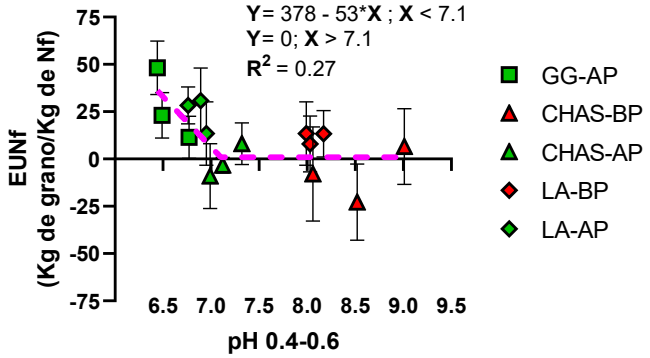


Figura 2. Eficiencia en el uso del N del fertilizante (EUNf) en función del pH a 0.4-0.6 m. La línea púrpura indica la rectad de regresión ajustada. Cada punto indica el promedio de cada bloque en cada sitio.

CONCLUSIONES

Los sitios evaluados evidenciaron diferencias en los niveles de MO, pH y Nan. En particular, el pH varió no solo entre sitios sino también entre ambientes a nivel intra-lote (AP y BP).

La respuesta a la fertilización nitrogenada se dio en el 60% de los casos, en ninguno de los sitios con respuesta a la fertilización se alcanzó el Plateau de rendimiento.

La EUNf fue mayor en ambientes denominados Alto Potencial respecto a los Bajo Potencial. Lo que demuestra el potencial de aplicación que tiene la agricultura de precisión a partir de la delimitación de zonas de manejo diferencial que permitan el uso racional y eficiente de los fertilizantes.

De las variables edáficas evaluadas, la EUNf estuvo condicionada por el pH en el estrato 0.4-0.6 m, estos resultados parciales sugieren que en ambientes con pH > 7.1 en dicho estrato, no sería conveniente fertilizar. En este sentido, en futuras investigaciones debería evaluarse la respuesta a la fertilización dividida.

BIBLIOGRAFÍA

Barrow, N. J. y Hartemink, A. E. (2023). The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. In *Plant and Soil* (Vol. 487, Issues 1–2, pp. 21–37). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. https://doi.org/10.1007/s11104-023-05960-5

Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). DETERMINATION OF TOTAL, ORGANIC, AND AVAILABLE FORMS OF PHOSPHORUS IN SOILS. *Soil Science*, *59*(1), 39–46.

Bremner, J. M. y Keeney, D. R. (1966). Determination and Isotope-Ratio Analysis of Different Forms of Nitrogen in Soils: 3. Exchangeable Ammonium, Nitrate, and Nitrite by

Extraction-Distillation Methods. *Soil Science Society of America Journal*, *30*(5), 577–582. https://doi.org/10.2136/sssaj1966.03615995003000050015x

Cassman, K. G., Dobermann, A., Walters, D. T. y Yang, H. (2003). Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality. *Annual Review of Environment and Resources*, *28*, 315–358. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.040202.122858

Correndo, A. A., Gutiérrez Boem, F. H., García, F. O., Alvarez, C., Alvarez, C., Angeli, A., Barbieri, P. A., Barraco, M., Berardo, A., Boxler, M., Calviño, P. A., Capurro, J. E., Ciampitti, I. A., Díaz Zorita, M., Díaz Valdéz, S., Ferrari, M., Ferraris, G. N., Gambaudo, S., Espósito, G., … Salvagiotti, F. (2021). Attainable yield and soil texture as drivers of maize response to nitrogen : A synthesis analysis for Argentina. *Field Crops Research*, *273*(May). https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108299.

Core Team, R. (2021). R: A language and environment for statistical computing [Software]. *R Foundation for Statistical Computing*.

Echeverría, H. E. y Sainz Rozas, H. R. (2014). NITRÓGENO. In H. E. Echeverría y F. O. García (Eds.), *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos* (pp. 189–224). Ediciones INTA.

Eyherabide, M., Saínz Rozas, H., Barbieri, P. A., y Echeverría, H. E. (2014). Comparación De Métodos Para Determinar Carbono Orgánico En Suelo. *Ciencia Del Suelo*, *32*(1), 13–19.

García, F. O. y Correndo, A. A. (2013). *CALCULO DE REQUERIMIENTOS NUTRICIONALES: Planillas de cálculo para estimar la absorción y extracción de nutrientes*. https://fertilizar.org.ar/categoria/ipni/

Garello, F. J., Larrea, G., Cicchino, M. A. y Melani, E. M. (2024). EFECTO DE LA ALCALINIDAD Y PROFUNDIDAD DEL HORIZONTE ARCILLOSO SOBRE EL RENDIMIENTO RELATIVO DE MAÍZ Y SOJA. *XXVII Congreso Argentino de La Ciencia Del Suelo*, 6. https://congreso2024.suelos.org.ar/actas/

Gheith, E. M. S., El-Badry, O. Z., Lamlom, S. F., Ali, H. M., Siddiqui, M. H., Ghareeb, R. Y., El-Sheikh, M. H., Jebril, J., Abdelsalam, N. R. y Kandil, E. E. (2022). Maize (Zea mays L.) Productivity and Nitrogen Use Efficiency in Response to Nitrogen Application Levels and Time. *Frontiers in Plant Science*, *13*. https://doi.org/10.3389/fpls.2022.941343

Imbellone, P. A., Taboada, M. A., Damiano, F. y Lavado, R. S. (2021). Genesis, Properties and Management of Salt-Affected Soils in the Flooding Pampas, Argentina. In *Saline and Alkaline Soils in Latin America* (pp. 191–208). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-52592-7_10

INTA. (1980). *La Pampa Deprimida: Condiciones de drenaje de sus suelos*.

Läuchli, A., y Grattan, S. R. (2012). Soil pH extremes. In *Plant Stress Physiology* (Issue May 2012, pp. 194–209). https://doi.org/10.1079/9781845939953.0194

SAGyP. (2023). *Estimaciones Agrícolas*. https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/

Sainz Rozas, H. R., Reussi Calvo, N., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Angelini, H., Larrea, G., Garello, F. J., Avila Manotoba, O., Orcellet, J. M., González San Juan, F. y Ciarlo, E. (2025). Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina. *Simposio de Fertilidad: Nutrir El Suelo, Alimentar El Futuro*.

Soil Survey Staff. (2014). *Claves para la Taxonomía de Suelos*. *12*, 339. https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051546.pdf

Wang, C. y Kuzyakov, Y. (2024). Soil organic matter priming: The pH effects. *Global Change Biology*, *30*(6), 1–21. https://doi.org/10.1111/gcb.17349

EXPLORACIÓN PRELIMINAR DE MODELO DE NITRÓGENO EN MAÍZ TARDÍO EN EL SUDESTE BONAERENSE

Gonzalez Abba, H.[1, 2, 3*], Crespo, C.[4], Tordó, A.[1], Bilbao, A.[6], Fernandez Miganne, J.[2], Bordenave, S.[2], Barbieri, P.[1, 6*]

[1] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; [2] Aapresid MDQ-JM Fangio; [3] CREA Otamendi, Mar y Sierras; [4] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata; [5]Agroestudio Viento Sur [6] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA INTA Balcarce;
[*] barbieri.pablo@inta.gob.ar; hugogonzalezabba@gmail.com

RESUMEN: El maíz tardío (*Zea mays* L.) ocupa aproximadamente la mitad de la superficie del maíz en el sudeste bonaerense. Los modelos típicamente utilizados para la fertilización nitrogenada son los calibrados para maíces tempranos de alto potencial de rendimiento. En este contexto, modelos acordes a la demanda del cultivo y la oferta de suelo son necesarios. El objetivo de este trabajo fue estimar preliminarmente un modelo de fertilización N para maíz tardío en el sudeste bonaerense. Nuestra hipótesis es que, si las condiciones ambientales del maíz tardío varían la demanda y oferta de N, entonces los modelos de respuesta en rendimiento a N presentaran menores respuestas a N y/o menor UC que maíces tempranos, o tardíos de otras regiones. Tres experimentos fueron llevados adelante en Balcarce, Mar del Plata, y Necochea durante la campaña 24/25 en campos de producción donde se variaron los niveles de nitrógeno en maíces sembrados durante noviembre en adelante. Los rendimientos variaron ampliamente con valores de 9.45 a 14.69 tn ha-^{1}. La respuesta a N vario según sitio y ambiente. Cuando el Nan fue alto (>60 ppm) se redujo la respuesta a N. Niveles máximos de rendimiento se alcanzaron con 120–130 kg ha^{-1} de N disponible en concordancia con nuestra hipótesis. Si bien este valor preliminar de UC es menor a los informados en la literatura, no es suficiente para probar nuestra hipótesis original. Por lo tanto, se requiere más información de combinaciones sitio-año para ajustar un modelo de respuesta de rendimiento en maíz tardío en el sudeste bonaerense.

PALABRAS CLAVE: fertilización nitrogenada, maíz tardío.

INTRODUCCIÓN

El maíz (*Zea mays* L.) tardío representa aproximadamente la mitad de la superficie del maíz sembrado en el sudeste bonaerense (SEB). La mayor estabilidad y potencialidad de rendimiento de los híbridos modernos han permitido la demora en la siembra explicando, en parte, esta tendencia. Los modelos de fertilización nitrogenada, sin embargo, están calibrados para maíces de siembras tempranas en el SEB (Sainz Rozas et al., 2004a; Barbieri et al., 2008; Pagani et al., 2008). En este contexto, es necesaria la estimación de modelos ajustados para maíces tardíos. Los modelos de respuesta de rendimiento a N típicamente presentan una fase de respuesta lineal frente a la mayor disponibilidad de N. Luego, un nivel umbral critico (UC) por encima del cual el rendimiento aumenta marginalmente frente a mayor disponibilidad de N. Si bien estos modelos integran procesos de oferta y demanda de N, pueden ser susceptibles de variar con el manejo y ambiente (Correndo, 2017; Correndo et al., 2021a). Por el lado de la demanda de N, cultivos expuestos a un menor, pero más acelerado periodo de crecimiento vegetativo dadas las mayores temperaturas de noviembre/diciembre, pueden afectar los niveles de respuesta a N. Adicionalmente, dadas las reducciones en la estación de crecimiento, tanto el rendimiento alcanzado como el potencial, son menores, pudiendo influenciar la demanda total de N del cultivo afectando el UC. Por el lado de la oferta de N, las mayores temperaturas de suelo durante noviembre y diciembre, puede suponer una mayor disponibilidad de N como consecuencia de mayores tasas de mineralización desde la

materia orgánica. Otro efecto derivado de las mayores temperaturas, y combinado con la disponibilidad hídrica, es el potencial de mayores pérdidas de volatilización amoniacal. La combinación de efectos tanto en la demanda como en la oferta de N del sistema suelo-cultivo de maíz tardío podrían impactar de manera directa en el modelo de fertilización con N. Aunque hay información disponible, de modelos de fertilización de N en maíz temprano y maíz de segunda (Crespo et al., 2022), menor atención se ha dado a modelos de fertilización N en maíz tardío en el SEB. El objetivo de este trabajo fue estimar preliminarmente un modelo de fertilización N para maíz tardío en el SEB. Nuestra hipótesis es que, si las condiciones ambientales del maíz tardío varían la demanda y oferta de N, entonces los modelos de respuesta en rendimiento a N presentaran menores respuestas a N y/o menor UC que maíces tempranos, o tardíos de otras regiones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Tres experimentos fueron llevados adelante en Balcarce, Mar del Plata, y Necochea durante la campaña 24/25 en campos de producción. El diseño consistió en un testigo sin fertilizar, la fertilización del productor (N), y doble fertilización (2N), repetido en tres bloques. Las fechas de siembra fueron realizadas del 11 al 20 de noviembre. A la siembra se realizaron muestreos de suelos en los estratos 0-20, 20-40, 40-60 cm para N-NO_3- y nitrógeno anaeróbico (Nan) de 0-20 cm (Keeney and Nelson, 1982). Los antecesores de cada cultivo fueron, cebada/soja de segunda, vicia y trigo/soja de segunda respectivamente. Salvo en Necochea dende la fuente fue UAN, el resto de los sitios fue fertilizados con urea desde emergencia a V6 (Ritchie and Hanway, 1982). Las dosis de N se describen en la tabla 1. No se observaron déficits hídricos durante el desarrollo de los cultivos ni ninguna otra limitante. Los híbridos utilizados variaron en su marca comercial, y las madureces relativas fueron 121 a 123. Durante la última semana de enero coincidente con el estadio fenológico de R1 se midió con SPAD valores de verdor en cada tratamiento en la hoja inferior a la espiga principal en 5 plantas por parcela. A madurez fisiológica se cosecharon los dos surcos centrales de cada tratamiento y en cada bloque en 5.73 m lineales (3 m^2). Las espigas fueron trilladas y secadas durante 10 días a 600C hasta humedad 0%. Determinaciones de nitrógeno en planta fueron realizadas en 5 plantas para las parcelas sin fertilizar con el objetivo de estimar aporte neto de mineralización. Las precipitaciones acumuladas para de Nov a marzo en cada sitio fueron 417, 527, y 411 mm para Balcarce, Mar del Plata y Necochea respectivamente. Se realizaron análisis de la varianza utilizando el procedimiento ANOVA incluido en el programa estadístico Navure (Navure Team, 2023). Diferencias entre medias se evaluaron con la prueba de diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia de 5%. Los ANOVA fueron realizados por sitio, comparando para cada dosis como efecto fijo, y el bloque como efecto aleatorio. Para analizar la asociación entre variables se realizaron modelos de regresión no lineales entre N total (suelo + fertilizante) y el rendimiento relativo (Correndo, 2017) calculado como el cociente entre el rendimiento para un tratamiento dado y el rendimiento en la dosis más alta de N.

690

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

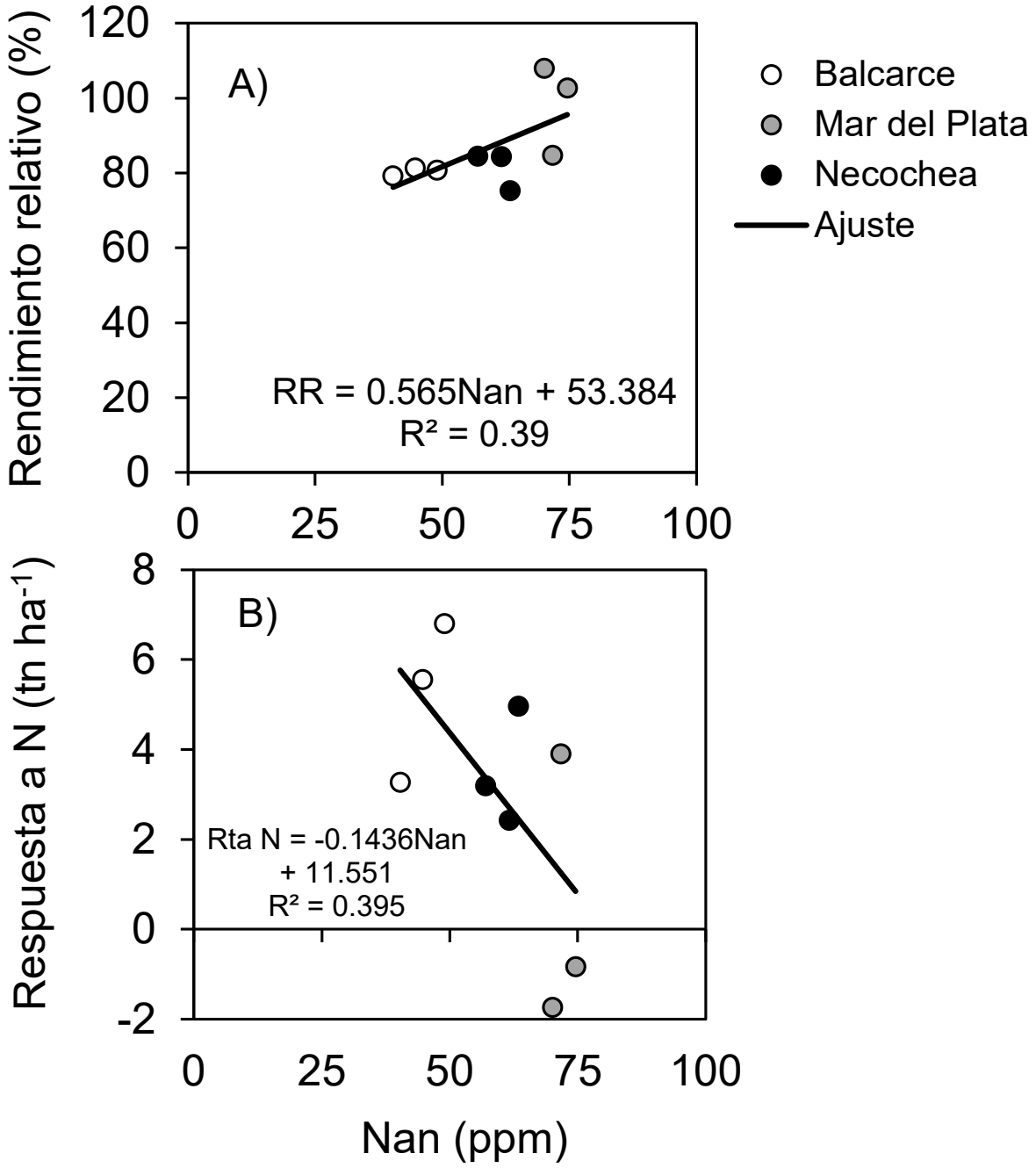
La fertilización con N tuvo efectos significativos en 2 de 3 sitios para índice de verdor (IV) medido con SPAD (Tabla 1). Esto fue reflejado en el índice de suficiencia de N (ISN). Tanto Balcarce como Necochea mostraron en sus testigos -18 y -11% de ISN respectivamente vs el tratamiento 2N. El sitio de Mar del Plata, no mostro diferencias en el IV y valores de -2% de diferencia en el ISN cuando se lo comparo con el tratamiento 2N. Los rendimientos variaron ampliamente con valores de 9.45 a 14.69 tn ha^{-1}. Tanto en Balcarce como en Necochea los menores rendimientos se dieron en los testigos sin fertilizar (10.3 y 11 tn ha^{-1}) mientras que, en Mar del Plata, no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos (10 tn ha^{-1}). Esta falta de respuesta en el sitio de Mar del Plata puede asociarse a la provisión tanto de suelo como nitrato (106 kg ha^{-1}), su valor de Nan (70 ppm) así como el aporte por mineralización del antecesor vicia (Cafaro La Menza et al., 2021). Adicionalmente los valores de Nan en el sitio de Mar del Plata fueron los mayores y se asociaron en general positivamente con el rendimiento relativo de los testigos sin fertilizar (Fig.1,a). Sobre el rendimiento relativo

de 53% (ordenada al origen), el RR creció en 0.56 puntos por cada incremento en unidad de Nan. Estos resultados son similares a los encontrados por Crespo et al., (2022) que encontró bajas respuesta a N cuando los valores de Nan fueron superiores a 40 ppm en maíces de segunda. De manera similar la respuesta de rendimiento absoluta a N se redujo a en 0.14 tn ha^{-1} con cada unidad de Nan y una ordenada al origen de 11 tn ha^{-1} (Fig.1, b). El rendimiento relativo se asoció positivamente a el nitrógeno disponible cuantificado como suelo + fertilizante (Fig 2, R^2=0.73). Valores de rendimiento relativo de >97% fueron alcanzados cuando nitrógeno disponible fue de 126 kg ha^{-1}. Por encima de estos valores los rendimientos relativos se mantuvieron al máximo. Estos valores contrastan sensiblemente versus maíces tempranos sembrados en el sudeste (192 kg ha^{-1}, Sainz Rozas et al., 2004) y maíces tardíos en zonas centrales del país (e.g. 175 kg ha^{-1},Salvagiotti et al., (2025). No obstante, para los rendimientos obtenidos, los valores de 120-130 kg ha^{-1} son similares a los informados por Correndo et al., (2021) para niveles de rendimiento similares en otras regiones del país.

Tabla 1. Sitio, antecesor, materia orgánica, pH, Nan, N-NO_3-, tratamiento, Dosis N, Unidades Spad, índice de suficiencia de nitrógeno, rendimiento (14.5% humedad) maíz tardío, para testigo, dosis de productor de nitrógeno (N) y doble dosis de nitrógeno (2N) para tres sitios, Necochea, Balcarce, y Mar del Plata. Experimentos realizados en el sudeste bonaerense durante la campaña 2024/2025.

Sitio	Antecesor	Materia orgánica	pH	P	Nan	N-NO_3-	Tratamiento	Dosis N	Unidades Spad		Índice de suficiencia de N	Rendimiento	
		%		ppm		kg ha^{-1}		kg ha^{-1}				tn ha^{-1}	
Balcarce	Trigo/Soja de segunda	4.7	5.7	17.1	44.7	67.1	Testigo	0	49.4	c*	0.82	10.3	b
							N	110	55.1	b	0.91	12.8	ab
							2N	220	60.4	a	1	12.9	a
Mar del Plata	Vicia	6.3	5.7	17.2	72.1	106.4	Testigo	0	53.1	a	0.98	11.2	a
							N	110	52.5	a	0.97	10.9	a
							2N	220	54.2	a	1	10.4	a
Necochea	Cebada/Soja de segunda	4.4	6.1	12.8	60.7	61.3	Testigo	0	48.0	b a	0.89	11.0	b
							N	54	49.6	b	0.92	12.4	a
							2N	108	53.8	a	1	13.5	a

*Letras diferentes dentro de las columnas indican diferencias significativas al 5% dentro de cada sitio.



692

Figura 1. Rendimiento relativo de los testigos y respuesta a N vs nitrógeno incubado en anaerobiosis (Nan) para tres sitios, Necochea, Balcarce, y Mar del Plata. Experimentos realizados en el sudeste bonaerense durante la campaña 2024/2025.

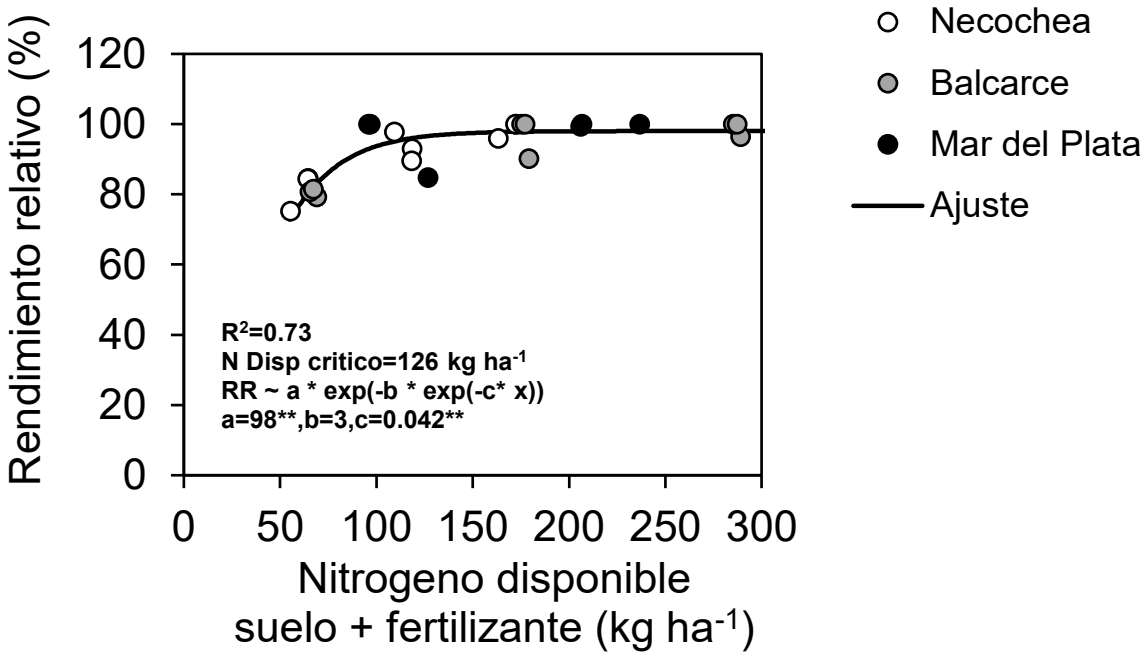


Figura 2. Rendimiento relativo vs nitrógeno disponible (suelo + fertilizante) para tres sitios, Necochea, Balcarce, y Mar del Plata. Experimentos realizados en el sudeste bonaerense durante la campaña 2024/2025.

CONCLUSIONES

El objetivo de este trabajo fue estimar preliminarmente un modelo de fertilización N para maíz tardío en el SEB. La respuesta a N vario según sitio y ambiente. Cuando el Nan fue alto (>60 ppm) se redujo la respuesta a N. Niveles máximos de rendimiento se alcanzaron con 120–130 kg ha^{-1} de N disponible en concordancia con nuestra hipótesis. Si bien este valor preliminar de UC es menor a los informados en la literatura, no es suficiente para probar nuestra hipótesis original. Por lo tanto, se requiere más información de combinaciones sitio-año para ajustar un modelo de respuesta de rendimiento en maíz tardío en el SEB.

BIBLIOGRAFÍA

Barbieri, P. A., H. E. Echeverría, H. R. Saínz Rozas, y F. H. Andrade. (2008). Nitrogen Use Efficiency in Maize as Affected by Nitrogen Availability and Row Spacing. Agron. J. 100: 1094. doi: 10.2134/agronj2006.0057.

Cafaro La Menza, F., J. G. Montaner, A. L. Olveira, N. I. R. Calvo, H. R. S. Rozas, et al. (2021). Cover crop species can increase or decrease the fertilizer-nitrogen requirement in maize. (September): 5412–5423. doi: 10.1002/agj2.20791.

Correndo, A. (2017). Variables asociadas a la respuesta a la fertilización con nitrógeno y fósforo en maíz y soja en región pampeana. (July 2018). doi: 10.13140/RG.2.2.18139.08484.

Correndo, A., F. H. Guti, F. O. García, C. Alvarez, C. Alvarez, et al. (2021a). Field Crops Research Attainable yield and soil texture as drivers of maize response to nitrogen : A synthesis analysis for Argentina Adri a. 273(May). doi: 10.1016/j.fcr.2021.108299.

Correndo, A., F. H. Guti, F. O. García, C. Alvarez, C. Alvarez, et al. (2021b). Field Crops Research Attainable yield and soil texture as drivers of maize response to nitrogen : A synthesis analysis for Argentina Adri a. 273(September). doi: 10.1016/j.fcr.2021.108299.

Crespo, C., R. D. Martinez, N. Wyngaard, G. Divito, N. Martinez Cuesta, et al. (2022). Nitrogen diagnosis for double-cropped maize.

Keeney, D. R. y D. W. Nelson (1982). Nitrogen-Inorganic Forms. In: Page, A.L., editor, Methods of Soil Analysis. 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, WI. p. 643–698

Navure Team (2023). A data-science-statistic oriented application for making evidence-based decision.
Pagani, A., H. E. Echeverría, P. A. Barbieri y H. R. Sainz Rozas (2008). Dosis óptima económica de nitrógeno en maíz bajo siembra directa en el sudeste bonaerense. Informaciones agronómicas 39: 14–19.
Ritchie, S. W. y J. J. Hanway (1982). How a Corn Plant Develops. Special Report No. 48, Iowa State University of Science and Technology, Cooperative Extension Service.
Sainz Rozas, H. R., H. E. Echeverría y P. A. Barbieri (2004a). Nitrogen Balance as Affected by Application Time and Nitrogen Fertilizer Rate in Irrigated No-Tillage Maize. Agron. J. 96: 1622–1631.
Sainz Rozas, H. R., H. E. Echeverría y P. A. Barbieri (2004b). Nitrogen Balance as Affected by Application Time and Nitrogen Fertilizer Rate in Irrigated No-Tillage Maize. Agron. J. 96: 1622–1631.
Salvagiotti, F., O. Caviglia, S. Bacigaluppo, M. Barraco, L. Boero, et al. (2025). Response to nitrogen fertilization of late-sown maize upon different winter previous crops. European Journal of Agronomy 166.

BALANCE DE FÓSFORO EN TRIGO-SOJA DE SEGUNDA EN DOS SISTEMAS DE LABRANZA EN EL SUDESTE BONAERENSE

Gonzalez Abba, H.[1, 2, 3], Tordó, A.[1], Crespo, C.[4], Barbieri, P.[1, 5*]

[1] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; [2] Aapresid MDQ-JM Fangio; [3] CREA Otamendi, Mar y Sierras; [4] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata; [5] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA INTA Balcarce. * barbieri.pablo@inta.gob.ar

RESUMEN: La productividad de la soja (*Glycine Max L.*) de segunda suele depender de la disponibilidad de fosforo en el suelo (P), pero en general no se fertiliza en el sudeste bonaerense (SEB). Por lo tanto, un modelo de presupuestación de la fertilización fosforada para doble cultivo (DC) cereal de invierno/soja de segunda es necesario. El objetivo de este trabajo fue evaluar rendimiento, remoción, y balance de P en el doble cultivo trigo (*Triticum aestivum L.*)-soja de segunda. Se llevo adelante un experimento de larga duración donde los tratamientos de fertilización N, P, S, y sus combinaciones se repitieron anualmente durante tres estaciones de crecimiento, bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD). Los rendimientos en grano variaron entre 3.5 y 6.5 tn ha^{-1} para trigo y 0.42 a 2.51 tn ha^{-1} para soja a través de todos los años. El tipo de labranza no mostró efectos consistentes en rendimiento, remoción y balance de P. Los mayores rendimientos en trigo se dieron en los tratamientos NPS, mientras que en soja no hubo un patrón consistente. La remoción de P aumento en los tratamientos que incluyeron N y P en trigo (14.1 a 21.7 kg P ha^{-1}), y P en soja (6.11 a 11.35 kg P ha^{-1}). El balance de P disminuyo en la medida que aumento el rendimiento del DC (28.8 a -2.16 kg ha^{-1}) y aún más en los tratamientos que no incluyeron N (-1.75 kg ha^{-1}). Alrededor de las 7 tn ha^{-1} de rendimiento del DC, el balance de P es neutral a negativo para una dosis 50% mayor a la utilizada en el SEB. Nuestro trabajo muestra que la fertilización fosforada actual del SEB no es suficiente para sostener balances neutrales en sistemas trigo–soja intensificados, aun utilizando dosis superiores a la media regional.

PALABRAS CLAVE: Fertilización fosforada, Sistema de labranza.

INTRODUCCIÓN

El doble cultivo (Trigo/Cebada)-soja de segunda, explica aproximadamente la mitad de la superficie sembrada en el sudeste bonaerense (SEB) (MAGyPA, 2025a). La adopción del sistema de siembra directa (SD), la intensificación de los sistemas de cultivos (Crespo et al., 2021) y la doble rentabilidad han contribuido a este fenómeno. El trigo ha mostrado respuesta a nitrógeno (N), fosforo (P) (Barbieri et al., 2014) y azufre (S). Similarmente, la soja exhibe respuestas a P, S, e inclusive a la mayor oferta de N. Sin embargo, la mayoría de los estudios se han enfocado en trigo y soja como cultivos aislados. La soja de segunda, raramente se somete a diagnósticos de suelo o fertilización en el SEB. La dosis promedio en el trigo es de 19 kg ha^{-1} de P en el SEB (ReTAA, 2022). Esta baja tecnología, se relaciona en parte a i) menores rendimientos que cultivos de primera, ii) rendimientos erráticos por riesgo de heladas tempranas durante fijación y llenado de granos, y, la iii) independencia del N dada la fijación biológica de la leguminosa. Mayores rendimientos, la remoción acumulada de P y S de ambos cultivos, y la fertilización única podría llevar a la reducción de P en suelo en la secuencia de cultivos. Por lo tanto, modelos que ayuden a presupuestar la fertilización fosforada del doble cultivo son necesarios. Por otra parte, aunque el sistema SD predomina en el SEB, su participación en superficie ha declinado durante los últimos años a costa de la labranza convencional (LC) dada la necesidad de control mecánico de malezas resistentes a herbicidas (AAPRESID, 2025). El sistema SD es más dependiente de la nutrición con fertilizantes sintéticos comparado con LC por lo cual podrían esperarse mayores respuestas a la

fertilización con P en el doble cultivo. El objetivo de este trabajo fue evaluar rendimiento, remoción, y balance de P en el doble cultivo trigo-soja de segunda a través del tiempo en un experimento de larga duración donde los tratamientos de fertilización N, P, S, y sus combinaciones se repitieron anualmente, bajo LC y SD. Nuestra hipótesis es que si el doble cultivo trigo-soja de segunda es fertilizado con P por única vez en trigo, entonces, el balance de P será negativo para rendimientos del SEB, y esta reducción será mayor en SD que en LC.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó un experimento de larga duración iniciado en 2001 hasta 2012 en la estación experimental del INTA Balcarce. La precipitación y temperatura media anual es de 870 mm y 13.8 ^{0}C. El suelo corresponde a un Argiudol típico con 23, 36, 41% de arena limo y arcilla respectivamente. El diseño experimental consistió en bloques aleatorizados dentro de cada sistema de labranza: SD y LC. Se realizaron 5 tratamientos de fertilización, Control, nitrógeno+azufre (NS), nitrógeno+fosforo (NP), fosforo+azufre (PS), y nitrógeno+fosforo+azufre (NPS), asignados a cada unidad experimental y replicados 3 veces. Dosis y fuente de nutrientes se describen en la Tabla 1. La dosis de P fue de 30 kg ha^{-1} (10 kg ha^{-1} mayor a la zonal) para no limitar rendimientos. La rotación fue: 1) Maiz 2) Soja 3) Trigo-Soja. Se analizó la secuencia del DC trigo-soja de segunda en los años 3, 4 y 9 para evaluar el efecto neto de este planteo. En el trigo se realizaron nuestros de suelos de 0-20 cm de profundidad donde se determinó P Bray (Bray & Kurtz, 1945). A madurez fisiológica se cosecharon los cultivos y se midió el rendimiento en grano y la concentración de P en grano (Walinga et al., 1995). El balance de P fue calculado como la diferencia entre la remoción de P y el aporte de P por fertilización por unidad de hectárea. Se realizaron análisis de la varianza, regresión lineal utilizando el programa estadístico Navure (Navure Team, 2023). Los factores fijos analizados fueron sistema de labranza, fertilización, y sus interacciones dentro de cada año para rendimiento, remoción de P y balance de P. Los bloques fueron asignados a efectos aleatorios. Las comparaciones de medias fueron realizadas utilizando la prueba de la diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia de 5%.

Tabla 1. Dosis y fuente de nutrientes utilizadas en el cultivo de trigo.

Tratamiento	kg ha^{-1} nutriente			Fuente
	N	P	S	
Control	0	0	0	-
NP	120	30	0	Urea + Superfosfato triple
NS	120	0	15	Urea + $CaSO_4$
PS	0	30	15	Superfosfato triple + $CaSO_4$
NPS	120	30	15	Urea + Superfosfato triple + $CaSO_4$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los rendimientos de trigo y soja variaron principalmente con la fertilización dentro de cada año. Los rendimientos en grano variaron entre 3.5 y 6.5 tn ha^{-1} para trigo y 0.42 a 2.51 tn ha^{-1} para soja a través de todos los años. Los mayores rendimientos de trigo ocurrieron durante el año 9 mientras que los menores en el año 4 (Tabla 2). Para soja, los mayores rendimientos ocurrieron durante año 3, y los menores en el año 9. Diferencias entre labranzas fueron detectadas solamente en trigo durante el año 9 donde los rendimientos fueron de 4.95 vs 4.0 tn ha^{-1} en LC vs SD. Esta diferencia de rendimiento entre labranzas para trigo puede ser atribuible a un mejor aprovechamiento de las precipitaciones de noviembre durante el fijado de granos (no mostrado). En trigo los mayores rendimientos ocurrieron en el tratamiento NPS dentro de cada año con valores de 4.63, 3.73 y 5.6 tn ha^{-1} para los años 3, 4 y 9 respectivamente. Los rendimientos de soja fueron 1.66, 1.19 y 0.86 tn ha^{-1} durante año 3, 4, y 9 respectivamente. La reducción en los rendimientos de soja durante año 4 y 9 podría asociarse a los déficits hídricos sufridos durante esas campañas (no mostrado). En soja, si bien los rendimientos variaron con la fertilización no hubo un patrón común. Durante el año 3,

los mayores rendimientos ocurrieron en el control y PS, mientras que, en el año 4 y 9 en solo en los tratamientos que incluyeron P.

La remoción de P mostró interacción LxF. La fertilización con NPS interactúo con labranza para trigo durante el año 4 y para soja durante el año 3. Durante el año 4 la remoción de trigo fue de 15 vs 12 kg ha^{-1} en el tratamiento NPS para LC y SD respectivamente explicando la interacción significativa. En soja durante el año 3 la remoción de P mostro valores de 13 vs 9.7 kg ha^{-1} en LC vs SD respectivamente.

El balance de P no varió con el tipo de labranza en cada año excepto en año 9 donde el balance de P fue de -6.1 y -4 kg ha^{-1} de P para LC vs SD ($p < 0.01$). Estas diferencias son atribuidas a los mayores rendimientos y remoción de P en trigo bajo LC y a una posible menor eficiencia en el uso de P ya que los niveles de P Bray fueron similares y no limitantes (>20 ppm). El balance de P vario con la fertilización y fue positivo para NP, PS, y NPS. Los tratamientos que no incluyeron P fueron los que mostraron balances de P negativos con valores para el doble cultivo trigo soja de segunda que rondaron en -24.2 a -15.3 kg ha^{-1}. El balance de P estuvo estrecha y negativamente relacionado con el rendimiento (Tabla 3, Figura 1, $R^2=0.91$). El modelo de regresión mostro que en la medida que el rendimiento del DC es mayor, el balance de P es menor. Cuando N no se incluyó en el tratamiento PS el balance fue aún más negativo con reducciones de hasta -1.75 kg ha^{-1} en el balance de P ($p<0.01$). Lo opuesto fue cierto cuando NS fue incluido en el modelo. Este patrón sugiere una mayor eficiencia en el uso de P cuando la fertilización es balanceada con N (Duncan et al., 2018). Alrededor de 7 tn ha^{-1} de rendimiento DC el balance tendió a neutral o negativo con este aporte de P. El aporte de 30 kg ha^{-1}, se encuentran por encima de los 19 kg ha^{-1} comúnmente fertilizados en el SEB. Adicionalmente los rendimientos medios de las ultimas 3 campañas en el SEB fueron de 4.22 y 1.99 tn ha^{-1} para trigo y soja de segunda respectivamente (MAGyPA, 2025b). Con un rendimiento de doble cultivo de 6.21 tn ha^{-1} y una dosis media de 19 kg ha^{-1} de P (ReTAA, 2022), el balance de P seria de -5.44 kg ha^{-1}. Adicionalmente, se observó una tendencia a la reducción de PBray en el último año de rotación trigo soja de segunda comparado a los dos primeros años (Sainz Rozas, 2019) especialmente en los tratamientos no fertilizados con P que corresponden no solo al doble cultivo sino a toda la rotación (Wyngaard et al., 2012).

Tabla 2. P Bray, rendimiento, remoción, balance de P y ANOVA para labranza convencional (LC), siembra directa (SD), fertilización, con nitrógeno (N), fosforo (P) y azufre (S) y sus combinaciones. Años 3,4, y 9 de experimento de larga duración en INTA, Balcarce, Buenos Aires.

Año	Fuente de variación	P Bray	Rendimiento				Remoción P				Balance P	
			Trigo		Soja		Trigo		Soja		Trigo-Soja	
		ppm	tn ha^{-1}				kg ha^{-1}				kg ha^{-1}	
3	LC	22.77	4.21	a	1.66	a	16.3	a	9.73	a	-8.0	a
	SD	21.17	4.05	a	1.66	a	15.4	a	8.64	b	-6.1	a
4	LC	22.53	2.96	a	1.23	a	11.3	a	7.46	a	-0.7	a
	SD	23.68	3.15	a	1.15	a	11.3	a	6.40	b	0.3	a
9	LC	17.74	4.95	a	0.83	a	19.0	a	5.10	a	-6.1	b
	SD	21.37	4.39	b	0.89	a	16.7	b	5.48	a	-4.2	a
3	Control	18.45	3.61	b	1.93	a	13.9	b	10.31	a	-24.2	b
	NP	20.84	4.60	a	1.53	b	17.7	a	8.53	b	3.7	a
	NS	19.09	4.56	a	1.32	c	17.2	a	6.56	c	-23.8	b
	PS	28.34	3.26	b	1.87	a	12.7	b	11.35	a	5.9	a
	NPS	23.14	4.63	a	1.64	b	17.8	a	9.17	b	3.1	a
4	Control	20.13	2.32	c	1.26	a	9.4	b	6.90	a	-16.3	b
	NP	26.53	3.58	a	1.09	a	12.1	a	7.02	a	10.9	a
	NS	15.13	3.09	b	1.01	b	10.0	b	5.31	b	-15.3	b
	PS	27.91	2.54	c	1.35	a	10.8	b	8.11	a	11.1	a
	NPS	25.82	3.73	a	1.23	a	14.1	a	7.31	a	8.6	a
9	Control	11.52	3.63	c	0.78	b	13.9	c	4.90	b	-18.8	c
	NP	21.53	5.66	a	0.88	b	21.5	a	6.11	a	2.4	b
	NS	11.06	4.44	b	0.73	b	16.4	b	3.99	b	-20.4	c
	PS	27.17	4.03	c	1.11	a	16.0	b	6.59	a	7.4	a
	NPS	26.98	5.59	a	0.81	b	21.7	a	4.86	b	3.5	b

		ANOVA				
		Trigo	Soja 2	Trigo	Soja 2	Trigo-Soja 2
3	Labranza (L)	0.5143	0.9924	0.3677	0.0144	0.0983
	Fertilizacion (F)	0.0034	0.0001	0.0058	<0.0001	<0.0001
	LxF	0.555	0.0585	0.6707	0.0397	0.2289
4	Labranza (L)	0.1143	0.2874	0.9616	0.03	0.1546
	Fertilizacion (F)	<0.0001	0.0483	0.0008	0.0162	<0.0001
	LxF	0.0719	0.5765	0.015	0.4423	0.1115
9	Labranza (L)	0.0002	0.3164	0.0003	0.2255	0.0029
	Fertilizacion (F)	<0.0001	0.0093	<0.0001	0.0002	<0.0001
	LxF	0.6029	0.2405	0.3937	0.3228	0.1497

Letras diferentes dentro de cada columna y año indican diferencias significativas al 5%.

Tabla 3. Modelo de regresión lineal para balance de fosforo vs rendimiento doble cultivo trigo soja de segunda.

Variable dependiente	Parámetro	Valor del parámetro	Valor p	R^2
Balance de P	Intercepto (kg ha^{-1} balance P)	28.82	<0.0001*	0.91
	Pendiente (kg ha^{-1} balance P por tn rendimiento)	-4.09	<0.0001	
	PS	-1.75	0.0015	
	NS	2.15	<0.0001	

**Valores de p por debajo de 0.05 son estadísticamente significativos*

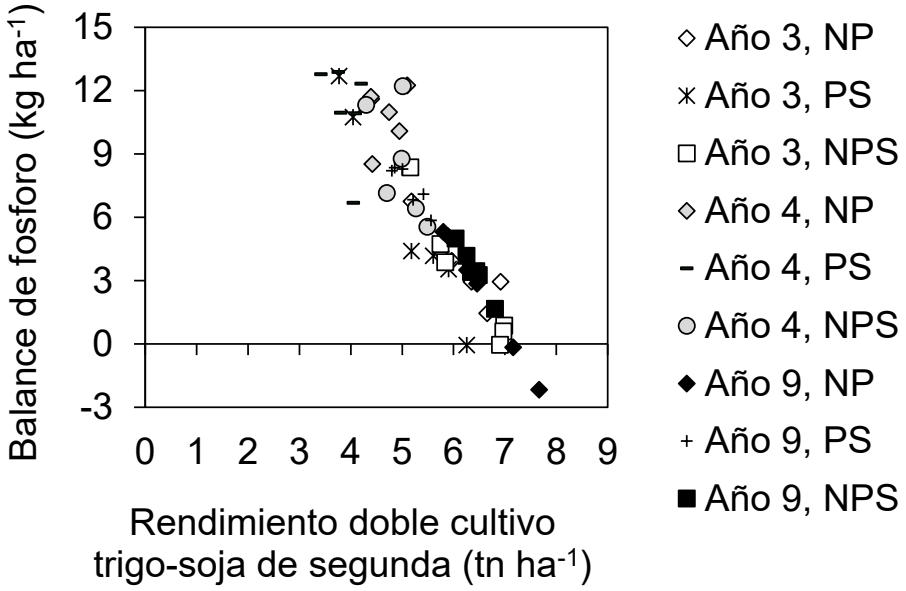


Figura 1. Balance de P vs rendimiento del doble cultivo trigo-soja de segunda para 3 combinaciones de fertilización de nitrógeno (N, 120 kg ha^{-1}), fosforo (P, 30 kg ha^{-1}) y azufre (S, 15 kg ha^{-1}) durante 3 años. Experimento de larga duración en INTA, Balcarce, Bs. As.

CONCLUSIONES

El balance de P disminuyo en la medida que el rendimiento del DC aumento. Alrededor de las 7 tn ha^{-1} de rendimiento de DC, el balance de P fue neutral a negativo, siendo la remoción igual o mayor al aporte de 30 kg ha^{-1} de P por fertilización. La inclusión de N incrementó rendimiento y extracción de P, modificando el balance de P. El tipo de labranza, no mostro efectos consistentes en rendimiento, remoción y balance de P. Si bien nuestro estudio, refleja valores medios de rindes de trigo y soja para tres años, los rindes de soja de segunda han sido más altos durante las últimas 3 campañas en el SEB. Nuestro trabajo muestra que la fertilización fosforada actual del SEB no es suficiente para sostener balances neutrales en sistemas trigo–soja intensificados, aun utilizando dosis superiores a la media regional. Trabajos subsecuentes deberían estudiar el efecto combinado del rendimiento y la fertilización fosforada en las reservas de fosforo de suelos para el doble cultivo cereal de invierno-soja de segunda.

BIBLIOGRAFÍA

AAPRESID. (2025). Siembra Directa: Sostener un logro que no podemos perder frente a las malezas. httpslaspresid.org.ar/blog/siembra-directa-sostener-logro-perder-frente-malezas.

Barbieri, P. A., Sainz Rozas, H. R., Covacevich, F. and Echeverría, H. E. (2014). Phosphorus placement effects on phosphorous recovery efficiency and grain yield of wheat under No-tillage in the humid pampas of Argentina. International Journal of Agronomy 2014. doi: 10.1155/2014/507105.

Bray, R. H., and Kurtz, L. T. (1945). Determination of total organic, and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59: 39–45.

Crespo, C., Wyngaard, N., Sainz Rozas, H., Studdert, G. and Barraco, M. (2021). Effect of the intensification of cropping sequences on soil organic carbon and its stratification ratio in contrasting environments. Catena (Amst). 200(September 2020). doi: 10.1016/j.catena.2021.105145.

Duncan, E. G., O'Sullivan, C.A., Roper, J.S., Biggs, M. and Peoples, M. B. (2018). Influence of co-application of nitrogen with phosphorus, potassium and sulphur on the apparent efficiency of nitrogen fertiliser use, grain yield and protein content of wheat: Review. Field Crops Res. 226: 56–65. doi: 10.1016/j.fcr.2018.07.010.

MAGyPA. 2025a. Ministerio Agricultura, Ganaderia y Pesca Argentina. Estimaciones Agricolas.

MAGyPA. 2025b. Estimaciones Agricolas. https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=Estimaciones.

Martínez, J. P. Crespo, C., Cuervo, M., Echeverría, H. and Martínez, F. (2022). Sustainable intensification of agriculture improves soil nitrogen in the Argentinean Humid Pampas. Agron. J. 114(4): 2200–2212. doi: 10.1002/agj2.21063.

Navure Team. (2023). A data-science-statistic oriented application for making evidence-based decision.

ReTAA. (2022). Informes y Datos. Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada. https://www.bolsadecereales.com/tecnologia-informes (accessed 28/12/2025).

Sainz Rozas, H. (2019). Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. Simposio Fertilizar. Conocer mas. Crecer mejor. Fertilizar Asociacion Civil.

Walinga, L., Van der Lee, J. J., Houba, V. J. G., Van Vark, W., and Novozamsky, I. (1995). Digestion in tubes with H2SO4–salicylic acid–H2O2 and selenium and determination of Ca, K, Mg, N, Na, P and Zn. In: Walinga, L., van der Lee, J.J., Houba, V.J.G., van Vark, W., and Novozamsky, I., editors, Plant Analysis Manual. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. p. 258.

Wyngaard, N., H. E. Echeverría, H. R. S. Rozas, and G. A. Divito. (2012). Fertilization and tillage effects on soil properties and maize yield in a Southern Pampas Argiudoll. Soil Tillage Res. 119: 22–30. doi: 10.1016/j.still.2011.12.002.

IMPACTO PRODUCTIVO DEL USO DE FERTILIZANTES ORGÁNICOS EN ZANAHORIA Y REMOLACHA AL NOROESTE DE CHUBUT

Guzmán, Y.[1*], Schinelli, T.[1], Triviño, E.[1], Carpani, C.[2], Azquenasi, J.[2], Ceballos, D.[1]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEAf Esquel, Chubut- Argentina, [2]Ministerio de Producción, Chubut- Argentina. * guzman.yanina@inta.gob.ar.

RESUMEN: La horticultura en el noroeste de la provincia de Chubut ha incrementado su superficie cultivada, generando la necesidad de estrategias de fertilización más sostenibles que mitiguen el impacto sobre el sistema suelo–agua–planta. En este contexto, los bioinsumos elaborados a partir de subproductos regionales, como la lana ovina sin calidad textil, representan una alternativa alineada con los principios de la economía circular. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de un fertilizante orgánico pelletizado a base de lana sobre el rendimiento y calidad de zanahoria (*Daucus carota* L) y remolacha (*Beta vulgaris* L), en comparación con un fertilizante orgánico comercial y un testigo sin fertilización. Se utilizó un diseño completamente al azar con tres tratamientos y tres repeticiones: Testigo, sin fertilización, fertilizante orgánico comercial (Bio-Bloemen®) y un fertilizante orgánico a base de lana (Fuhrmann S.A.). Se aplicaron 15 kg ha^{-1} de nitrógeno al comienzo del ciclo de ambos cultivos y se evaluaron rendimiento y dimensiones de la raíz. En el cultivo de remolacha la fertilización a base de lana alcanzó el mayor rendimiento (4,7 kg m^{-2}) y diámetro de raíz (60 mm). En el cultivo de zanahoria, la fertilización aumentó el rendimiento alcanzando valores de 6 kg m^{-2}, independientemente del tipo de fertilizante aplicado. Los resultados evidencian el potencial del fertilizante orgánico a base de lana como alternativa sostenible a la fertilización sintética en sistemas hortícolas patagónicos. No obstante, se requieren estudios a largo plazo para evaluar su impacto sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

PALABRAS CLAVE: pellet de lana, rendimiento, hortaliza.

INTRODUCCIÓN

La región noroeste de la provincia de Chubut cuenta con áreas productivas de alto potencial, entre las que se destaca el Valle 16 de Octubre, donde la horticultura ha incrementado su superficie cultivada (Ministerio de Producción del Chubut, 2019). Este crecimiento impone el desafío de cambiar hacia manejos más eficientes que mitiguen el impacto sobre el sistema suelo–agua–planta. La intensificación productiva y la consecuente extracción de nutrientes generan deficiencias en el suelo que comprometen los rendimientos si no son compensadas mediante aportes externos (Peralta-Antonio *et al*., 2019). Si bien la fertilización de síntesis química ha sido la herramienta tradicional para restablecer el equilibrio nutricional, su aplicación indiscriminada es hoy cuestionada por sus efectos ambientales adversos (Bai y Jones, 2019; Cuadras *et al*., 2021). En este contexto, el uso de enmiendas orgánicas y biofertilizantes emerge como una alternativa necesaria para sustituir o complementar los insumos químicos (Moreno Reséndez *et al*., 2018; Iparraguirre *et al.,* 2025).

En Argentina, el interés por los bioinsumos responde a la urgencia de desarrollar sistemas agrícolas sostenibles basados en recursos locales (Starobinsky *et al.,* 2021) como el uso de subproductos de origen animal, entre ellos la lana ovina. El 36 % de la producción nacional de lana, correspondiente a fracciones medianas y gruesas (>25 µm), carece de un mercado definido (FLA, 2024), lo que motiva su valorización como materia prima para fertilizantes orgánicos. A pesar de existir antecedentes internacionales sobre su eficacia en cultivos hortícolas como tomate, brócoli (Ordiales *et al*., 2016); espinaca (Bradshaw y Hagen, 2022) y

lechuga (Correa *et al*., 2025), existe una falta de conocimiento sobre sus efectos en otros cultivos hortícolas y bajo las condiciones específicas de la Patagonia Andina. Por ello, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto en el rendimiento de dos fertilizantes orgánicos sobre los cultivos de zanahoria (*Daucus carota* L.) y remolacha (*Beta vulgaris* L.) generando información técnica local que, a futuro, promueva prácticas de fertilización alineadas con los principios de la economía circular y fortalezca la resiliencia de los sistemas hortícolas regionales.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó durante la temporada 2024-2025 en el Vivero Parque Industrial, en Trevelin, al noroeste de la provincia de Chubut (43°6′ S, 71°27′ O) a 385 m s.n.m.

Se utilizaron semillas de zanahoria (*Daucus carota* L.) tipo Chantenay y de remolacha (Beta vulgaris L.), variedad Detroit. La siembra de ambas especies se realizó manualmente en doble línea a fines de octubre en una superficie de 6 m^2 por especie, en un suelo de textura franco-arenosa.

Previo a la siembra, se aplicaron 3 tratamiento: (T0) sin fertilización, (T1) fertilización con un producto orgánico pelletizado (Bio-Bloemen®) a razón de 15 kg ha^{-1} de N equivalente a 300 gr m^{-2} de producto y (T2) fertilización con un producto orgánico pelletizado a base de lana a (Fuhrmann S.A.) razón de 15 kg ha^{-1} de N equivalente a 428,5 gr m^{-2} de producto. Ambos fertilizantes se incorporaron a 10 cm de profundidad.

Bio-Bloemen® es un fertilizante orgánico sólido que contiene 5% p/p (N); 2% p/p (P) y 4% p/p (K); y 38% de materia orgánica, además 6 % de calcio, 2 % de magnesio, 3 % de azufre y elementos menores. El fertilizante en base a lana estaba compuesto por 3,2 % N, 0,011 % P y 0,156 K y una relación C: N de 13,1.

La densidad de siembra fue de 80 pl m^{-2} en zanahoria y 40 pl m^{-2} en remolacha.

La cosecha se realizó cuando la raíz se visualizó en la superficie del suelo, a los 85 y 95 días de crecimiento en remolacha y zanahoria respectivamente.

En la cosecha todas las raíces fueron pesadas y se estimó el rendimiento (kg m^{-2}). Por otro lado, se midieron en ambos cultivos variables de calidad como el diámetro ecuatorial de la raíz (mm) de 15 plantas con calibre digital, y la longitud de la raíz (cm) de la zanahoria.

Se utilizó un diseño completamente al azar con tres tratamientos y tres repeticiones de 2 m^2 cada una (4 m * 0,5 m) con 1 m de distancia entre repeticiones. Se realizó un ANOVA prueba de Fisher, considerando un error del 5%. Para el procesamiento de datos se utilizó Infostat.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el cultivo de zanahoria la aplicación de fertilizantes orgánicos aumenta los rendimientos con respecto a un cultivo sin fertilizar (Tabla 1), alcanzando valores mayores a 5 kg m^{-2}, encontrándose dentro del umbral productivo reportado para la especie (Virick, *et al.,* 2022).

En el cultivo de remolacha, el T2 obtuvo rendimientos de 4,7 kg m^{-2}, superando al tratamiento testigo (T0) en un 51%. Por otro lado, las remolachas que recibieron fertilizante orgánico comercial (T1) no se diferenciaron estadísticamente del testigo (T0), aunque lo superaron en 0,8 kg m^{-2} (Tabla 1). Los rendimientos obtenidos con la fertilización orgánica son mayores a los que se esperan para el mismo cultivo en producción convencional, donde los valores que se obtienen son entre 2,5 a 3,0 kg m^{-2} (Del Pino,y Fernández Acevedo, 2025).

Tabla 1. Evaluación productiva de los cultivos de zanahoria y remolacha con diferentes tratamientos de fertilización.

Cultivos	Variables	Tratamientos de fertilización		
		Testigo (T0)	Orgánico comercial (T1)	Orgánico a base de lana (T2)
Zanahoria	Diámetro de la raíz (mm)	22,5 ± 0,9 a	24,8 ± 0,9 a	29,0 + 0,9 b
	Longitud de la raíz (cm)	12,4 ± 0,5 a	12,6 ± 0,5 a	13,7± 0,5 a
	Rendimiento (kg m^{-2})	4,2 ± 0,4 a	6,3 ± 0,3 b	6,4 ± 0,3 b
Remolacha	Diámetro de la raíz (mm)	51,9 ± 1,7 a	55,7 ± 1,7 ba	60,2 ± 1,7 b
	Rendimiento (kg m^{-2})	3,1 ±0,3 a	3,9 ± 0,4 a	4,7 ± 0,3 b

Letras diferentes (a, b y c). entre una misma fila indican diferencias (*p<0,05*).

Estos resultados son consistentes con los rendimientos observados en otros cultivos hortícolas que han sido fertilizados con productos a base de lana. En cultivo de tomate industrial (*Solanum lycopersicum* cvr. Heinz-9661), la aplicación de 3 tn ha^{-1} de fertilizante a base de lana (pellets de lana de 8 mm (8% N), alcanzó rendimientos de 10 kg m^{-2} superando al testigo sin fertilizar con 5,46 kg m^{-2}, mientras que en el caso del cultivo de brócoli (*Brassica oleracea var. Itálica* cvr. Parthenon), aplicando 2 tn ha^{-1}, se obtuvieron rendimientos de 1,09 kg m^{-2} superando al testigo sin fertilizar donde fue de 0,39 kg m^{-2} (Ordiales *et al.,*2016). En cultivo de espinaca (*Spinacia oleracea*, cvr. 'Kolibri') y tomate (*Solanum lycopersicum*, cvr. 'Skyway') los rendimientos se duplicaron por la aplicación de 320 kg N ha^{-1}(Bradshaw y Hagen, 2022).

Con respecto a variables de calidad, en remolacha, el diámetro de la raíz de T2 fue mayor (p<*0,05*) a T0. Si bien todos los tratamientos alcanzaron el tamaño óptimo de comercialización entre 40-60 mm (Del Pino y Fernández Acevedo, 2025), en T2 se obtuvo el máximo valor de 60 mm.

Con respecto al cultivo de zanahoria, el diámetro de la raíz de T2 fue mayor (p<0,05) a todos los tratamientos evaluados alcanzando un valor de 29 mm, mientras que la longitud no se vio afectada por los tratamientos, alcanzando valores de 12-14 cm. En todos los casos las características del tipo de zanahoria Chantenay no resultó alterada al presentar raíces cortas (< 14 cm) y de diámetro o grosor mediano (20-39 mm) (Morales, 2025). Estos resultados coinciden en parte a lo obtenido por Ordiales *et al., (*2016), quienes mencionan que los parámetros de calidad analizados en el producto final de frutos de tomate y brócoli no se vieron afectados por los tratamientos de fertilización con lana evaluados.

CONCLUSIÓN

Bajo las condiciones ambientales evaluadas, la aplicación del fertilizante en base a lana aumentó los rendimientos y diámetro de raíz de los cultivos de remolacha y zanahoria. Estos resultados evidencian el potencial de este tipo de fertilizantes para producir de una forma sostenible y respetuosa con el ambiente, por lo que se podría considerar como una fuente alternativa al uso de fertilizantes sintéticos. No obstante, se requiere continuar investigando sobre la influencia de los fertilizantes orgánicos en base a lana en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, para conocer sus efectos a largo plazo, así como también evaluar el aporte de otros elementos minerales.

COLABORADORES:

Miserendino, Eduardo; Silva, Lujan; Galia, Máximo; Duran, Horacio.

BIBLIOGRAFÍA

Bai, M. I. y Jones, M. I. (2019). Producción de hortalizas en el valle inferior del rio Chubut. Horticultura Argentina, 38 (97), 48-61.

Bradshaw, T. y Hagen, K. (2022). Wool pellets are a viable alternative to commercial fertilizer for organic vegetable production. Agronomy, 12(5): 1210.

Correa, L. M., Aguilera, G. C. y Ceruti, M. G. (2025). Effect of wool pellets on soil fertility and lettuce growth in three soil types. Journal of Aridland Agriculture, 11, 1-10.
Cuadras, A., Peinado, V., Peinado, H., López, J. y Herrera, J. 2021. Agricultura intensiva y calidad de suelos: retos para el desarrollo sustentable en Sinaloa. Revista mexicana de ciencias agrícolas, 12(8), 1401-1414. Disponible en https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-09342021000801401&script=sci_arttext.
Del Pino, M. y Fernández Acevedo, V (2025). Cultivo de Remolacha. En B. Lupin, et al. (Eds.), Manual de Producción Integrada de las Principales Especies Hortícolas de Argentina (1098-1105).
Federación lanera Argentina (FLA, 2024). Recuperado de https://www.flasite.com/index.php/es/institucional/fla.
Iparraguirre, J., Masciarelli, O., Lopez, V., Mulko, J., Piatti, D. y Llanes, A. (2025). Optimization of the production of organic cherry tomatoes through an innovative bioinoculation technology. RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias, 51(1), 27-37.
Ministerio de Producción del Chubut (2019). Informe Situación Cadena Hortícola y Frutícola Provincial. Disponible en: https://alimentosargentinos.magyp.gob.ar/bpa/Experiencias_en_Provincias/Diagnotico_General_CHUBUT_BPA_FRUTIHORTICOLAS.pdf
Morales A., (2025). Cultivo de zanahoria. En B. Lupin, et al. (Eds.), Manual de Producción Integrada de las Principales Especies Hortícolas de Argentina (1108; 1130).
Moreno Reséndez, A., Carda Mendoza, V., Reyes Carrillo, J. L., Vásquez Arroyo, J. y Cano Ríos, P. (2018). Rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal: una alternativa de biofertilización para la agricultura sustentable. Revista Colombiana de Biotecnología, 20(1), 68-83.)
Ordiales, E., Gutiérrez, J. I., Zajara, L., Gil, J. y Lanzke, M. (2016). Assessment of utilization of sheep wool pellets as organic fertilizer and soil amendment in processing tomato and broccoli. Modern Agricultural Science and Technology, 2(2), 20-35.
Peralta-Antonio, N., Bernardo de Freitas, G., Watthier, M.y Silva Santos, R. H. (2019). Compost, bokashi y microorganismos eficientes: sus beneficios en cultivos sucesivos de brócolis. Idesia (Arica), 37(2), 59–66.
Starobinsky, G., Monzón, J., Di Marzo Broggi, E. y Braude, E. (2021). Bioinsumos para la agricultura que demandan esfuerzos de investigación y desarrollo. Serie de Documentos para el Cambio Estructural, 17, 35-46.

OPTIMIZANDO LA NUTRICIÓN NITROGENADA EN ANGIRU INTA CL

Herber, L.[1*], Colazo, J.[2]

[1] Grupo Cultivos extensivos, EEA INTA Corrientes; [2] Grupo de Mejoramiento Genético de arroz, EEA INTA Concepción del Uruguay; * herber.luciana@inta.gob.ar

RESUMEN: El arroz es un pilar económico clave en Argentina, y el manejo eficiente del nitrógeno es vital para maximizar su rendimiento y rentabilidad. El presente estudio evaluó la dosis óptima de N en el cultivar de arroz Angiru INTA CL, así como la eficiencia en su uso (EUN) y el impacto en la calidad industrial. Los ensayos se llevaron a cabo durante tres campañas, en tres localidades del NEA (El Sombrero y Mercedes en Corrientes, y Las Palmas en Chaco), representando diversas condiciones edáficas y climáticas. Se estudiaron 7 dosis de urea comprendidas entre 0 y 400 kg.ha^{-1}, aplicadas en una única dosis al inicio del riego. El rendimiento de grano se ajustó a una función cuadrática la cual indica que la dosis que maximiza el rendimiento promedio se ubica entre 248,6 kg.ha^{-1}. Para este rango óptimo, la EUN fue de 17 kg grano.kg N^{-1} aplicado. En el análisis de la calidad industrial, las dosis de urea no tuvieron un impacto significativo sobre los parámetros clave. La calidad, en cambio, fue fuertemente modulada por la interacción campaña-localidad, siendo el ambiente el factor primario.

PALABRAS CLAVE: Dosis óptima, EUN, calidad industrial.

INTRODUCCIÓN

El arroz es un pilar fundamental de la seguridad alimentaria global y un motor económico clave para la agricultura argentina; con la región litoral concentrando la mayor superficie de producción (Bolsa de Cereales de Entre Ríos, 2025). El Nitrógeno (N) es universalmente reconocido como el principal nutriente limitante del rendimiento en el cultivo de arroz. Su disponibilidad influye directamente en componentes esenciales como el macollaje, el número de espiguillas por panoja, el porcentaje de espiguillas llenas y el contenido de proteína del grano (Dobermann y Fairhurst, 2000; Fageria y Baligar, 2005). Sin embargo, la dinámica compleja de pérdidas y transformaciones del N en sistemas bajo inundación hace que la eficiencia en su uso (EUN) sea una variable clave, buscando maximizar la respuesta del cultivo a cada unidad de fertilizante aplicado. Por ello, la correcta determinación de las dosis de N a aplicar es el factor agronómico que más impacto tiene sobre el incremento de la productividad y la rentabilidad. El presente trabajo tiene como objetivo principal evaluar la dosis óptima de Nitrógeno, la eficiencia en el uso de Nitrógeno y la calidad industrial del cultivar Angiru INTA CL a dosis crecientes de urea, buscando la estrategia de fertilización que maximice el rendimiento y la rentabilidad en las condiciones agroecológicas del Litoral argentino.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se llevaron adelante durante tres campañas agrícolas en el nordeste argentino (NEA), en sitios que representan condiciones edáficas y ambientales relevantes para el cultivo. Durante las campañas 2021/22 y 2022/23, los experimentos se realizaron en el campo experimental de la EEA INTA Corrientes (El Sombrero; 27º 40´19" S - 58º 48´16" W). Los suelos en este sitio corresponden a la serie Treviño (Argiudoles ácuicos), caracterizados por una capacidad de uso IIIe y un drenaje moderadamente bueno. En la campaña 2024/25, los ensayos se trasladaron a dos nuevas localidades: la Estancia El Rocío (Mercedes, Corrientes; 29º 09´30" S - 57º 53´ 57" W), con suelos de la serie Puesto Colonia (Argiudoles Típicos) que presentan limitantes por encharcamiento y susceptibilidad a la erosión hídrica (Escobar et al.,

1996); y Las Palmas (Chaco) (27º 06´41" S - 58º 45´ 05" W), donde los suelos pertenecen a la serie Nº 5081 (asociación de Udifluventes Molicos y Natracuoles Típicos), susceptibles a la inundación y erosión hídrica (solo se utilizaron datos de calidad de esta localidad). Se utilizó un Diseño de Bloques Completos Aleatorizados (DBCA) con cuatro repeticiones por tratamiento en todas las localidades. La variedad estudiada fue Angiru INTA CL (origen GTMGA Concepción del Uruguay), un material de tipo largo fino y ciclo intermedio. Posee resistencia a imidazolinonas (tecnología Clearfield) y es reconocida por su estabilidad agronómica en Entre Ríos y Corrientes, con un potencial de rendimiento superior a GURI INTA CL. Agronómicamente, presenta un porte de planta más erecto, similar vigor germinativo y capacidad de macollaje que GURI. Muestra un índice de cosecha (IC) de 0,5 y un peso de mil granos de 26 gr. A nivel industrial, presenta excelentes valores de rendimiento industrial (70,8 +/- 0,1), con altos valores de entero (63,4 +/- 0,8), alto contenido de amilosa y un tiempo de cocción recomendado de 14,5 minutos. Todos los ensayos se sembraron dentro de la fecha óptima regional, entre los meses de septiembre y octubre de cada campaña. Los tratamientos consistieron en la evaluación de siete niveles de urea: 0, 80, 160, 240, 300, 350 y 400 $kg.ha^{-1}$. La aplicación de fertilizante se realizó al voleo sobre suelo seco, aplicando el 100% de la dosis al inicio del riego (IR). El manejo hídrico se mantuvo de forma continua desde la inundación hasta 15 días posteriores a la floración, y se realizaron los controles pertinentes de malezas, plagas y enfermedades según las necesidades específicas de cada ciclo. La cosecha de las parcelas se realizó de forma manual una vez alcanzada la madurez fisiológica del cultivo, y el rendimiento de grano se corrigió al 13% de humedad. La Eficiencia Agronómica (EA) fue calculada para cada nivel de dosis de N utilizando la siguiente fórmula: $EA = (R - R_0)/F$. Donde EA se expresa en kg de grano producido por cada kg de N aplicado; R es el rendimiento de grano del tratamiento con fertilizante ($kg.ha^{-1}$); R_0 es el rendimiento de grano del testigo sin fertilizante ($kg.ha^{-1}$); y F es la cantidad de Nitrógeno fertilizante aplicado ($kg.ha^{-1}$). Para evaluar el efecto de la campaña, la dosis de urea y su interacción sobre el rendimiento, se ajustó un modelo lineal mixto utilizando el procedimiento lmer del paquete lme4 en R. Se consideraron como efectos fijos los factores campaña, urea.kg.ha y su interacción, mientras que el efecto aleatorio correspondió a repetición anidado dentro de campaña, para modelar la variabilidad intra-campaña. La significancia de los términos fijos se evaluó mediante un análisis de varianza tipo III con corrección de Satterthwaite para los grados de libertad. A partir del modelo ajustado se estimaron medias marginales ("least-squares means") y sus errores estándar, y se realizó una comparación múltiple mediante el método DGC ($\alpha = 0.05$) para identificar diferencias estadísticas entre campañas y niveles de fertilización nitrogenada.

706

RESULTADOS

La *Figura 1* ilustra la respuesta del rendimiento de grano ($kg.ha^{-1}$) del cultivar Angiru INTA CL a las dosis crecientes de urea ($kg.ha^{-1}$) a lo largo de las tres campañas evaluadas (2021/22, 2022/23 y 2024/25 Mercedes). La misma se ajustó a una función cuadrática, presentando un R^2 de 0,2195. Este modelo indica que el rendimiento aumenta inicialmente con la dosis de urea y luego tiende a decrecer ligeramente en dosis muy altas. A su vez el análisis reveló una fuerte influencia de los factores ambientales sobre el rendimiento final, evidenciada por la amplia dispersión vertical de los datos observada en una misma dosis de urea. La curva resultante señala que la dosis óptima de fertilizante para maximizar el rendimiento se ubica en 248,6 $kg.ha^{-1}$ de urea (11.194 $kg.ha^{-1}$).

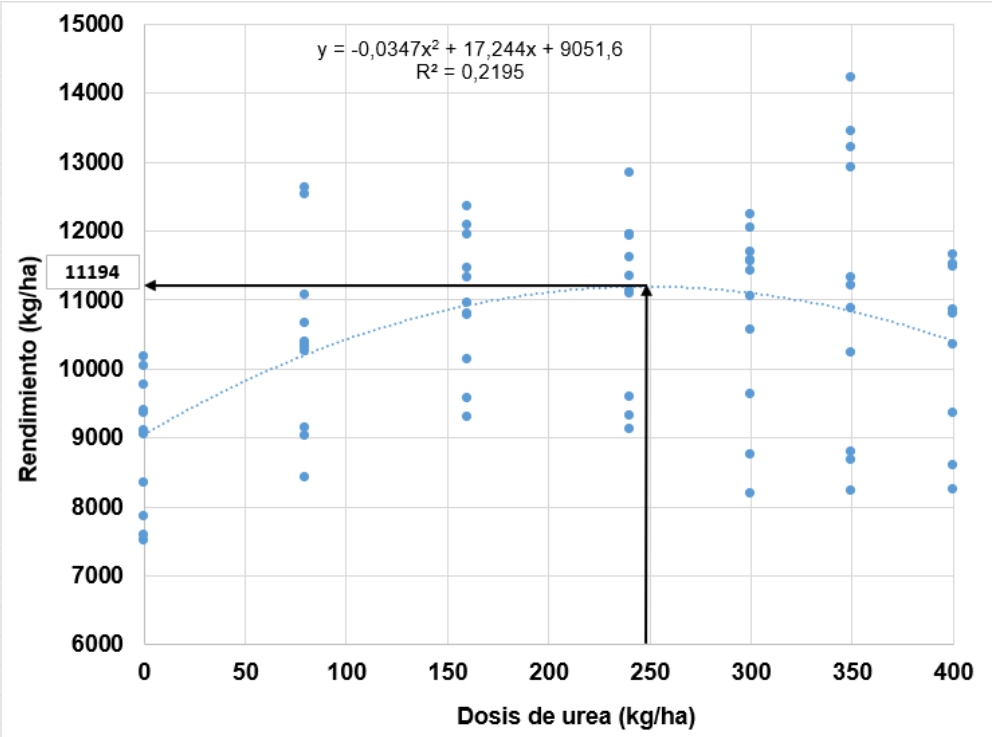


Figura 1. Respuesta óptima de urea en Angiru INTA CL

El análisis de la varianza mostró diferencias significativas tanto para la campaña estudiada ($p < 0,0001$) como para la dosis de urea ($p < 0,0001$), existiendo además una interacción significativa entre Campaña*Dosis ($p = 0,0001$). Al evaluar el efecto específico de la campaña sobre el rendimiento promedio, se determinó que la campaña 2024/25 obtuvo el mayor rendimiento con 11.683 kg.ha^{-1} (A), seguida por la campaña 2021/22 con 10.721 kg.ha^{-1} (B) y, finalmente, la campaña 2022/23 con el menor rendimiento, 8.850 kg.ha^{-1} (C). En cuanto al efecto de las dosis de urea, los rendimientos más altos se agruparon con las dosis de 350, 240 y 160 kg.ha^{-1}, alcanzando 10.971, 10.933 y 10.864 kg.ha^{-1} respectivamente, sin diferencias significativas entre ellas (A). Un segundo grupo con rendimientos intermedios incluyó las dosis de 300, 400 y 80 kg.ha^{-1}, con rendimientos de 10.630, 10.387 y 10.300 kg.ha^{-1} respectivamente (B), mientras que la dosis testigo de 0 kg.ha-1 presentó el rendimiento más bajo con 8.840 kg.ha^{-1}, diferenciándose significativamente del resto de los tratamientos (C).

La *Figura 2* ilustra la tendencia decreciente de la EUN a medida que se incrementa la dosis de urea. Este comportamiento, es un principio agronómico conocido y se debe a que el N excedente a la dosis de saturación nutricional se pierde o se acumula sin generar beneficio económico. La EUN fue máxima en las dosis bajas e intermedias. Para la dosis óptima (248.6 kg.ha^{-1} de urea equivalente a 114 kg N ha^{-1}), la EUN se ubicó alrededor de 17 kg grano.kg N^{-1} aplicado.

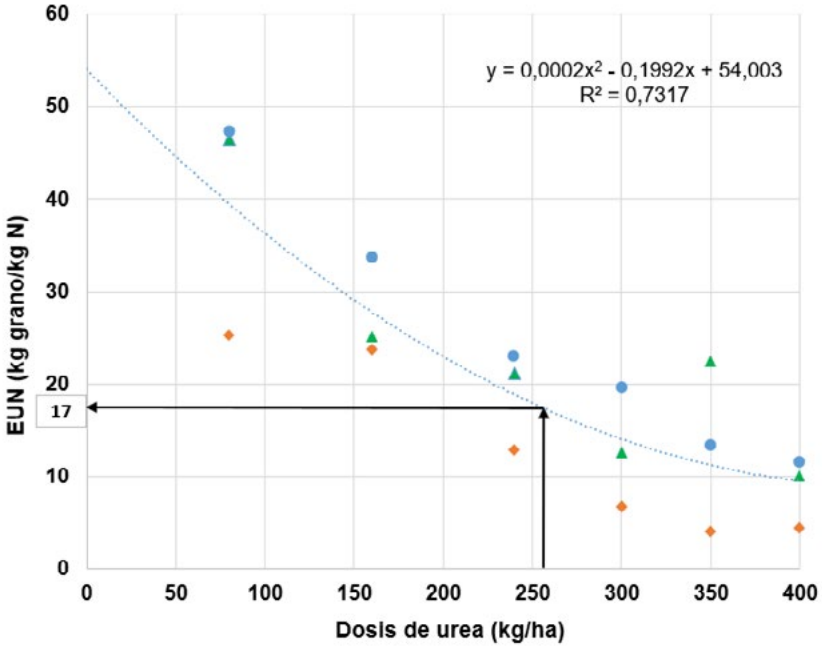


Figura 2. Eficiencia en el Uso de Nitrógeno Angiru INTA CL
(▲ Campaña 2024/25 Mercedes ● Campaña 2021/22 ◆ Campaña 2022/23)

En el análisis de la calidad industrial, se determinó que, a diferencia del rendimiento, las dosis de urea estudiadas no ejercieron un impacto significativo ($p > 0,05$) sobre ninguna de las variables clave: rendimiento industrial (RI, promedio general 70%), grano entero (E, promedio 62%), panza blanca (PB, promedio 1,04%) ni yesoso (promedio 0,05%). Por el contrario, la calidad industrial fue fuertemente modulada por las condiciones climáticas de la campaña y la localidad de ensayo (*Tabla 1*).

Tabla 1. Análisis comparativo de la calidad industrial del arroz en diferentes campañas/localidades

Campaña-Localidad	RI (%)		E (%)		PB (%)		Yesoso (%)	
22/23 EEA	68,4	C	57,4	C	1,47	B	s/d	
24/25 Las Palmas	69,8	B	**64,4**	**A**	1,23	B	0,09	B
24/25 Mercedes	**70,5**	**A**	60,0	B	**0,43**	**A**	**0,02**	**A**
p valor	<0,0001		<0,0001		<0,0001		<0,0001	

Las diferencias observadas en los parámetros de calidad entre las distintas campañas-localidad resultaron ser altamente significativas ($p < 0,0001$). La campaña 24/25 en Mercedes concentró los mejores resultados de calidad: no solo mostró el valor más alto de RI (70,5%), sino que también registró los valores más bajos y significativamente mejores para los defectos de calidad, con solo 0,43% de PB y 0,02% de Grano Yesoso. Por su parte, la condición 24/25 en Las Palmas destacó por obtener el porcentaje de Grano Entero (E) más alto (64,4%), mientras que la campaña 22/23 EEA se ubicó con valores intermedios. Es importante señalar que todos los resultados de calidad industrial obtenidos se encuentran dentro de los rangos establecidos por la normativa nacional (Resolución SAGPYA 1075/94 Norma II), la cual establece bases mínimas de RI de 68%, E de 56%, y tolerancias máximas de PB de 1-5% y Yesoso de 0,25-1% para arroz largo fino.

DISCUSIÓN

El análisis conjunto de tres campañas demostró que la expresión del potencial productivo del cultivar Angiru INTA CL no solo se ajusta a una respuesta cuadrática a la fertilización nitrogenada, sino que se encuentra significativamente modulada por la variabilidad climática interanual, manifestada en la dispersión de datos y la fuerte interacción Campaña*Dosis (p = 0,0001). Esta variabilidad se explica por el contraste en las condiciones climáticas: mientras que las campañas 2021/22 y 2022/23 transcurrieron bajo la influencia de un persistente y severo episodio de La Niña (asociado a sequía y altas temperaturas en el NEA), la campaña 2024/25 se benefició de condiciones Neutrales/El Niño más favorables con buena radiación y menor estrés térmico, lo que resulta en un rendimiento promedio máximo de 11.683 $kg.ha^{-1}$ en este último ciclo, frente al mínimo de 8.850 $kg.ha^{-1}$ registrado en la 2022/23 (tercer año consecutivo Niña, sequia extrema con fuerte déficit hídrico asociado a problemas de riego en el campo experimental). La dosis óptima de urea se ubicó en 248,6 $kg.ha^{-1}$, con una Eficiencia en el Uso de Nitrógeno (EUN) de 17 kg grano kg^{-1} N en ese punto, comparable al reportado para otros cultivares de alto rendimiento a nivel regional e internacional. Por ejemplo, Quintero *et al.,* 2014 registraron una EUN de 18-26 kg grano. Kg N^{-1} para la dosis de 70 kg $N.ha^{-1}$ aplicados en pre riego en la provincia de ER, con una tendencia a disminuir la eficiencia en dosis superiores. De manera similar, trabajos realizados en Asia reportan una EUN típica entre 10-15 kg grano. kg N^{-1}, que puede extenderse al rango de 20 a 25 en condiciones ideales (Dobermann y Fairhurst, 2000). Respecto a la calidad industrial, si bien la dosis de N no mostró un efecto significativo, se observó una fuerte modulación climática, lo que valida el principio agronómico de que la formación del grano (defectos como panza blanca y yesoso) es altamente sensible a las condiciones térmicas y de humedad durante el llenado de grano (Dobermann y Fairhurst, 2000). Los mejores parámetros de calidad (menor porcentaje de defectos) se concentraron en las localidades con condiciones micro climáticas más estables, como Mercedes en 24/25, demostrando que, bajo riego, la climatología del periodo crítico tiene una influencia superior a la nutrición N en la calidad final, siempre y cuando se cumplan los requerimientos óptimos de fertilización.

CONCLUSIÓN

El estudio concluye que el Nitrógeno es el factor de manejo fundamental para maximizar el potencial productivo del cultivar Angiru INTA CL. Se determinó que la dosis óptima de fertilización que maximiza el rendimiento promedio se encuentra 248,6 $kg.ha^{-1}$ de urea, validando la alta demanda de N este genotipo en la región (EUN 17 kg grano. Kg N^{-1}). La calidad industrial del grano se mostró fuertemente dependiente del factor ambiental.

BIBLIOGRAFÍA

Bolsa de Cereales de Entre Ríos. (2025). Relevamiento arrocero nacional – Informe producción ciclo 2024/25. Disponible en: https://bolsacer.org.ar/site/siber/relevamiento-arrocero-nacional-informe-produccion-ciclo-2024-25/

Dobermann, A. y Fairhurst, T. (2000). Rice: Nutrient Disorders & Nutrient Management. Handbook Series, International Rice Research Institute (IRRI), Potash & Phosphate Institute (PPI), and Potash & Phosphate Institute of Canada (PPIC). 191 p.

Fageria, N. K. y Baligar, V. C. (2005). Nutrient Availability and Management in Rice Production. Journal of Plant Nutrition, 28 (10), 1649–1686.

Quintero C., M. A. Zamero, G. van Derdonckt, G. N. Boschetti, M.R. Befani C., Temporetti, E. Arévalo, N. Spinelli y J. Panozzo. (2014). Momentos oportunos para fertilización con nitrógeno en arroz en Entre Ríos, Argentina. Informaciones Agropecuarias de Hispanoamérica, Internacional Plant Nutrition Institute (IPNI), versión Cono Sur, IAH 13, marzo 2014. Páginas 7 a 10 Disponible en: https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2014/03/7.pdf

CURVAS DE ABSORCIÓN DE MACRONUTRIENTES PARA LA FERTILIZACIÓN EFICIENTE DE ANGIRU INTA CL

Herber, L.[1*], Colazo, J.[2]

[1] Grupo Cultivos extensivos, EEA INTA Corrientes; [2] Grupo de Mejoramiento Genético de arroz, EEA INTA Concepción del Uruguay. *herber.luciana@inta.gob.ar

RESUMEN: El manejo eficiente de la fertilización en arroz (*Oryza sativa* L.) exige el conocimiento de la dinámica de absorción de nutrientes, información crucial para la toma de decisiones en la agricultura de precisión. Este trabajo tuvo como objetivo principal construir las curvas de absorción de macronutrientes, cuantificar la exportación al grano y evaluar el fraccionamiento de N en la variedad de alto potencial Angiru INTA CL a lo largo de dos campañas. Los resultados de acumulación de biomasa mostraron que la mayor parte (el 74%) se generó antes de la floración. La evaluación del fraccionamiento de N confirmó que el tratamiento fraccionado resultó significativamente más eficiente, generando mayor biomasa y eficiencia de uso del N que la aplicación total, aunque esta ventaja fisiológica no se tradujo en diferencias estadísticas en el rendimiento final de grano. P, K y S concentraron su máxima acumulación (cercana al 90% de sus requerimientos) antes de la etapa de hoja bandera, lo que subraya la necesidad de una disponibilidad temprana de estos elementos. Respecto a la partición, N y P mostraron la mayor tasa de exportación al grano, mientras que el K presentó la menor.

PALABRAS CLAVE: Nitrógeno, Fósforo, Potasio.

INTRODUCCIÓN

El manejo eficiente de los cultivos requiere un conocimiento preciso de los requisitos nutricionales específicos de cada variedad y ambiente, siendo la optimización de la fertilización un pilar de la productividad en arroz (*Oryza sativa* L.) (Fageria, 2014). Es imprescindible conocer la dinámica de acumulación de los nutrientes a través de las Curvas de Absorción de Nutrientes, las cuales permiten identificar las etapas de mayor demanda (demanda crítica) (Yoshida, 1981). El nitrógeno (N) es el nutriente limitante por excelencia y afecta directamente el rendimiento al promover el crecimiento, macollaje, número de espiguillas, porcentaje de espiguillas llenas y el contenido de proteína del grano (Singh & Singh, 1986; Dobermann & Fairhurst, 2000). Por su parte el fósforo (P) participa en la formación de ATP, promueve el macollaje, desarrollo raíces, floración y maduración del cultivo. El potasio (K) controla diversos procesos internos de la planta, incrementa el área foliar, el número de granos llenos por panoja y el peso de 1000 granos. Finalmente, el azufre (S) es constituyente esencial de aminoácidos, síntesis de proteínas y funcionamiento y estructura de las plantas (Dobermann & Fairhurst, 2000). El presente trabajo se propone avanzar en el conocimiento de la fisiología nutricional de la variedad Angiru INTA CL mediante la construcción de las curvas de producción de biomasa y absorción de nutrientes (N, P, K y S), la cuantificación de la cantidad total de nutrientes absorbidos por unidad de superficie, la determinación de la partición de nutrientes en grano y biomasa aérea a la madurez, y la evaluación del efecto del fraccionamiento de N sobre la dinámica de absorción, comparando la aplicación total versus la aplicación fraccionada en etapas clave del desarrollo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los experimentos se llevaron a cabo durante las campañas agrícolas 2020/21 y 2021/22 en el campo experimental de la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) INTA Corrientes (El

Sombrero; 27º 40' 19" S 58º 48' 16" W). Los suelos del sitio corresponden a la serie Treviño (Argiudoles ácuicos), caracterizados por una capacidad de uso IIIe y un drenaje moderadamente bueno (Escobar *et al.*, 1996). Angiru INTA CL (origen GTMGA Concepción del Uruguay) es una variedad de tipo largo fino, de ciclo intermedio (floración 4 +/-1 día más corto que GURI INTA CL), adaptada a las condiciones ambientales de Entre Ríos y Corrientes con un potencial de rendimiento superior a GURI que posee la tecnología Clearfield para el control de malezas mediante el gen INTA. Con respecto a las dimensiones de grano elaborado, tiene un largo similar al cultivar GURI, diferenciándose en el espesor y ancho, que se traduce en mayor volumen y peso de mil granos (26 gr). Posee excelentes valores de rendimiento industrial (70,8 +/- 0,1), con altos valores de entero (63,4 +/- 0,8), alto contenido de amilosa, baja temperatura de gelatinización lo que genera que cocine seco y suelto con una textura firme y, un tiempo de cocción recomendado es de 14,5 minutos. Durante ambas campañas, se garantizó un manejo óptimo del riego y el control de malezas y adversidades. El ensayo se sembró con una sembradora experimental Semina. Se empleó un Diseño en Bloques Completamente Aleatorizados (DBCA) con cuatro repeticiones por tratamiento. La densidad de siembra fue de 100 kg.ha^{-1}. (a) Curva de Absorción (Campaña 2020/21): La fertilización de base consistió en la aplicación de 300 kg.ha^{-1} de una fórmula NPKSMgZn y la aplicación de 250 kg.ha^{-1} de urea 100 % en IR (Inicio de Riego). (b) Recalibración de N (Campaña 2021/22): La fertilización de base fue de 250 kg.ha^{-1} de una fórmula 4-18-40, aplicada al voleo luego de la siembra. Se evaluaron dos tratamientos de aplicación de urea: T1 (100 % IR - 250 kg.ha^{-1} aplicados sobre suelo seco al inicio del riego); T2 (70 % IR + 30% DPF -175 kg.ha^{-1} aplicados sobre suelo seco al inicio del riego, kg.ha^{-1} aplicados sobre barro en la etapa de Diferenciación del Primordio Floral (DPF). Se realizaron un total de seis muestreos de planta entera (biomasa aérea) al ras del suelo a lo largo del ciclo del cultivo, abarcando las siguientes etapas fenológicas (escala de Counce *et al.*, 2000): V4 (cuatro hojas), macollaje, DPF (R1), hoja bandera (R2 - HB), floración (R4- FLO) y madurez fisiológica (R9). En cada fecha y por repetición, se cortaron 0,50 metros lineales de surco (sin cuantificación de raíces). El material vegetal de cada muestra se separó por componente: hojas verdes (HV), hojas secas (HS), tallo (T) y panoja (P) (según el momento de corte). Las muestras fueron secadas en estufa hasta peso constante y enviadas al laboratorio de la UNER para la cuantificación nutrientes. Para la determinación del rendimiento, se cosecharon 10 metros lineales de surco con plantas completas a la madurez. Se midió la humedad y el peso de grano y los valores se ajustaron a kg.ha^{-1} rendimiento de grano.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biomasa. En la Figura 1 se presenta la curva de biomasa acumulada.

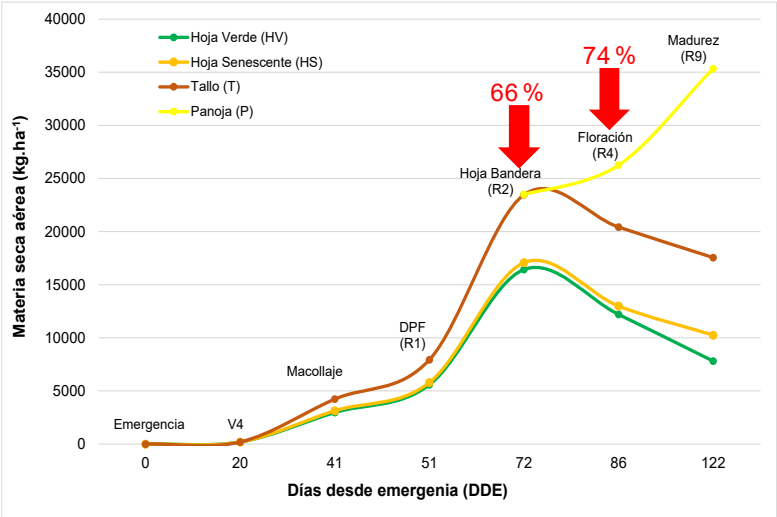


Figura 1. Curvas de acumulación de biomasa aérea (kg.ha^{-1})

Hasta la etapa de HB, el material acumuló un 66 % de biomasa, liderada principalmente por el peso de los tallos. A partir de este momento comienza el crecimiento activo de la panoja, y la acumulación de biomasa alcanza el 74 % en la etapa de floración. Lo que indica que el último 26 % de biomasa se acumula entre FLO y madurez fisiológica (R9). El rendimiento del cultivo fue de 17.794 kg.ha^{-1} (13 % humedad) y presentó un índice de cosecha (IC) de 0,50 (*Figura 1*). Con respecto a componentes del rendimiento se contabilizaron en promedio 149 granos llenos/panoja; un peso 1000 granos de 26 gr y un % de vano de 9,2. Con respecto a calidad, el porcentaje de grano entero fue de 61 % y el rendimiento Industrial 71 %.

Nitrógeno. Una aproximación inicial al comportamiento nutricional de la variedad Angiru INTA CL en la EEA INTA Corrientes (campaña 2020/21) reveló un alto potencial de rendimiento y sugirió la posible ocurrencia de dos momentos de máxima absorción de N. Este patrón requirió una validación rigurosa mediante la repetición del ensayo por lo cual en una segunda etapa la línea de investigación estuvo asociada a generar las curvas de absorción de N fraccionado y sin fraccionar. La curva de absorción de N de la Campaña 2020/21 (Figura 2) delineó la ocurrencia de dos momentos marcadamente diferenciados en la demanda del nutriente. El primer pico se registró en la etapa de DPF, momento en el cual el material ya había acumulado aproximadamente el 66 % de sus requerimientos totales. Un segundo pico de absorción, con una acumulación total del 91 %, se observó posteriormente en la etapa de FLO. Esta dinámica atípica, que sugiere dos fases críticas, motivó la necesidad de una validación rigurosa mediante un nuevo ensayo en la campaña 2021/22, cuyo objetivo fue investigar la conveniencia y el impacto de fraccionar la dosis de urea aplicada (Figura 3A y 3B).

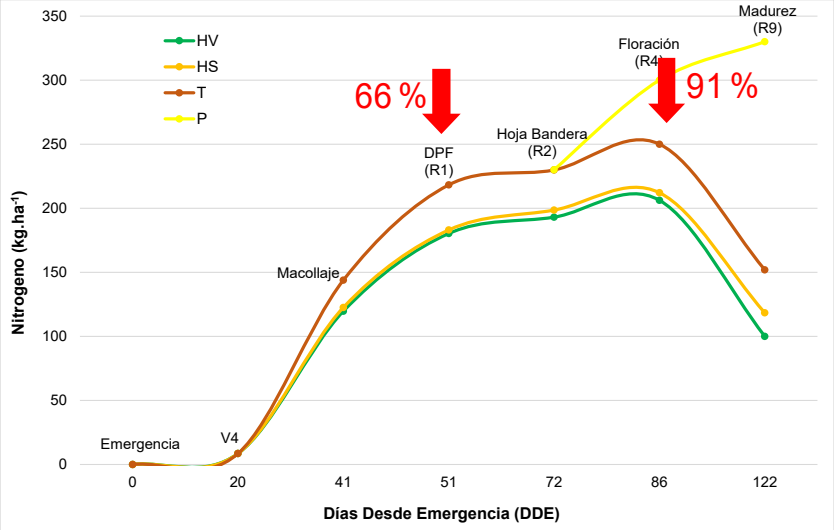


Figura 2. Curva de absorción de N (kg.ha^{-1})

Las Figuras 3A y 3B ilustran la dinámica de absorción de N en la segunda campaña, comparando la aplicación total (*100 % IR*) frente al fraccionamiento (*70 % IR + 30 % DPF*). En ambos tratamientos, la absorción de este nutriente se incrementó conforme avanzó el cultivo, alcanzando su máximo alrededor de la etapa R2 - HB, momento a partir del cual se inició la remoción del nutriente hacia la panoja. La curva de absorción del tratamiento fraccionado presentó una mayor pendiente, lo que sugiere un incremento en la tasa de absorción, posiblemente como respuesta directa al manejo de aplicación en DPF. Fisiológicamente, el tratamiento fraccionado resultó más eficiente y productivo en términos de biomasa y absorción neta de N: generó una biomasa total superior (23.348 *vs* 20.085 kg.ha^{-1}), una mayor absorción de N a cosecha (221 *vs* 172 kg.ha^{-1}) y una mayor eficiencia en el uso del N (19 *vs* 17 kg N. ha^{-1} grano). No obstante, estas ventajas fisiológicas no se tradujeron en diferencias significativas en el rendimiento de grano, cuyo promedio fue de 12.830 kg.ha^{-1} para el tratamiento 100 % IR y 12.149 kg.ha^{-1} para el fraccionado.

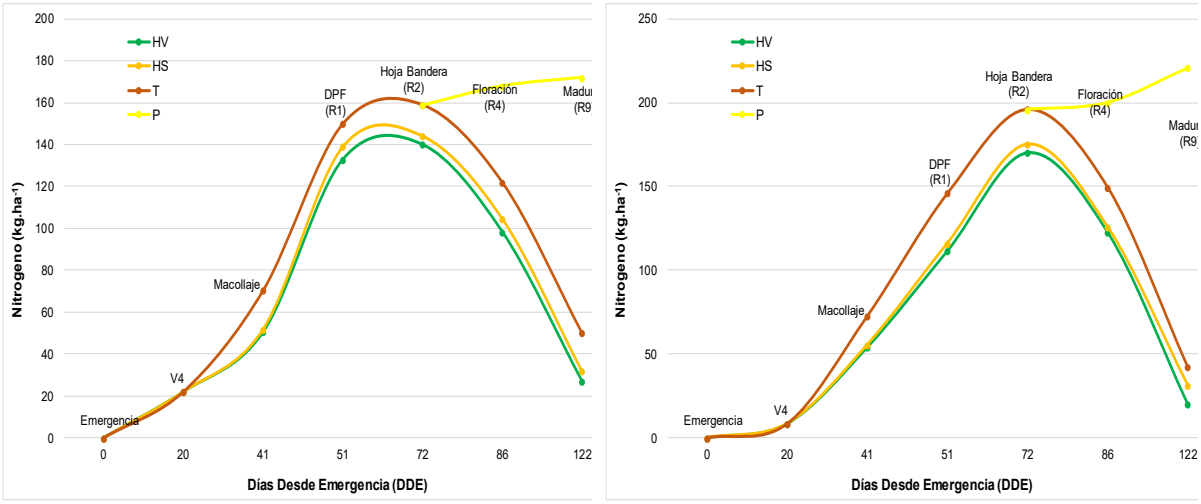


Figura 3. (A) Curva de absorción de N perteneciente al tratamiento 100 % IR. (B) Curva de absorción de N perteneciente al tratamiento 70 % IR + 30 % DPF

Otros nutrientes. Tanto P como K mostraron un patrón de absorción concentrado y temprano en el ciclo. Ambos nutrientes alcanzaron su acumulación máxima a la etapa de R2 - HB, momento en el cual el material ya había extraído aproximadamente el 89 % de sus requerimientos totales. Este comportamiento subraya la importancia de garantizar la disponibilidad de ambos nutrientes en las etapas vegetativas iniciales del cultivar, ya que su demanda es prácticamente satisfecha antes del inicio del llenado de grano (Figura 4A y 4B).

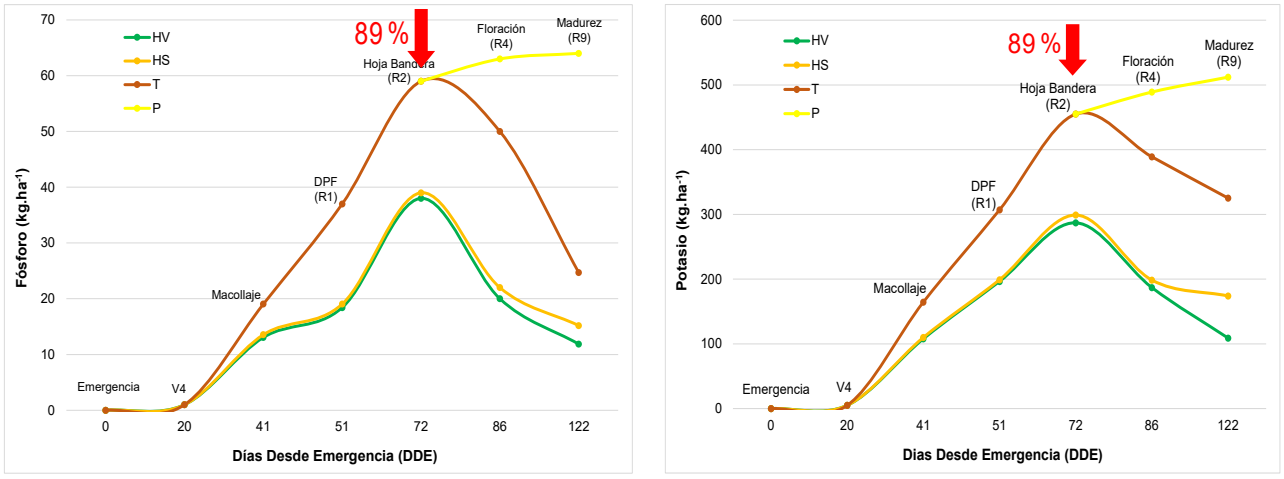


Figura 4. (A) Curva de absorción de P ($kg.ha^{-1}$) y (B) de K ($kg.ha^{-1}$)

Por su parte, el S exhibió dos momentos marcados en su dinámica de absorción *(Figura 5)*. La primera fase de acumulación se concentró hasta la etapa de macollaje, momento en el cual la planta acumuló entre el 25 y 31% del total. A partir de allí, se registró una fase de absorción exponencial que se extendió hasta la etapa de HB, alcanzando en este punto la acumulación máxima. Para esta etapa había absorbido el 89 % de S y el 92 % del Zn total requerido, lo cual confirma la alta demanda de estos elementos en las etapas vegetativas tardías previas a la floración.

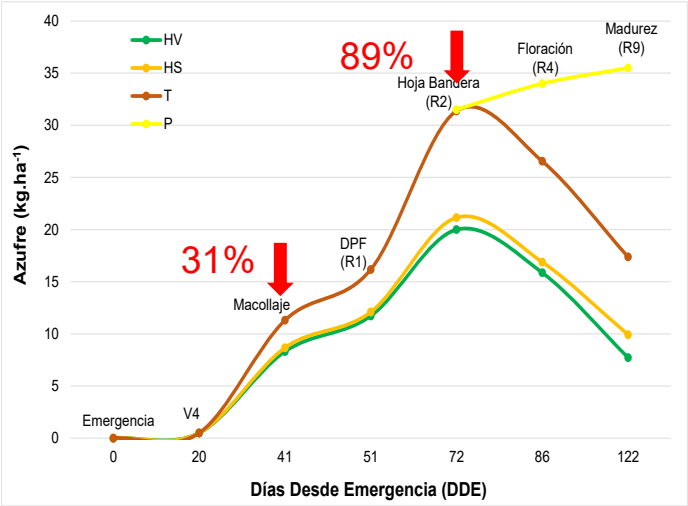


Figura 5. Curva de absorción de S (kg.ha^{-1})

La *Tabla 2* presenta los requerimientos nutricionales específicos de Angiru INTA CL por tonelada de grano producido. Se observa que el N y K son los macronutrientes más requeridos con un valor de 19 kg.tn^{-1} de grano producido, les siguen el P con 3,6, y el S y el Ca con 2 kg.tn^{-1}. Y en menor proporción el Mg (1,3 kg.tn^{-1}).

Tabla 2. Requerimientos de macronutrientes kg.tn^{-1} de grano producido

N	P	K	S	Ca	Mg
kg.tn^{-1}					
19	3,6	19	2	2	1,3

Comparado con cultivares de referencia en la región, Angiru INTA CL muestra una demanda de N que se encuentra en el rango intermedio a alto (la bibliografía reporta valores comunes entre 15 y 20 kg N.tn^{-1} en materiales de alto rendimiento). Esto concuerda con la alta absorción total (N >200 kg.tn^{-1}) observada en la campaña 2021/22. El alto requerimiento de K confirma la importancia de este elemento no solo para el crecimiento vegetativo sino también para el llenado de grano y la resistencia al estrés, siendo un valor que puede ser superior al reportado en cultivares más antiguos (ej., reportes de 14-18 kg K.tn^{-1}).

Respecto a la partición final de nutrientes en el cultivar Angiru INTA CL, se observó una alta eficiencia de translocación hacia el grano para los macronutrientes principales. En promedio, el N y el P demostraron la mayor tasa de exportación, con un 67 % de su acumulación total translocada al grano a la madurez fisiológica. Este valor es ligeramente superior en comparación con el S, que mostró una tasa de partición intermedia, con el 47 %, exportados en el grano cosechado. Finalmente, el K presentó la menor tasa de partición (32 %), confirmando que la mayor parte de este nutriente permanece en la biomasa aérea (tallos y hojas) al momento de la cosecha.

CONCLUSIONES

El conocimiento de las curvas de absorción específicas, como las determinadas en este estudio, es fundamental para optimizar las dosis y los momentos de aplicación, incrementando la rentabilidad del sistema arrocero. La investigación realizada sugiere que la gestión de la fertilización en Angiru INTA CL podría ser realizar la aplicación de la urea 100 % en IR, sobre suelo seco y luego iniciar riego. Este tipo de aplicación presenta dos ventajas: satisface perfectamente los requerimientos de la variedad durante el ciclo y; por otro lado, permite al productor poder realizar la aplicación de forma terrestre con maquinaria propia y sin depender de una aplicación aérea en DPF. Asimismo, la concentración temprana de la absorción de P y K exige su disponibilidad en las etapas vegetativas iniciales. Es crucial reconocer que los

nuevos materiales genéticos con rendimientos de arroz elevados significan altas extracciones de nutrientes en grano, las cuales deben ser aportadas tanto por el suelo como por los fertilizantes para garantizar la sostenibilidad productiva.

BIBLIOGRAFÍA

Counce, P., Keisling, T. and Mitchell, A. (2000). A Uniform, Objective and Adaptive System for Expressing Rice Development. Crop Science 40:436-443.

Dobermann, A. and Fairhurst, T. (2000). Rice Nutrient Disorders and Nutrient Management. International Rice Research Institute, Los Baños, 191.

Escobar, E., Ligier, H., Melgar, R., Matteio, H. and Vallejos, O. (1996). Mapa de suelos de la provincia de Corrientes 1:500.000. EEA INTA – Corrientes.

Fageria, N. K. (2014). Mineral nutrition of rice. CRC Press. 535 pag.

Singh, U. and Singh, R. (1986). Nitrogen management in rice: A review. Agricultural Reviews.

Yoshida, S. (1981). Fundamentals of Rice Crop Science. International Rice Research Institute. Los Baños, Laguna, Philippines, 269 pag.

CURVAS DE ABSORCION DE MICRONUTRIENTES PARA LA FERTILIZACION EFICIENTE DE ANGIRU INTA CL

Herber, L.[1*], Colazo, J.[2]

[1]Grupo Cultivos extensivos, EEA INTA Corrientes. [2]Grupo de Mejoramiento Genético de arroz, EEA INTA Concepción del Uruguay. *herber.luciana@inta.gob.ar

RESUMEN: El manejo eficiente de la fertilización en arroz (Oryza sativa L.) requiere conocer la dinámica de acumulación de los micronutrientes, cuya disponibilidad balanceada es crítica para el rendimiento. El presente trabajo se propuso construir las curvas de absorción de Mn, Fe, Zn, Cu y B para la variedad Angiru INTA CL, cuantificar la extracción total por tonelada de grano y determinar su partición final en el grano. Los experimentos se realizaron en la EEA INTA Corrientes (2020/22). Se efectuaron seis muestreos de planta entera a lo largo del ciclo (desde V4 hasta madurez fisiológica). La dinámica de absorción mostró una clara jerarquía temporal: Zinc y Cobre acumularon más del 90% de sus requerimientos a HB, mientras que el Fe fue el más gradual. La extracción de Mn y B fue superior a la reportada en otros cultivares, y la partición al grano fue alta para B y Zn, y baja para Mn. La identificación de la máxima demanda de Zn y Cu antes de HB implica una clara recomendación de manejo: la aplicación de fertilizantes con estos micronutrientes debe ser garantizada en el pre riego o muy tempranamente en el ciclo del cultivo. Este enfoque preventivo asegura la eficiencia de uso de los micronutrientes y evita que se conviertan en el factor limitante del rendimiento final, promoviendo la sostenibilidad del sistema productivo.

PALABRAS CLAVE: arroz, zinc, boro.

716

INTRODUCCIÓN

El manejo eficiente de la fertilización es un pilar de la productividad en arroz (*Oryza sativa* L.) (Fageria, 2014). Tras haber caracterizado la dinámica de macronutrientes, el enfoque se dirige a los micronutrientes, cuya disponibilidad balanceada es crítica para el rendimiento, tal como establece la Ley del Mínimo. Es imprescindible conocer su dinámica a través de las Curvas de Absorción (Yoshida, 1981), las cuales permiten identificar la etapa de máxima demanda. La optimización de la productividad depende de estos elementos esenciales para procesos metabólicos clave: el Manganeso (Mn) participa en reacciones de oxido-reducción y fotosíntesis; el Hierro (Fe) es fundamental en la síntesis de clorofila; el Zinc (Zn) es esencial para procesos bioquímicos y producción de clorofila, (Cu) actúa en enzimas de óxido-reducción; y el Boro (B) es esencial para la elongación celular y la germinación del polen, afectando directamente el llenado de grano. El presente trabajo se propone avanzar en el conocimiento de la fisiología nutricional de la variedad Angiru INTA CL mediante la construcción de las curvas de absorción de micronutrientes, la cuantificación de la extracción total por unidad de superficie y la determinación de la partición de estos elementos en grano a madurez.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo durante la campaña agrícola 2020/21 en el campo experimental de la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) INTA Corrientes (El Sombrero; 27º 40' 19" S 58º 48' 16" W). Los suelos del sitio corresponden a la serie Treviño (Argiudoles ácuicos), caracterizados por una capacidad de uso IIIe y un drenaje moderadamente bueno (Escobar et al., 1996). Angiru INTA CL (origen GTMGA Concepción del Uruguay) es una variedad de tipo largo fino, de ciclo intermedio (floración 4 +/-1 día más

corto que GURI INTA CL), adaptada a las condiciones ambientales de Entre Ríos y Corrientes con un potencial de rendimiento superior a GURI que posee la tecnología Clearfield para el control de malezas mediante el gen INTA. Permite lograr una población inicial óptima en siembras tempranas y otorga buena plasticidad a la programación de siembra. ANGIRU posee un vigor germinativo similar a GURI, la misma capacidad de macollaje, un porte de planta más erecto y una distribución grano/biomasa más equilibrada, con un índice de cosecha de 0,5. Con respecto a las dimensiones de grano elaborado, tiene un largo similar al cultivar GURI, diferenciándose en el espesor y ancho, que se traduce en mayor volumen y peso de mil granos (26 g). Posee excelentes valores de rendimiento industrial (70,8 +/- 0,1), con altos valores de entero (63,4 +/- 0,8), alto contenido de amilosa, baja temperatura de gelatinización lo que genera que cocine seco y suelto con una textura firme y, un tiempo de cocción recomendado es de 14,5 minutos. Se garantizó un manejo óptimo del riego y el control de malezas y adversidades. El ensayo se sembró con una sembradora experimental Semina. Se empleó un Diseño en Bloques Completamente Aleatorizados (DBCA) con cuatro repeticiones por tratamiento. La densidad de siembra fue de 100 $kg.ha^{-1}$. Se aplicó una fertilización de base con 300 $kg.ha^{-1}$ de una fórmula NPKSMgZn y la aplicación de 250 $kg.ha^{-1}$ de urea 100% en IR (Inicio de Riego). Se realizaron un total de seis muestreos de planta entera (biomasa aérea) al ras del suelo a lo largo del ciclo del cultivo, abarcando las siguientes etapas fenológicas (escala de Counce *et al*., 2000): V4 (cuatro hojas), macollaje, DPF (R1), hoja bandera (R2 - HB), floración (R4-FLO) y madurez fisiológica (R9). En cada fecha y por repetición, se cortaron 0,50 metros lineales de surco (sin cuantificación de raíces). El material vegetal de cada muestra fue separado por componente: hojas verdes (HV), hojas secas (HS), tallo (T) y panoja (P) (según el momento de corte). Las muestras fueron secadas en estufa hasta peso constante y enviadas al laboratorio de la UNER para la cuantificación de micronutrientes (Mn, Fe, Zn, Cu, B). Para la determinación del rendimiento y la partición final de nutrientes, se cosecharon metros lineales de surco a madurez (R9), se midió la humedad y se ajustaron los valores a $kg.ha^{-1}$ de rendimiento de grano al 14% de humedad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biomasa. En la Figura 1 se presenta la curva de biomasa acumulada. Hasta la etapa de HB, el material acumuló un 66 % de biomasa, liderada principalmente por el peso de los tallos. A partir de este momento comienza el crecimiento activo de la panoja, y la acumulación de biomasa alcanza el 74 % en la etapa de floración. Lo que indica que ultimo 26% de biomasa se acumula entre FLO y MF. El rendimiento del cultivo fue de 17.794 $kg.ha^{-1}$ (13% humedad) y presentó un índice de cosecha (IC) de 0,50 (Figura 1). Con respecto a componentes del rendimiento se contabilizaron en promedio 149 granos llenos/panoja; un peso 1000 granos de 26 g y un % de vano de 9,2. Con respecto a calidad, el porcentaje de grano entero fue de 61% y el rendimiento Industrial 71%.

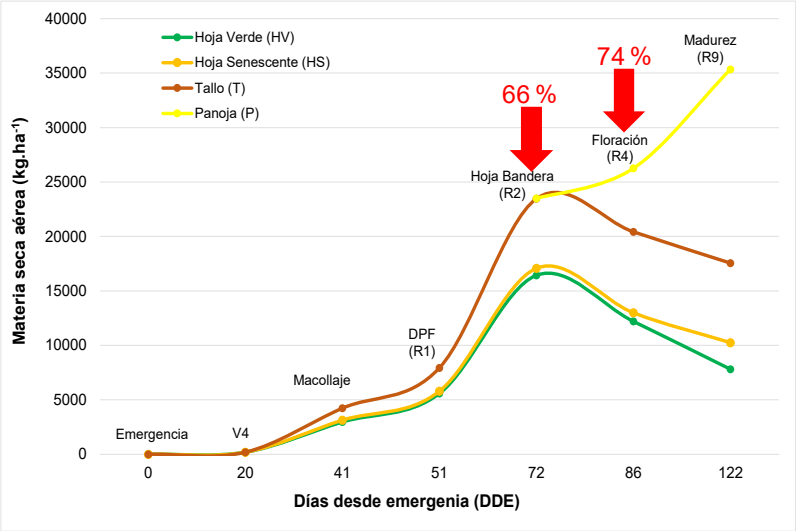
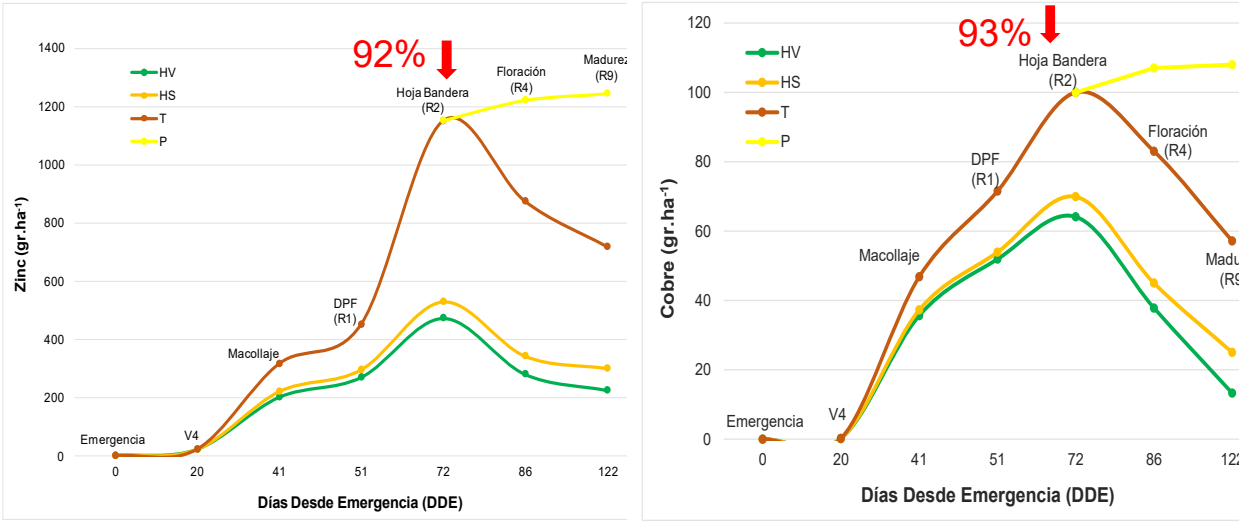


Figura 1. Curvas de acumulación de biomasa aérea (kg.ha^{-1}).

Nutrientes. Los resultados obtenidos permiten segmentar la absorción de micronutrientes de Angiru INTA CL en tres grupos en función del porcentaje de estos hasta la etapa de HB: Muy alta absorción (>90% a HB), Alta absorción (75%-81% a HB) y Absorción moderada (55% a HB). En el primer grupo se encuentran el Zn y el Cu, los cuales mostraron un patrón de absorción extremadamente rápido y concentrado. En ambos casos (Figura 2A y 2B), la acumulación de nutrientes fue exponencial desde el macollaje hasta la etapa de HB, momento en el cual se alcanzó el pico máximo de absorción total. A HB, el material había absorbido el 92% Zn y el 93% del Cu de sus requerimientos totales. Este comportamiento subraya que la disponibilidad de estos micronutrientes debe estar garantizada en las primeras etapas vegetativas para soportar la alta demanda antes de la floración.



A B

Figura 2. (A) Curva de absorción de Zn (gr.ha^{-1}). (B) Curva de absorción de Cu (gr.ha^{-1}).

El Mn y el B pertenecen al segundo grupo. Los mismos exhibieron una dinámica de absorción muy similar, con una alta concentración en el periodo vegetativo (Figura 3A y 3B). Ambos nutrientes mostraron un crecimiento constante hasta alcanzar su máximo pico de absorción en la etapa de HB. En este punto, la planta había acumulado el 75% del Mn y el 81% del B de sus requerimientos totales. Si bien la acumulación es alta, el valor inferior al

90% del grupo anterior, lo que sugiere que una parte menor de su absorción continua entre HB y MF.

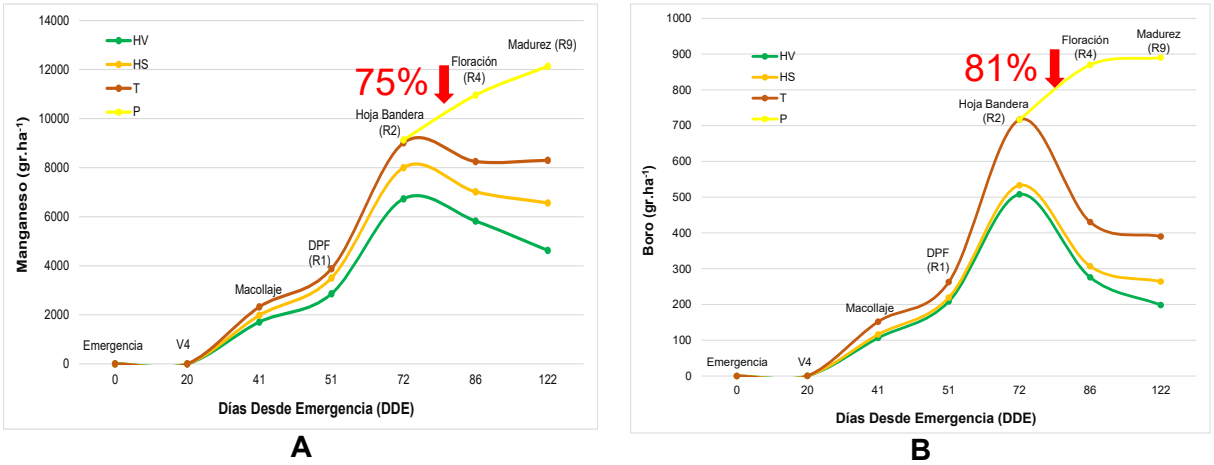


Figura 3. (A) Curva de absorción de Mn (gr.ha^{-1}). (B) Curva de absorción de B (gr.ha^{-1}).

Finalmente, el Fe presentó una dinámica de absorción más gradual en comparación con los demás micronutrientes (Figura 4). A la etapa de HB, el material había acumulado el 55% del total requerido. Este patrón indica que, si bien la demanda es importante en las etapas vegetativas para la síntesis de clorofila, una porción significativa de la absorción y acumulación continúa después de HB, extendiéndose incluso hasta la floración (R4). La curva de Fe fue la que mostró la menor concentración de absorción en el pico de HB, lo que implicaría una demanda más sostenida a lo largo de las fases reproductivas.

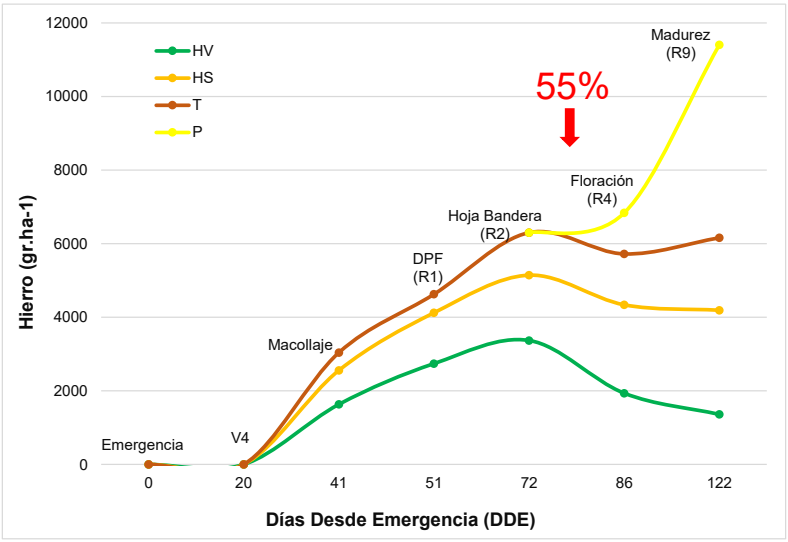


Figura 4. Curva de absorción de Fe (gr.ha^{-1}).

La Tabla 2 presenta los Requerimientos de micronutrientes por tonelada de grano producido para el cultivar Angiru INTA CL. Esta tabla es fundamental para calcular los balances nutricionales necesarios para reponer la extracción del suelo.

Tabla 2. Requerimientos de micronutrientes kg.tn^{-1} de grano producido

Mn	Fe	Zn	Cu	B
0,68	0,47	0,07	0,01	0,05

Al comparar los requerimientos específicos de este cultivar con la literatura de referencia, se observa que este cultivar mantiene un perfil de alta extracción de micronutrientes. Mn y B son notablemente superiores a los promedios reportados en variedades latinoamericanas y asiáticas (0,15 a 0,37 y 0,016 a 0,025 $kg.tn^{-1}$, respectivamente. El requerimiento de Zn se encuentra en el límite superior o ligeramente por encima de los valores de referencia (0,04 a 0,06 $kg.tn^{-1}$). Los requerimientos de Fe y Cu se encuentran alineados con los rangos observados en otros cultivares de arroz bajo riego (Fageria *et al*., 1994; Dobermann and Fairhurst, 2000). También se observaron variaciones significativas en partición final de nutrientes. El B, Zn y Cu son exportados con el grano entre el 50 y 54 % y el Fe 44%. Finalmente, el Mn presentó la menor tasa de exportación, con solo el 26% de su acumulación total transportada al grano cosechado.

El análisis de las curvas de absorción de micronutrientes realizadas en este estudio subraya la importancia de las etapas vegetativas tempranas para alcanzar el potencial productivo de la variedad. La agrupación de los elementos por su porcentaje de acumulación a HB demuestra una clara jerarquía en la demanda temporal. La dinámica del Zn y Cu confirma su rol crítico en procesos como la estabilidad de membranas, la regulación enzimática y la síntesis de precursores hormonales. Por su parte, el Mn y B muestran una demanda concentrada menos abrupta que los anteriores. El B es vital para la elongación del tubo polínico; si bien su mayor absorción ocurre temprano, la porción final de absorción es crucial para asegurar la fertilidad de las espiguillas en la floración. El Mn, actor clave en la fotosíntesis, debe estar presente en alta concentración en las estructuras foliares que preceden a la HB. Finalmente, la absorción más prolongada del Fe, se relaciona con su función continua en la síntesis de clorofila y en la respiración celular, procesos que se mantienen activos durante toda la fase de llenado de grano. Este patrón sugiere que, la planta tiene una capacidad más sostenida para absorberlo en fases tardías en comparación con el Zn y Cu. Respecto a la partición final, existe una marcada diferencia entre la movilidad fisiológica de los elementos. Mientras que el B y el Zn muestran una alta translocación hacia el grano (convirtiéndose en factores de calidad y nutrición del grano), el Mn apenas transloca, permaneciendo inmovilizado en la biomasa vegetativa.

720

CONCLUSION

El análisis de las curvas de absorción de micronutrientes establece que la máxima demanda ocurre predominantemente antes de la HB, lo que define una ventana de manejo crítica. Estos resultados implican una clara recomendación de manejo: en sistemas de arroz de alto rendimiento como el estudiado, la aplicación de fertilizantes que contengan Zn y Cu debe ser garantizada en el pre riego o muy tempranamente en el ciclo del cultivo. La identificación de estas etapas críticas permite optimizar la eficiencia de uso de los micronutrientes, minimizando su pérdida y asegurando que no se conviertan en el factor limitante del rendimiento final, tal como lo establece la Ley del Mínimo. Angiru INTA CL es un material genético con una alta eficiencia de uso y extracción de micronutrientes, destacándose la mayor demanda específica de Mn y B respecto a otros cultivares comerciales. Este conocimiento debe ser incorporado a los programas de fertilización para evitar el agotamiento de las reservas del suelo y asegurar la sostenibilidad del sistema productivo.

BIBLIOGRAFÍA

Counce, P., T. Keisling, A. y Mitchell. (2000). A Uniform, Objective and Adaptive System for Expressing Rice Development. Crop Science 40:436-443.

Dobermann, A. y Fairhurst, T. (2000). Rice Nutrient Disorders and Nutrient Management. International Rice Research Institute, Los Baños, 191.

Escobar E., H. Ligier, R. Melgar, H. Matteio, O. y Vallejos. 1996. Mapa de suelos de la provincia de Corrientes 1:500.000. EEA INTA – Corrientes.

Fageria N. K. (2014). *Mineral nutrition of rice*. CRC Press. 535 pag.

Yoshida S. (1981). *Fundamentals of Rice Crop Science*. International Rice Research Institute. Los Baños, Laguna, Philippines, 269 pag.

DISTRIBUCIÓN DEL FÓSFORO EXTRAÍBLE EN DIFERENTES ÓRDENES TAXONÓMICOS Y UNIDADES FISIOGRÁFICAS DE MISIONES

Hopechek, L. A.[1*], Moretti, L. M.[1], Iwasita, B. E.[1], Kurtz, D. B.[2], Stahringer, N. I.[3]

[1] INTA Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul; [2] INTA Estación Experimental Agropecuaria Corrientes; [3] Facultad de Ciencias Agrarias – Univ. Nacional del Nordeste. [*] Ruta Nacional 14, km 836, (3313) Cerro Azul, Prov. de Misiones, hopechek.lucas@inta.gob.ar

RESUMEN: La provincia de Misiones se caracteriza por un clima subtropical, vegetación selvática y un relieve ondulado. Predominan los suelos rojos altamente evolucionados (Oxisoles, Ultisoles y Alfisoles) y los suelos pedregosos menos desarrollados (Molisoles, Inceptisoles y Entisoles), con diferencias sustanciales en propiedades químicas y físicas. Entre los nutrientes esenciales, el fósforo (P) constituye uno de los principales factores limitantes para la producción agrícola, debido a su baja movilidad y fuerte interacción con óxidos e hidróxidos de hierro (Fe) y aluminio (Al) en suelos ácidos. El objetivo de este estudio fue analizar la relación entre el contenido de P extraíble y el pH del suelo en función del orden taxonómico y las unidades fisiográficas del Gran Paisaje en el departamento Guaraní. Se evaluaron 158 muestras de horizontes A, obtenidas en toposecuencias representativas de cinco unidades fisiográficas. El P extraíble se determinó mediante el método Bray-Kurtz I modificado, y el pH en suspensión suelo-agua (1:2,5). Los datos se analizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Los resultados mostraron diferencias altamente significativas en el contenido de P entre órdenes taxonómicos (p=0,0001) y unidades fisiográficas (p=0,0217). Los mayores valores se registraron en Molisoles y Entisoles (21,8 y 10,9 ppm), mientras que Oxisoles y Ultisoles presentaron contenidos inferiores a 3,0 ppm. Los Alfisoles mostraron valores intermedios (7,4 ppm), como consecuencia de su menor grado de desarrollo pedogenético respecto a los suelos rojos más desarrollados. El pH siguió un patrón similar, con valores más bajos en suelos rojos y más elevados en suelos pedregosos. Las unidades Serranía y Valle del río Uruguay concentraron los mayores niveles de P, en contraste con la Meseta Central y sus Estribaciones. El enfoque aplicado resulta de utilidad para interpretar el contenido y distribución del P en los suelos de la provincia de Misiones.

PALABRAS CLAVE: Fósforo extraíble, Unidades fisiográficas, Misiones.

INTRODUCCIÓN

La provincia de Misiones se caracteriza por un clima subtropical, vegetación selvática y un relieve predominantemente ondulado, donde los suelos se han desarrollado a partir de la intensa meteorización de basaltos toleíticos de la Formación Serra Geral (Sanesi, 1965). Consisten principalmente en suelos rojos (Oxisoles, Ultisoles y Alfisoles) y suelos pedregosos (Molisoles, Inceptisoles y Entisoles), que en conjunto abarcan aproximadamente el 66 % de la cobertura edáfica provincial (INTA-SAGyP, 1990). Los suelos rojos son de textura arcillosa, fuertemente ácidos, profundos, pobres en bases y de baja CIC, no obstante presentan buenas condiciones físicas para el desarrollo de los cultivos. Por otra parte, los suelos pedregosos son de textura franca a arcillosa, débilmente ácidos a neutros, ricos en bases y de mayor CIC, aunque pueden presentar limitaciones físicas relacionadas con su profundidad efectiva y/o pedregosidad (Moretti & Navarro de Rau, 2019).

Los estudios de la fertilidad química en Misiones se han llevado a cabo principalmente en Ultisoles y Oxisoles, con énfasis en fósforo (P) (i.e. Boschetti et al., 2003; López Camelo et

al., 1996) y en menor medida potasio (K) (Conti et al., 2001). El P suele constituir uno de los principales factores limitantes de la producción agrícola, debido a su baja movilidad y a la fuerte interacción con los constituyentes sólidos del suelo. En ambientes subtropicales, la disponibilidad de P está fuertemente condicionada por la mineralogía de la fracción arcilla y el pH. En los suelos rojos, la presencia de óxidos e hidróxidos de hierro (Fe) y aluminio (Al) favorecen la adsorción específica del P y la formación de compuestos de baja solubilidad, reduciendo su fracción disponible para las plantas (Sánchez, 2019; Tiessen et al., 2005). Asimismo, los valores de pH ácido incrementan la reactividad de estos minerales, intensificando los procesos de fijación del P y limitando aún más su disponibilidad (Barrow, 1984; Brady y Weil, 2017). En contraste, los suelos pedregosos menos evolucionados presentan frecuentemente mayores contenidos de P extraíble. En este caso la menor fijación podría atribuirse a las diferencias composicionales y al pH más alcalino, no obstante, la información sobre este tipo de suelos en Misiones es aún limitada.

El objetivo de este trabajo fue analizar la relación entre el contenido de P extraíble y el pH, en función del orden taxonómico de suelo y de las unidades fisiográficas en la que se desarrollan, en un departamento del centro-este de Misiones. De esta manera se contribuirá a la comprensión de los factores y procesos que regulan la disponibilidad de P y la fertilidad química en los suelos de la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El área en estudio comprende al departamento Guaraní, Misiones (aprox. 327.000 ha), caracterizado por un clima subtropical perhúmedo y un régimen pluviométrico isohigro. El promedio de precipitaciones anuales (serie 1968-2020) es de 2.177,9 mm y la temperatura media anual es de 20,3 ºC (CFI-MayP, 2024). La vegetación natural incluye los distritos fitogeográficos de “Laurácea” caracterizado por un conjunto de latifoliadas, y al de los “helechos arborescentes” (Martínez-Crovetto, 1963). En lo referido a los cultivos, el departamento pertenece a la zona agroeconómica homogénea 3 (ZAH 3) (Günther et al., 2008). Esta unidad se caracteriza por un sistema de producción ganadero y agrícola diversificado, siendo el tabaco el principal cultivo agrícola (65,2 %), seguido por la actividad forestal-yerbatera-ganadera pura o mixta (33,2 %) (Pahr et al., 2019).

Estudios recientes en el departamento han delimitado diversas unidades fisiográficas a nivel de Gran Paisaje, caracterizadas por distintos tipos de suelo (Moretti et al., 2022; 2025; CFI-MayP, 2024) (Figura 1). La unidad de Meseta Central, constituye la divisoria de aguas de las cuencas de los ríos Paraná y Uruguay, caracterizada por lomas amplias con pendientes suaves (1–5%) con dominancia de suelos rojos profundos del orden Ultisol y Oxisol. La unidad de Estribaciones de la Meseta Central, representan sectores más erosionados y con mayores pendientes que la unidad anterior. Se reconocieron Ultisoles y Oxisoles en las lomadas, mientras que en las laderas y valles dominan Entisoles, Alfisoles y afloramientos rocosos. La unidad de Lomerío, integra un conjunto de lomadas de menor extensión con pendientes más pronunciadas (3–10%), entre las cuales se desarrollan valles fluviales, que pueden ser amplios. En los interfluvios predominan Alfisoles, Ultisoles y en menor medida Oxisoles. En las laderas de pendientes suaves se reconocen Alfisoles, mientras que Inceptisoles y Entisoles se asocian a sectores con pendientes pronunciadas. En los valles se describen Alfisoles en pequeñas terrazas y Entisoles en áreas escarpadas. Por otro lado la unidad de Serranía, la más extensa del departamento, se caracteriza por interfluvios con suelos rojos moderadamente profundos (Ultisoles y Alfisoles), como cerros con suelos pedregosos someros (Inceptisoles y Entisoles). Las laderas son de pendiente pronunciada (>15%) donde predominan Inceptisoles, Entisoles y Molisoles. En algunos casos se han reconocido sectores de menor pendiente los cuales son denominados rellanos de ladera con presencia de Alfisoles rojos moderadamente profundos. Los valles serranos son estrechos y en forma de “V” con pequeñas terrazas con presencia de Alfisoles, mientras que en sectores escarpados se identifican Inceptisoles y Entisoles. Por último, la unidad del Valle del río Uruguay comprende un valle encajonado que se extiende a lo largo del límite sur del

departamento con dominancia de Inceptisoles y en niveles de terraza se desarrollan Molisoles (CFI–MayP, 2024).

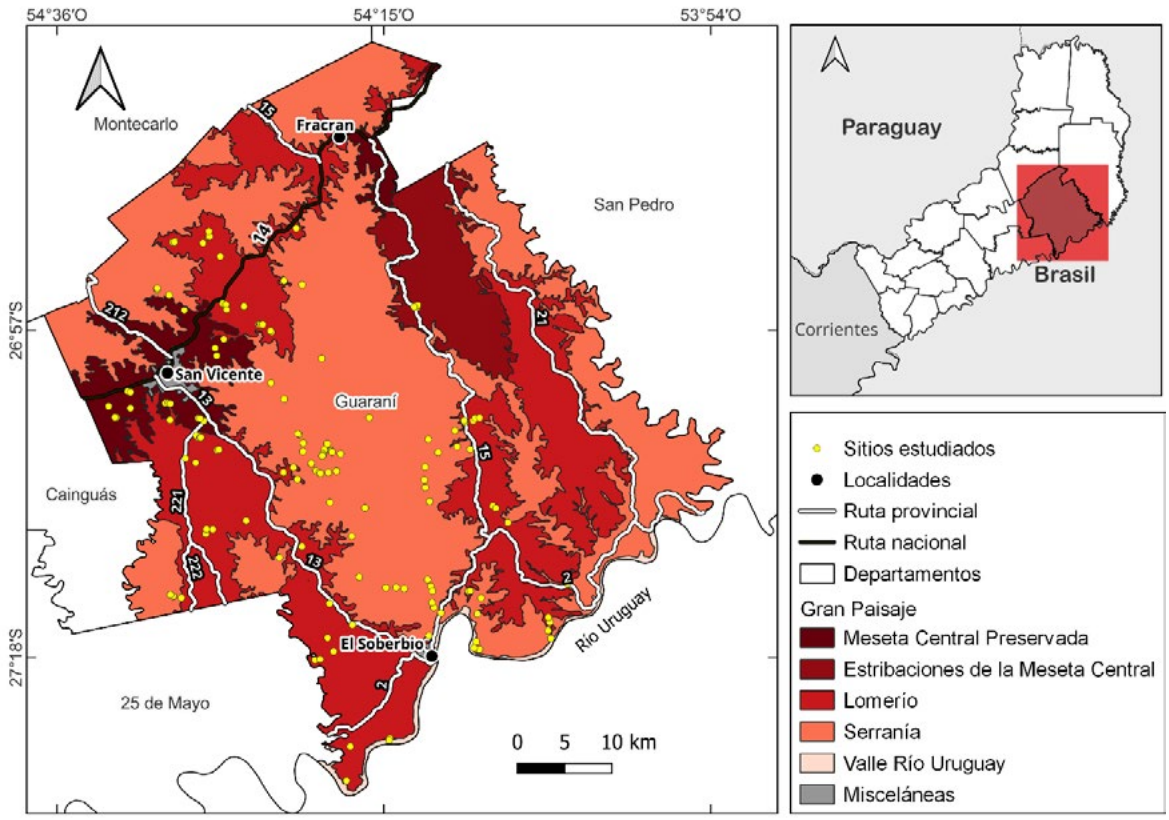


Figura 1. Mapa fisiográfico del departamento Guaraní a nivel de Gran Paisaje (CFI-MayP, 2024) y ubicación de las muestras analizadas.

Determinaciones analíticas y análisis estadístico

Se analizó un total de 158 muestras de horizontes A, que fueron obtenidas durante el relevamiento de suelos semidetallado del departamento (Figura 1), por lo que incluyen tanto a sistemas agrícolas, así como áreas con vegetación natural. Corresponden a muestreos en toposecuencias dentro de cada unidad fisiográfica a nivel de Gran Paisaje, por lo que cada una está relacionada con un perfil modal del mapa de suelos (CFI-MayP, 2024), abarcando los seis órdenes taxonómicos.

En cada caso se determinó pH actual en agua (suspensión 1:2,5) y P extraíble, por el método Bray-Kurtz I modificado (IRAM-SAGyP, 2020). Los análisis químicos fueron realizados en el Laboratorio de Suelo, Agua y Vegetal de la Estación Experimental Agropecuaria del INTA Cerro Azul, Misiones. El tratamiento estadístico de los datos se realizó con el software estadístico Infostat versión 2022 (Di Rienzo et al., 2022). Los datos fueron analizados mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para la comparación de medias de las variables P y pH según el orden taxonómico y la unidad fisiográfica de Gran Paisaje, ya que los supuestos de normalidad e igualdad de varianza no se cumplieron. Por último, se realizó la representación gráfica de los resultados por medio de gráficos de barras para facilitar la interpretación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de P extraíble presentó diferencias altamente significativas entre órdenes de suelo (p=0,0001). Los mayores valores se registraron en Molisoles y Entisoles, con medias de 21,8 y 10,9 ppm, respectivamente, mientras que los menores contenidos correspondieron a Ultisoles y Oxisoles, cuyas medias fueron inferiores a 3,0 ppm. Por otro lado, los Alfisoles

mostraron medias con valores de P más elevados (7,4 ppm) dentro de los denominados suelos rojos (Figura 2).
Este patrón es consistente con el grado de desarrollo edáfico de los suelos analizados. Los Molisoles y Entisoles, generalmente asociados a materiales parentales menos meteorizados o ambientes geomorfológicos más dinámicos, presentan una menor capacidad de fijación de P, lo que se traduce en mayores concentraciones extraíbles. En contraste, los Oxisoles y Ultisoles, altamente evolucionados y ricos en óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio, muestran una marcada disminución del P disponible debido a procesos de adsorción específica que ocurre en suelos tropicales y subtropicales intensamente meteorizados. Los Alfisoles e Inceptisoles ocuparon una posición intermedia, consecuencia de condiciones de desarrollo pedogenético moderado y una disponibilidad de P condicionada tanto por la mineralogía como por el pH del suelo. Respecto a los Inceptisoles, en la cartografía semidetallada del departamento Guaraní (CFI-MayP, 2024) se han reportado Distrudeptes y Eutrudeptes. Los primeros son de reacción muy fuertemente ácida y pobres en bases, características que los asemejan a los suelos rojos, mientras que los segundos son más alcalinos y ricos en bases, similares a los suelos pedregosos. Esto explicaría la posición intermedia en la que se ubican los Inceptisoles con respecto a la disponibilidad de P en las muestras analizadas.

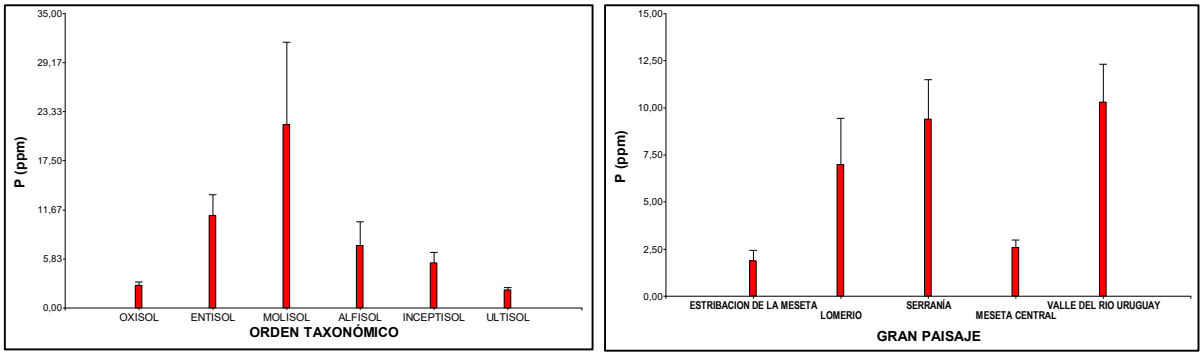


Figura 2. Contenido de fósforo extraíble (ppm) en relación al orden taxonómico (izquierda) y unidad fisiográfica de Gran Paisaje (derecha).

El pH del suelo también mostró diferencias altamente significativas entre órdenes taxonómicos ($p < 0,0001$). Los valores más bajos se observaron en Oxisoles y Ultisoles, con medias de 4,5 y 5,2 respectivamente, mientras que Molisoles, Entisoles e Inceptisoles presentaron pH más elevados, cercanos a la neutralidad (Figura 3).
La asociación entre pH ácido y bajo contenido de P extraíble fue particularmente evidente en los suelos más evolucionados (Oxisoles y Ultisoles). En estos ambientes, la acidez favorece la presencia de formas reactivas de Fe y Al, incrementando la fijación del P y reduciendo su disponibilidad para los cultivos. Por el contrario, los suelos con pH más cercanos a la neutralidad mostraron mayores concentraciones de P extraíble, lo que refuerza la influencia del pH como uno de los principales factores reguladores de la dinámica del P en los suelos de Misiones.
El análisis por unidades fisiográficas de Gran Paisaje reveló diferencias significativas tanto en el contenido de P extraíble ($p = 0,0217$) como en el pH del suelo ($p = 0,0111$). Las mayores concentraciones de P se registraron en las unidades de Serranía (9,3 ppm) y Valle del río Uruguay (10,3 ppm), mientras que los valores más bajos correspondieron a la Meseta Central (2,5 ppm) y sus Estribaciones (1,8 ppm). Por su parte, la unidad de Lomerío mostró un valor promedio de 7,0 ppm (Figura 2).
Estas diferencias pueden atribuirse al orden de suelo predominante en cada unidad fisiográfica y a la intensidad de los procesos morfogenéticos en cada caso. En las unidades de Serranía y Valle del Rio Uruguay donde predominan Molisoles y Entisoles, los procesos de erosión, transporte y deposición de materiales favorecerían la acumulación relativa de nutrientes en los sectores bajos, lo que podría explicar los mayores contenidos de P

extraíble determinados. En contraste, las superficies más antiguas y geomorfológicamente más estables como la Meseta Central, presentan suelos altamente meteorizados (Oxisoles y Ultisoles), donde la disponibilidad de P es limitada, mientras que en la unidad Lomerío donde predominan Alfisoles, la disponibilidad de P se mantuvo con valores por encima a los promedios para suelos rojos.

El pH mostró una tendencia similar, con valores más bajos en las unidades de Meseta (5,1) y más elevados en Serranía (5,8) y Valle del río Uruguay (6,0) (Figura 3). Este comportamiento refuerza la relación observada entre acidez del suelo, grado de meteorización, unidades fisiográficas y disponibilidad de P.

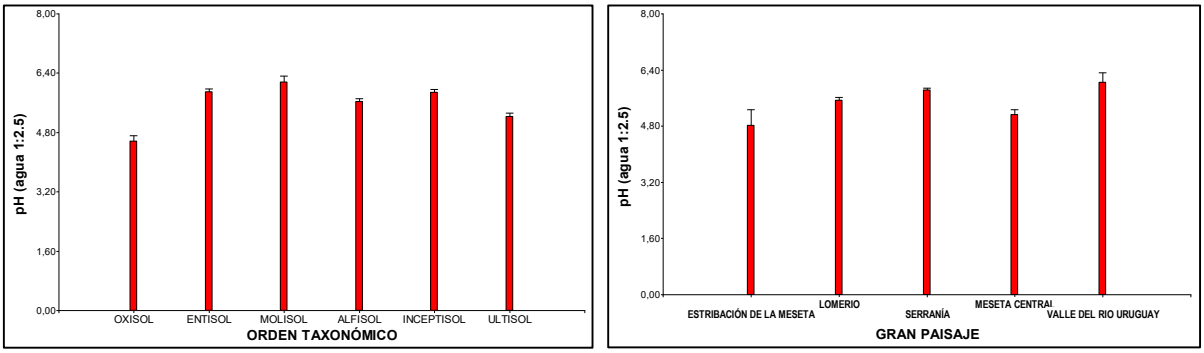


Figura 3. pH (1:2,5) del suelo en relación al orden taxonómico (izquierda) y unidad fisiográfica de Gran Paisaje (derecha).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos evidenciaron diferencias significativas en el contenido de P extraíble y en el pH entre los distintos órdenes de suelo y las unidades fisiográficas del Gran Paisaje. Los ambientes geomorfológicamente más estables (Meseta central y Estribaciones), se caracterizaron por el predominio de suelos rojos fuertemente ácidos (Oxisoles y Ultisoles), asociados a bajos niveles de P extraíble. En contraste, en aquellas unidades del paisaje donde predominan procesos morfogenéticos más activos (Serranía y Valle del Rio Uruguay), dominan suelos pedregosos (Molisoles, Inceptisoles y Entisoles) con pH más elevados y mayores niveles de P extraíble. Si bien en esta primera etapa del estudio no se discriminó el efecto del uso específico del suelo, es esperable que el historial de manejo y las prácticas productivas influyan tanto en el pH como en la disponibilidad del P. No obstante, el enfoque adoptado permitió una primera interpretación del contenido y distribución del P en los suelos en un área representativa de la provincia de Misiones. En futuras investigaciones se profundizará en el estudio del comportamiento del P extraíble en relación al uso del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Barrow, N. J. (1984). Modelado de los efectos del pH en la sorción de fosfato por los suelos. *Revista de Ciencias del Suelo*, 35 (2), 283-297.

Boschetti, N. G., Quintero, C. E., Benavidez, R. A. y Giuffre, L. (2003). Cuantificación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo en suelos de la Mesopotamia Argentina. *Ciencia del suelo*, 21(1), 1-8.

Brady, N. C. y Weil, R. R. (2017). La naturaleza y las propiedades del suelo. 15ª edición, Pearson Educación, Inc: Hoboken, Nueva Jersey, USA.

CFI-MayP. (2024). *Cartografía semidetallada de suelos del Departamento Guaraní, Provincia de Misiones. Información necesaria para la toma de decisiones referidas al uso, manejo y conservación del recurso suelo*. Consejo Federal de Inversiones- Ministerio del Agro y la Producción de Misiones- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. http://hdl.handle.net/20.500.12123/19084.

Conti, M. E., de la Horra, A. M., Effron, D. y Zourarakis, D. (2001) Factors Affecting Potassium Fixation in Argentine Agricultural Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32, 2679-2690.

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., González L., Tablada M. y Robledo C. W. InfoStat versión 2022. *Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*. URL http://www.infostat.com.ar

Günther, D. F., Correa de Temchuk, M. y Lysiak, E. (2008). Zonas agroeconómicas homogéneas y sistemas de producción predominantes de la Provincia de Misiones (No. 333.7616 G977). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Cerro Azul, Misiones (Argentina).

INTA-SAGyP. (1990). *Atlas de suelos de la República Argentina: Provincia de Misiones* (Vol. II, pp. 107-154).

IRAM-SAGyP 29570-1. (2020). Calidad ambiental - Calidad del suelo. Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 1 - Método Bray-Kurtz 1 modificado (extracción con solución de fluoruro de amonio - ácido clorhídrico)

López Camelo, L. D., Piccolo, G. A., Rosell, R. A. y Heredia, O. S. (1996). Sostenibilidad del fósforo en ecosistemas tropicales. *Ciencia del medio ambiente total*, 192 (1), 75-82

Martínez-Crovetto, R. (1963). Esquema fitogeográfico de la provincia de Misiones (República Argentina*). Bonplandia,* 2, 171–223.

Moretti, L. and Navarro de Rau, F. (2019). Soils of Misiones. En: The Soils of Argentina. Rubio, G., Lavado, R. & F. Pereyra (Eds.). Word Soils Book Series. Ed. Springer, 268 p., pp. 185-193.

Moretti, L., Tenti, L., Barbaro, S., Hopechek, L., Lanfranco, M., Alvarenga, F., Florentín, J., Pahr, N., Von Wallis, A., Rodríguez, D., Schulz, G., Escobar, D., Ybarra, D., Perucca, S. y Iwasita, B. (2022). Aplicación del enfoque fisiográfico para el relevamiento de suelos semidetallado en el departamento Guaraní, Misiones. *Actas del XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Buenos Aires.

Moretti, L., Tenti Vuegen, L., Hopechek, L., Barbaro, S., Schulz, G. y Rodríguez, D. (2025). Fisiografía y suelos de la cuenca del arroyo Soberbio, provincia de Misiones. *Ciencia del Suelo*, 43(1), 97–109.

Pahr, N., Sosa, D., Barbaro, S., Florentín, J., Munaretto, N., von Wallis, A. y Fernández, R. (2019). Provincia de Misiones. En: Manual de buenas prácticas de conservación del suelo y del agua en áreas de secano. R. Casas & F. Damiano (Eds). 1º edición. CABA. *Fundación Ciencia, Educación y Cultura* (FECIC). Vol. 2, pp. 63-103.

Sánchez, P. A. (2019). Propiedades y manejo de suelos en los trópicos. Cambridge University Press.

Sanesi, G. (1965). *I suoli di Misiones*. Firenze: Accademia Italiana di Scienze Forestali.

Tiessen, H. (2005). Dinámica del fósforo en suelos tropicales. Fósforo: agricultura y medio ambiente, 46, 253-262.

EFECTO DE FERTILIZACIÓN CON FÓSFORO Y NITRÓGENO SOBRE LA PRODUCCIÓN Y CALIDAD NUTRITIVA DE *PANICUM COLORATUM*

Huespe, D.[1], Paredes, S.[1*], Butti, L.[1], Fernández, R.[2]

[1] AER INTA Guatraché; [2] EEA INTA Anguil; * huespe.daiana@inta.gob.ar

RESUMEN: El mijo perenne (*Panicum coloratum* L.) es una especie forrajera altamente productiva, tolerante a la sequía y adaptada a suelos pobres, lo que la convierte en una alternativa estratégica para regiones semiáridas. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización con fósforo (P) y nitrógeno (N) sobre la producción y valor nutritivo de mijo perenne durante dos años consecutivos. Se aplicaron dosis de 40 y 80 kg N ha^{-1} con urea, con y sin fósforo (10 kg P ha^{-1} de superfosfato), además de un testigo sin fertilización y un tratamiento solo con P. Se cuantificó la materia seca acumulada (MS_{AC}), la eficiencia en el uso del nitrógeno (EUN) y la calidad nutricional se evaluó mediante proteína bruta (PB). Durante el primer año, los rendimientos promediaron 3677 kg MS ha^{-1}, alcanzando un máximo de 4500 kg ha^{-1}, mientras que, en el segundo año, con condiciones climáticas más favorables, los rendimientos oscilaron entre 4900 y 7900 kg ha^{-1}. La fertilización nitrogenada promovió aumentos significativos en la producción de biomasa y la dosis de 40 kg N ha^{-1} mostró la mayor eficiencia de uso de N. La combinación de 40 kg N ha^{-1} con P incrementó la producción en un 27% y la combinación 80N+P aumentó la biomasa entre un 40 a 50% según el año. En cuanto a calidad, la fertilización nitrogenada elevó los niveles de PB con un promedio de 7,5% en el primer año y 9,7% en el segundo, siendo el tratamiento con 40N+P el más efectivo. En este estudio, se observó que la productividad del mijo perenne está condicionada por las condiciones climáticas del sudeste de La Pampa.

PALABRAS CLAVE: pastura perenne, región semiárida pampeana.

INTRODUCCIÓN

Las gramíneas perennes de crecimiento estival presentan, en general, una baja concentración de nitrógeno (N) en sus tejidos. En consecuencia, el mantillo que generan posee una elevada relación carbono:nitrógeno (C:N>30), lo que estimula la inmovilización microbiana del N y afecta tanto el proceso de mineralización como la posterior disponibilidad del nutriente para las plantas (Bushby et al., 1992). La mineralización neta de N tiende a ser mínima cuando los residuos vegetales contienen menos de 0,75% de N, un valor habitual en tejidos senescentes de estas gramíneas no fertilizadas (Ferri, 2011). Como resultado, durante la descomposición se reduce la disponibilidad de N en el suelo, lo que limita el crecimiento vegetal. En contraste, la fertilización nitrogenada incrementa el N dentro de la planta y mejora tanto la cantidad como la calidad del mantillo. Este efecto favorece la descomposición del material vegetal y contribuye a un mayor aporte de N a la pastura (Beare et al., 2005). Asimismo, la fertilización constituye una herramienta eficaz para corregir deficiencias nutricionales en cultivos y recursos forrajeros; sin embargo, su uso en los establecimientos ganaderos de la región sigue siendo limitado. Además, la región pampeana presenta un régimen semiárido con clima templado de transición, caracterizado por deficiencia hídrica, suelos frágiles y de baja fertilidad, con amplias fluctuaciones térmicas y heladas severas. Las precipitaciones disminuyen desde 700 mm hacia el oeste hasta alrededor de 500 mm anuales y las temperaturas medias oscilan entre 23,2 °C en enero y 6,9 °C en julio (Belmonte y Olguín Páez, 2024; Blain y Ruiz, 2024). Los nutrientes que con mayor frecuencia restringen el crecimiento de pasturas y pastizales son principalmente el fósforo (P) y el N (Marino, 2023). En este

contexto, las especies megatérmicas se presentan como alternativas para la producción de forraje en suelos con limitantes edafo-climáticas. Sin embargo, el rendimiento de estas resulta variable entre sitios de acuerdo con sus características edáficas y también debido al momento y la cantidad de precipitaciones recibida (Tomás et al., 2018). El mijo perenne (*Panicum coloratum L.*), es una especie forrajera reconocida por su alta productividad y notable tolerancia a la sequía. Su uso ha crecido en los sistemas productivos (Scherger, 2020), gracias a sus beneficios como la estabilidad en los niveles de producción de forraje (Lauric et al., 2018). Su capacidad de adaptarse a diversos tipos de suelo y de recuperarse tras periodos de estrés hídrico la convierte en una alternativa estratégica para la producción ganadera en regiones semiáridas, como el sudeste de La Pampa y adaptándose a suelos de baja fertilidad (Paredes et al., 2018; Paredes et al., 2025). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización con P y N sobre la producción y valor nutritivo de mijo perenne en un suelo del sudeste de La Pampa.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó sobre un suelo clasificado como Paleustol petrocálcico, ubicado a 8 km de la localidad de Jacinto Arauz, La Pampa (38º01'50,4"; 63º20´51,7"). Sobre una pastura de *Panicum coloratum*, L. var. Klein verde (mijo perenne) implantada en noviembre del 2013. Se realizó un muestreo compuesto de 5 piques a una profundidad de 0-20 cm para caracterizar el suelo. Se realizaron las siguientes determinaciones: análisis granulométrico (Hidrómetro de Bouyoucus), materia orgánica (MO) (Walkley y Black, 1934), pH (1:2,5) y fósforo extractable (Bray y Kurtz, 1945). Con los datos de MO y contenidos de arcilla y limo se calculó el índice de materia orgánica total/arcilla-+limo (IMO) propuesto por Quiroga et al. (2006) (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización del suelo a 0-20 cm de profundidad, MO, materia orgánica; IMO, índice de materia orgánica; Pe, fósforo extractable y pH, potencial Hidrógeno.

Textura	Arcilla	Limo	Arena		MO	IMO	Pe	pH
			%				mg kg^{-1}	1:2,5
Franco	24,2	36,2	39,7	60,3	2,8	4,7	6,5	7,2

Las dosis de fertilización utilizadas fueron de 40 y 80 kg de N ha^{-1} (40N y 80N), equivalentes a 80 y 160 kg de urea ha^{-1}, con y sin fósforo (P), aplicando una dosis fija de 10 kg P ha^{-1}, de superfosfato (40N+P y 80N+P) y tratamientos sin aplicación de fertilizante (T) y solo con P (P). Se cuantificó la materia seca (MS kg ha^{-1}) del mijo perenne durante dos ciclos consecutivos 2023-2024 y 2024-2025. Se realizaron tres momentos de cortes según el régimen hídrico y de temperaturas de cada año. Se analizó la eficiencia de uso aparente del nitrógeno (EUN) utilizando la siguiente ecuación:

$$EUN\ (kg\ MS\ kg\ N^{-1}) = MS\ N^{-1}$$

Dónde: MS: producción de materia seca (kg ha^{-1}); N: nitrógeno del fertilizante (kg ha^{-1}).

En cada tratamiento de fertilización se cuantificó la materia seca acumulada (MS_{AC}), como la suma de la MS obtenida en los tres cortes de la pastura. Respecto a los parámetros de calidad nutricional evaluados, se tomaron muestras de forraje en cada corte. Las muestras fueron secadas en estufa a 60 C° durante 72 horas y posteriormente fueron molidas. Se determinó Proteína Bruta (PB), en función del modelo de calibración desarrollado por el laboratorio de calidad de forrajes y NIRS de la Estación Experimental INTA Anguil La Pampa (Juan et al., 2016).

Análisis estadístico

El diseño experimental fue en bloques con un tamaño de parcela de 50 m^2 por tratamiento. La unidad de muestreo fue de 0,5 m^2. El análisis estadístico fue mediante el análisis de la varianza (ANOVA) con el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2020). La comparación de medias de tratamientos fue analizada por el Test de Tuckey con un nivel de significancia del $P \leq 0{,}10\%$. La calidad y la eficiencia fueron analizadas por el Test de Fisher ($P \leq 0{,}05\%$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el primer año (2023-24), caracterizado por precipitaciones inferiores al promedio histórico (640 mm), los rendimientos promediaron 3677 kg de biomasa ha^{-1}, con un máximo de 4500 kg ha^{-1} (Figura 1, a). En el segundo año (2024-25), bajo condiciones climáticas más favorables, los rendimientos oscilaron entre 4900 y 7900 kg ha^{-1} (Figura 1, b). La fertilización nitrogenada generó respuestas positivas en la producción de forraje en ambos años. La dosis de 40 kg N ha^{-1} presentó la mayor eficiencia en el uso de nitrógeno, en comparación con el testigo sin fertilizar. La incorporación de fósforo (10 kg P ha^{-1}) al tratamiento con 40 kg N ha^{-1} incrementó la producción de biomasa en un 26 y 29% más en el año 2024 y 2025 respectivamente, mientras que, con la combinación de P y 80 kg N el incremento fue del 50% en 2024 y del 40% en 2025 (Figura 1). En el ciclo 2024-25 el mijo perenne no solo aportó entre 6000 y 7000 kg ha^{-1} (600 a 700 raciones), sino que la fertilización permitió aumentar entre 1000 a 2000 kg ha^{-1} (100 a 200 raciones adicionales). En concordancia con otros estudios, en los cuales hay reportes que la fertilización con N influyó positivamente en la producción de forraje (Bruno et al. 1982; Boschma et al., 2014; Pesqueira et al., 2016) e incrementó el contenido de proteína bruta (Mattera et al., 2023). En otro estudio desarrollado en la zona denominada Cuenca del Salado, Lovizio J. E. (2013), observó diferencias significativas a favor del *Panicum* fertilizado respecto al no fertilizado con valores de producción en el cultivo fertilizado de 3755Kg MS ha^{-1}, mientras que el cultivo no fertilizado fue de 3042 Kg MS ha^{-1}. En ese trabajo, el autor corroboró la tolerancia del mijo perenne a la sequía, entregando mayor producción respecto al pastizal natural, con un incrementó en un 117 %.

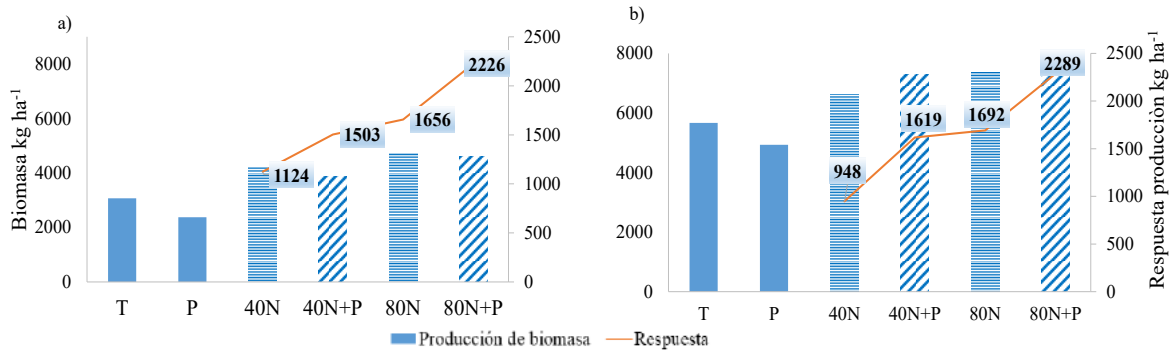


Figura 1. Producción de biomasa en kg ha^{-1} de la pastura y la respuesta de la producción en kg ha^{-1} al fertilizar en función del testigo durante los períodos a) 2023-2024 y b) 2024-2025.

La variable EUN presentó similar comportamiento en ambos años, en los cuales se observó mayor eficiencia en los tratamientos con 40 kg N con y sin P, con valores del 15% superiores para el año 2025 respecto al 2024. Con dosis superiores de N, la eficiencia disminuye alrededor del 48% en ambos años. La fertilización nitrogenada incrementa tanto la concentración como la acumulación de N en numerosas especies forrajeras, así como su crecimiento (Silva et al., 2016; Mattera et al., 2023). Estudios realizados en La Pampa, sobre *Panicum coloratum* mostraron una mayor eficiencia con la aplicación de 40 kg N ha^{-1} respecto de 120 kg N ha^{-1}, posiblemente debido a la removilización interna del nutriente (Alonso et al, 2021). En plantas sin defoliar, la demanda de N para la producción de nuevas hojas disminuye progresivamente a medida que las hojas senescentes aportan mayores cantidades de N recirculante (Lemaire y Chapman, 1996), pudiendo reciclarse entre el 75 y el 80% del N foliar (Lemaire y Culleton, 1989). Además, la fertilización con N modifica variables morfogenéticas a nivel de macollos, alterando la estructura de la planta. Otro estudio, demostró que la fertilización con N afectó la expresión de variables morfogenéticas a nivel de macollos y en consecuencia, la estructura de la planta. Si bien la eficiencia agronómica fue similar (11,4 kg MS kg^{-1} N aplicado) entre dosis de N, la eficiencia fisiológica respondió positivamente a los aumentos en la dosis de N (Alonso et al., 2021).

Tabla 2. Eficiencia de uso del nitrógeno (EUN) para los distintos tratamientos de fertilización durante dos años.

	EUN										
	T	P	40N		40N+P		80N		80N+P		p-valor
2023/24	-	-	35,7	b	35,9	b	18,9	ab	18,2	ab	0,0012
2024/25	-	-	55,1	b	60,6	b	30,6	c	33,2	c	<0,0001

T, tratamiento de fertilización testigo. P, tratamiento de fertilización con 10 kg P ha^{-1}. N40, tratamiento con 40 kg N ha^{-1}. N40+P, tratamiento con 40 kg N ha^{-1} y 10 kg P ha^{-1}. N80, tratamiento con 80 kg N ha^{-1}. N80+P, tratamiento con 80 kg N ha^{-1} y 10 kg P ha^{-1}. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (p>0,05).

En cuanto a la calidad de forraje, se observó en el primer ciclo evaluado un promedio de 7,5% de PB con un rango de 6,3 a 9,0% mientras que, en el segundo año el valor promedio fue superior con un valor promedio de 9,7% PB y un rango de entre 8,4 a 11,0%. El valor máximo se obtuvo con el tratamiento de 40 kg N con P con valores de 9,0% para el ciclo 2024 y de 11,0% para el tratamiento con 80 kg de N y P para el ciclo 2025. Además, se observaron diferencias significativas en la PB por el uso de fertilización con el tratamiento 40N+P respecto al testigo en ambos años. En este estudio, en los dos ciclos evaluados, la digestibilidad fue del 60%, valores similares a los reportados por Paredes y Lerh (2019) en el sudeste de La Pampa.

CONCLUSIONES

La fertilización nitrogenada produjo respuestas positivas en la producción de forraje.
La dosis de 40 kg N ha^{-1} resultó ser la más efectiva durante su ciclo de crecimiento.
La fertilización nitrogenada mejoró la calidad del forraje, con mayores % de PB en los tratamientos con N. Las condiciones climáticas condicionan la productividad de la pastura en el sudeste de La Pampa.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue financiado por los proyectos estructurales: Producción y ambiente: el cuidado de los recursos naturales ante un nuevo escenario climático y Ganadería bovina sostenible en el semiárido del centro oeste argentino, del INTA. Se agradece a la familia Grand por facilitar el lugar donde se realizó el ensayo.

BIBLIOGRAFÍA

Alonso, A., Trelles, L. E., Jouve, V. V. y Ferri, C. M. (2021). Alonso, A., Trelles, L. E., Jouve, V. V. y Ferri, C. M. (2021). Fertilización nitrogenada en *Panicum coloratum* L. *var coloratum*: dinámica foliar, macollaje, partición de la biomasa y concentración de nitrógeno. RIA. *Revista de investigaciones agropecuarias, 47*(2), 189-197. http://www.scielo.org.ar/pdf/ria/v47n2/0325-8718-RIA-47-02-00189.pdf

Beare, M. H., Curtin, D., Thomas, S., Fraser, D. M., Francis, G. S. (2005). Chemical components and effects on soil quality in temperate grazed pasture systems. En: JARVIS, S.C.; MURRAY, P.J.; ROKER, J.A. (Eds.). Optimization of nutrients cycling and soil quality for sustainable grassland. Wageningen Academic Publishers. Wageningen, Holanda. 25-36. https://uknowledge.uky.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=4934ycontext=igc

Belmonte L. y Olguín Páez R. (2025). Actualización de estadísticas agroclimáticas de Anguil, La Pampa. Registros del observatorio meteorológico de la EEA Anguil “Ing. Agr. Guillermo Covas” 1991-2023 y serie normal climatológica 1991-2020 https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/handle/20.500.12123/19611

Blain, G. y Ruiz, M. (2024). Evaluación de la frecuencia de defoliación en especies megatérmicas en la región semiárida. En: Información técnica Nº203. Plataforma interregional de innovación territorial (PIT) Semiárido central 2020-2024. http://hdl.handle.net/20.500.12123/19019

Boschma, S. P., Murphy, S. R. y Harden, S. (2014). Herbage production and persistence of two tropical perennial grasses and forage sorghum under different nitrogen fertilization and defoliation regimes in a summer-dominant rainfall environment, Australia. *Grass and Forage Science 70*,3:381–393. https://doi.org/10.1111/gfs.12130

Bruno, O. A., Fossati, J. L., Panigatti, J. L., Gambaudo, S., Fenoglio, H. F. y Quaino, O. (1982). Fertilización de grama Rhodes (*Chloris gayana, Kunth*.) en los bajos submeridionales: 1. Nitrógeno y fósforo. *Technical report, 19*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Rafaela, Santa Fe, Argentina.

Bushby, H. V. A., Vallis, I., Myers, R. J. K. (1992). Dynamics of C in a pasture grass (*Panicum maximum var. trichoglume*)-soil system. *Soil Biology and Biochemistry 24*, 381-387. https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90198-7

Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science, 59*(1), 39-45.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. (2020). InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar

Ferri, C. M. (2011). The seasonal and inter annual patterns of biomass accumulation and crude protein in kleingrass (*Panicum coloratum*) in the semiarid Pampean region of Argentina. Ciencia e Investigación Agrícola (Chile), *38*,191-198. https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S071816202011000200003yscript=sci_abstractytlng=en

Lauric, A., De Leo, G. y Torres Carbonell, C. (2018). Resultados de implantación de pasturas perennes dentro de una estrategia de extensión para la adopción de tecnologías sustentables en ambientes semiáridos, 2005-2007 (Pdos Bahía Blanca y Coronel Rosales, Buenos Aires). Congreso de la Asociación Argentina de Extensión Rural.

Lemaire, G. y Chapman, D. (1996). Tissue flows in grazed plant communities. En: HODGSON J.; ILLIUS, A.W. (Eds.). The ecology and management of grazing systems. CAB International, Wallingford, Oxon, Reino Unido. 3-36. https://hal.inrae.fr/hal-02836461v1

Lemaire, G. y Culleton, N. (1989). Effects of nitrogen applied after the last cut in autumn on a tall fescue sward. II. Uptake and recycling of nitrogen in the sward during winter. *Agronomie*, *9* (3),241-249. https://hal.science/hal-00885191v1

Lovizio, J. E. (2013). Evaluación de la producción de biomasa de *panicum coloratum* (L.) (cv. *Klein verde*) en Cuenca del Salado. Trabajo Final de Ingeniería en Producción Agropecuaria. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Católica Argentina. http://bibliotecadigital.uca.edu.ar/repositorio/tesis/evaluacion-produccion-biomasa-panicum.pdf

Marino, M. (2023). Nutrición eficiente de pasturas para una producción ganadera sustentable. Simposio Fertilizar 2023. https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2023/06/17_Nutricion-eficiente-de-pasturas-para-una-produccion-ganadera-sustentable.pdf

Mattera, J., Romero, L. A., Iacopini, M. L., Gaggiotti, M., Cuatrín, A. L. y Tomás, M. A. (2023). Nitrogen fertilization effects on forage production and nutritive value of 4 tropical grasses on alkaline soils in Argentina. *Tropical Grasslands, 11*(3), 233–239. https://doi.org/10.17138/tgft(11)233-239

Paredes, S. S., Stritzler, N. P., Bono, A. y Distel, R. A. (2018). Perennial warm-season grass monocultures and mixtures: Biomass production and soil improvement in semiarid and shallow soil conditions, *Journal of Arid Environments*, *154*, 82-88. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.02.008

Paredes, S. y Lerh, F. (2019). Mijo perenne En:Forrajeras cultivadas anuales y perennes más difundidas en la provincia de La Pampa. Ediciones INTA Anguil. 8, 37-39. https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/handle/20.500.12123/6054

Paredes, S., Fernández, R., Ortiz, D. y Huespe, D. (2025). Efecto de la fertilización con nitrógeno y fósforo en mijo perenne: influencia en la producción y calidad forrajera en el sudeste de La Pampa. *SEMIÁRIDA, 35*(2), 7-18. https://doi.org/10.19137/semiarida.2025(2).7-18

Pesqueira, J., Huarte, H. R. y García, M. D. (2016). Producción de biomasa y respuesta a la fertilización de especies forrajeras subtropicales cultivadas en La Pampa deprimida bonaerense. *Revista de Investigaciones Agropecuarias 42*(1):79–86. https://bit.ly/3P6ZqQJ

Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E. y Peinemann, N. (2006). Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research. 90*: 63-68. https://doi.org/10.1016/j.still.2005.08.019

Scherger, E. D. (2020). Dinámica de macollaje, acumulación de material seca y patrón de enraizamiento de *Panicum coloratum* L. en respuesta a la defoliación [Tesis maestría], Universidad Nacional de La Pampa, Argentina. https://repo.unlpam.edu.ar/bitstream/handle/unlpam/7211/atpschdin020.pdf?sequence=1yisAllowed=y

Silva, V. J., Pedreira, C. G. S., Sollenberger, L. E., Silva, L. S., Yasuoka, J. I. y Almeida, I. C. L. (2016). Canopy height and N affect herbage accumulation, nutritive value, and grazing efficiency of "Mulato ii" brachia riagrass. *Crop Science 56*, 2054-2061. https://doi.org/10.2135/cropsci2015.12.0764

Tomás, M. A., Guerrero, J., Lifschitz, M., Moyano, M., Ré, A., Borrajo, C., Di Lorenzo, E., Chiossone, J. y Barbera, P. (2018). Producción de forraje durante el año de implantación de cultivares de *Panicum coloratum* en diferentes ambientes. In: Información técnica de Cultivos de Verano–Campaña 2018–2019, Publicación miscelánea año VI, no. 2. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Rafaela, Santa Fe, Argentina.148-156. http://hdl.handle.net/20.500.12123/9574

Walkley, A. y Black, I. (1934). An examination of the Degtjareff method for the determining soil organic matter and proposed modification of the chromic titration method. *Soil Science, 37*,29-38.

PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN CONDICIONES CONTROLADAS: EFECTO DE LA FUENTE Y FRACCIONAMIENTO

Iglesias, P.[1*], Wyngaard, N.[1, 2], Sainz Rozas, H.[1, 2, 3], Lewczuk, N.[3], Toribio, M.[4], Rodríguez, P.[1], Ricciuto, D.[1], Romero, J.[1], Reussi Calvo, N.[1, 2]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [2]CONICET; [3]EEA INTA Balcarce; [4]Profertil S.A.; [*]Ruta Nacional 226, km 73.5, (7620) Balcarce, Prov. de Buenos Aires, pauliiglesias11@gmail.com

RESUMEN: El nitrógeno (N) puede perderse por volatilización de amoníaco (NH_3), emisión de óxido nitroso (N_2O) y lavado de nitrato (NO_3^-). El empleo de inhibidores de la actividad ureásica (Limus) y de la nitrificación (DMPP) y la aplicación fraccionada de N son estrategias que reducirían dichas pérdidas de N. El objetivo de este trabajo fue determinar las pérdidas por lavado de NO_3^-, emisiones de N_2O y volatilización de NH_3 desde el suelo luego de la aplicación de cuatro fuentes de N bajo dos estrategias de fertilización. En condiciones controladas, se evaluaron dos estrategias de fertilización: aplicación de la dosis completa al inicio del ensayo (200 kg N ha^{-1}) y fraccionada (120 kg N ha^{-1} al inicio y 80 kg N ha^{-1} a los 21 días desde el inicio), y cuatro fuentes de N [Urea, Urea-Limus, Urea-DMPP y nitrato de amonio calcáreo (CAN)]. Se determinaron las pérdidas por volatilización, emisión y lavado y posteriormente se calcularon las pérdidas totales. Los resultados fueron: a) la volatilización de NH_3 varió desde 0 hasta 9,5% del N aplicado, b) el uso de Urea-Limus y el fraccionamiento de N redujeron las pérdidas por volatilización, c) la emisión de N_2O representó menos del 0,03% del N aplicado, d) el efecto de la fuente y de la estrategia de fertilización no fue consistente sobre la emisión de N_2O, e) el CAN presentó las mayores pérdidas por lavado, f) el fraccionamiento no logró reducir las pérdidas por lavado, y g) las pérdidas totales representaron entre el 31 y 61% del N aplicado, siendo el principal proceso de pérdida el lavado (76-99%). Por lo tanto, la selección de la fuente y la estrategia de fertilización con N permitirían minimizar las pérdidas de N considerando las condiciones predisponentes para cada proceso de pérdida.

PALABRAS CLAVE: volatilización de NH_3, emisión de N_2O, lavado de NO_3^-.

INTRODUCCIÓN

La fertilización con nitrógeno (N) es una práctica agrícola difundida a nivel mundial debido a que el N es el principal nutriente que limita el rendimiento de los cultivos (Raun y Schepers, 2008). Sin embargo, gran parte del N aplicado se pierde del sistema por lavado de nitrato (NO_3^-), volatilización de amoníaco (NH_3) y emisión de óxido nitroso (N_2O). Estas pérdidas no sólo reducen la eficiencia de uso de N (EUN) sino que contribuyen a las emisiones de gases de efecto invernadero y la contaminación de cuerpos de agua. Por lo tanto, es necesario optimizar las estrategias de fertilización, mediante la selección de la fuente, dosis, momento y forma de aplicación correcta. Entre las tecnologías disponibles, se destaca el uso de la urea recubierta con inhibidores de la nitrificación o de la actividad ureásica, los cuales actúan sobre la actividad enzimática de las bacterias nitrificadoras y de las enzimas encargadas de la hidrólisis de la urea, respectivamente (Pan *et al.*, 2016). Asimismo, el fraccionamiento de la dosis de N permitiría reducir las pérdidas de N (Kabir *et al.*, 2021) e incrementar la eficiencia de recuperación de N y la EUN (Mueller *et al.*, 2017). No obstante, aún no existen estudios que evalúen simultáneamente los distintos mecanismos por los cuales el N puede ser perdido del sistema, ni se ha evaluado el efecto combinado del fraccionamiento con el empleo de inhibidores. A su vez, la efectividad de los inhibidores sobre la reducción de las pérdidas de N depende de las condiciones ambientales

(Menéndez *et al.*, 2012). En este sentido, los experimentos en condiciones controladas permiten aislar factores clave y minimizar la influencia de variables no controlables, lo cual facilita la comprensión de los procesos de pérdidas. El objetivo de este trabajo fue determinar en condiciones controladas las pérdidas por volatilización de NH_3, emisiones de N_2O y lavado de NO_3^- desde el suelo luego de la aplicación de cuatro fuentes de N bajo dos estrategias de fertilización.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó sobre un Molisol de textura franca, pH = 6,0, materia orgánica de 42 g kg^{-1} y N mineralizado en condiciones de anaerobiosis (Nan) de 26 mg kg^{-1}. El experimento se realizó siguiendo el protocolo propuesto por Peng *et al.* (2015). Se tomó una muestra compuesta (0-20 cm) cuando el contenido de humedad se encontraba cercano a capacidad de campo, se tamizó por un tamiz de 8 mm de apertura de malla y se utilizó para rellenar 36 columnas de PVC (20 cm alto x 4,5 cm diámetro). Se estableció un diseño completamente aleatorizado con arreglo factorial. Se establecieron 2 factores (fuente y estrategia de fertilización de N) y 4 repeticiones. Las fuentes de N fueron: testigo (0N), nitrato de amonio calcáreo (CAN) y urea convencional (Urea) o tratada con inhibidor de la nitrificación (Urea-DMPP) o con inhibidor de la ureasa (Urea-Limus). En superficie, se aplicó una dosis completa equivalente a 200 kg N ha^{-1} al inicio del experimento o fraccionada (120 kg N ha^{-1} al inicio + 80 kg N ha^{-1} a los 21 días). Los cilindros de PVC se incubaron a 25 °C. Las condiciones de humedad simularon la precipitación media histórica anual (902 mm) en la zona de Balcarce.

En la parte superior de cada cilindro, se colocaron dos esponjas embebidas con H_2SO_4 1 N, la primera para capturar el NH_3 volatilizado y la segunda para evitar interferencias por el NH_3 atmosférico. Las esponjas inferiores se reemplazaron y se extrajo el NH_3 con cloruro de potasio 1 M al día 1, 3 y 7 desde la fertilización, y luego a intervalos semanales hasta el día 42. Se cuantificó el NH_3 volatilizado mediante destilación por arrastre de vapor (Bremner y Keeney, 1965). Para cuantificar la tasa de emisión de N_2O (g ha^{-1} d^{-1}), en los días 1, 2, 3, 5, 7, 22, 23, 24, 26 y 28 se cubrió cada columna con una cámara hermética con un septo durante 45 minutos. En ese lapso, se muestreó cada 15 minutos el aire contenido dentro de la cámara con una jeringa, colocando las muestras en viales. La concentración de N_2O se determinó mediante cromatografía gaseosa. Por su parte, el lavado de NO_3^- se determinó colocando las columnas semanalmente en un sistema de vacío leve a las cuales se les agregó una solución de cloruro de calcio 0,01 M, de manera superficial y gradualmente, según la lámina de precipitación correspondiente. Se determinó el contenido de NO_3^- en el lixiviado mediante destilación por arrastre de vapor.

Las pérdidas totales de N se calcularon como la suma de las pérdidas netas por volatilización, emisión y lavado (provenientes del fertilizante), expresadas como porcentaje (%) del N aplicado. Se analizó mediante ANOVA el efecto de la fuente y la estrategia de fertilización de N sobre cada tipo de pérdida y sobre las totales. La comparación de medias se realizó mediante el test de Tukey (p-valor 0,05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Volatilización de NH_3

La máxima tasa de volatilización se alcanzó a los 7 días de iniciado el ensayo. En los tratamientos fraccionados se observó un segundo pico entre 3 y 7 días luego de la segunda aplicación de N (24 y 28 días de iniciado el experimento). Estos resultados coinciden con lo informado por Rodrigues Soares *et al.* (2012), aunque el pico se retrasó respecto a condiciones de campo lo cual se atribuye a la ausencia de residuo húmedo en superficie y flujos de aire (Cantarella *et al.*, 2018).

La volatilización acumulada promedio varió desde 8,7 hasta 15,3 kg N ha^{-1} para tratamientos fraccionados y desde 8,7 hasta 27,7 kg N ha^{-1} para tratamientos completos (Figura 1), lo cual representa entre el 0 y 9,5% del N aplicado. Estos valores son inferiores a los observados en condiciones de campo (Tovar Hernández *et al.*, 2025), lo que puede deberse a i) una mayor concentración de amonio en el ambiente de la cámara, que es más reducido respecto a las trampas de campo y/o a ii) diferencias de humedad y temperatura superficial

del suelo entre incubaciones y campo (Cantarella *et al.*, 2018). Se observó interacción significativa entre la fuente y la estrategia de fertilización de N. El fraccionamiento de N redujo la volatilización un 71% para Urea, 81% para Urea-Limus y 66% para Urea-DMPP, respecto a la aplicación completa. Por otra parte, las diferencias entre fuentes de N siguieron la tendencia Urea = Urea-DMPP > Urea-Limus > CAN para la aplicación completa y Urea-DMPP ≥ Urea ≥ Urea-Limus ≥ CAN para la aplicación fraccionada; lo cual coincide con lo observado en estudios previos (Pan *et al.*, 2016).

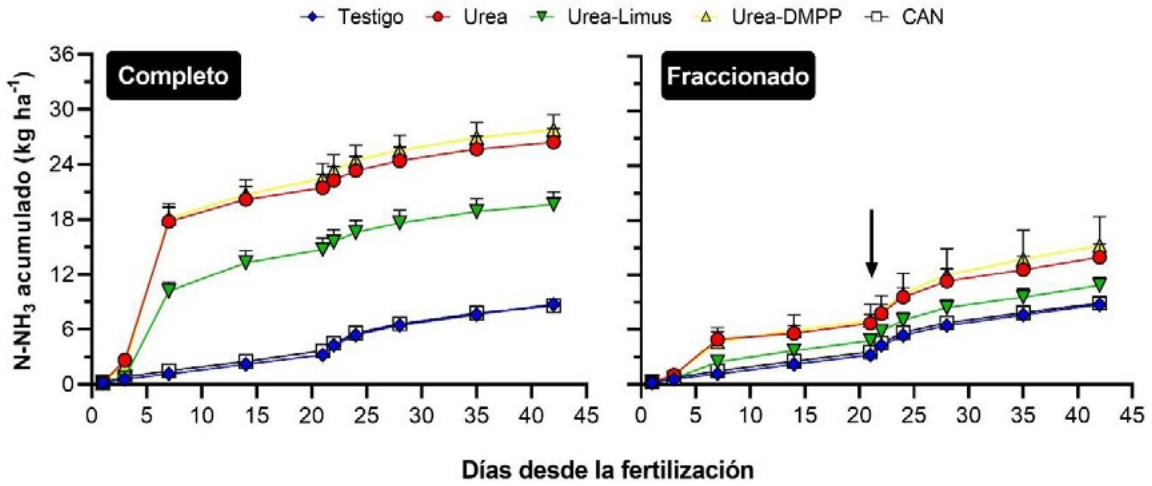


Figura 1. Volatilización acumulada de NH_3 (kg ha^{-1}) en función de los días desde la fertilización para diferentes fuentes y estrategias de fertilización de N. La flecha negra indica el momento de la segunda fertilización de N para el tratamiento fraccionado.

Emisión de N_2O

La emisión acumulada neta promedio varió desde 6,1 hasta 52,1 g N-N_2O ha^{-1}, lo cual representa entre el 0,003 y el 0,026% del N aplicado (Figura 2). Si bien se observó interacción entre la fuente y la estrategia de fertilización, sólo hubo diferencias entre estrategias de fertilización para Urea-DMPP, siendo superior para el tratamiento completo (52,1 vs 13,1 g N-N_2O ha^{-1}). Respecto a las fuentes, Urea-DMPP presentó las mayores pérdidas ($p<0,05$) cuando se aplicó la dosis completa. Si bien para el tratamiento fraccionado, la aplicación de Urea presentó mayores pérdidas acumuladas, las mismas no fueron significativas respecto a las demás fuentes de Urea. El efecto de la fuente sobre la emisión de N_2O no fue consistente, debido a la gran variabilidad en la eficiencia con que fuentes alternativas a la Urea modifican las pérdidas, incluso bajo condiciones controladas (Menéndez *et al.*, 2012).

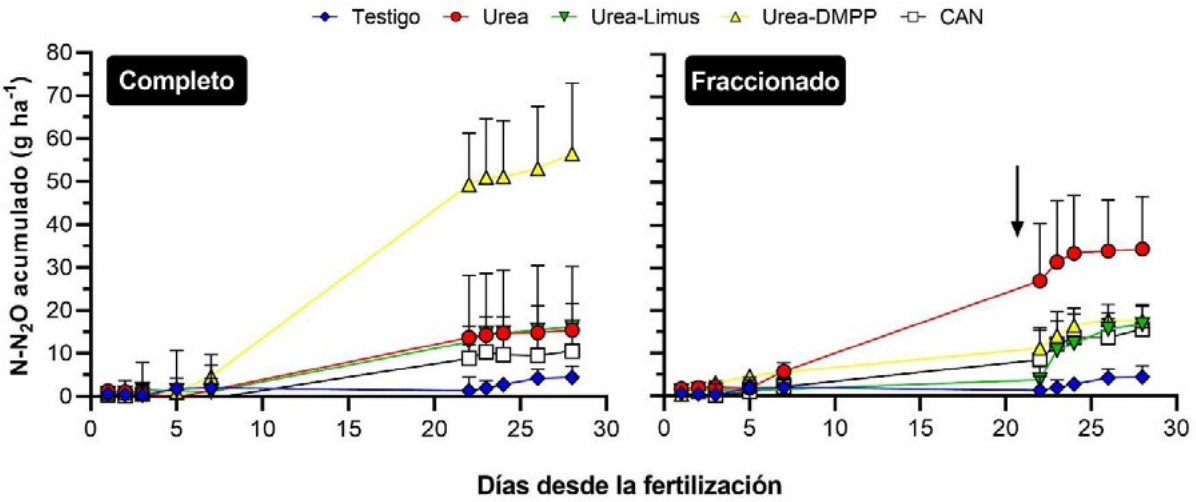


Figura 2. Emisión acumulada de N_2O (g ha^{-1}) en función de los días desde la fertilización para diferentes fuentes y estrategias de fertilización de N. La flecha negra indica el momento de la segunda fertilización para el tratamiento fraccionado.

Lavado de NO_3^-

Las pérdidas acumuladas netas por lavado variaron desde 55,1 hasta 111,5 kg N-NO_3^- ha^{-1} según fuente y estrategia de fertilización, lo cual representa entre el 27,5% y el 55,7% del N aplicado (Figura 3). Se detectó interacción significativa entre los factores, siendo la tendencia entre fuentes: CAN ≥ Urea-Limus ≥ Urea = Urea-DMPP para tratamientos fraccionados y CAN ≥ Urea ≥ Urea-Limus ≥ Urea-DMPP para tratamientos completos. En cuanto a estrategias de fertilización, sólo hubo diferencias significativas para Urea. Estudios previos indicaron que las aplicaciones divididas son efectivas cuando el potencial de lavado del suelo es alto y cuando el fertilizante se aplica junto con agua de riego (Arregui y Quemada, 2006). El mayor potencial de pérdida de CAN respecto a Urea ya ha sido informado (Arora *et al.*, 1987). A pesar de no haber consenso científico respecto al efecto de Urea-Limus, nuestros resultados coincidieron con Dougherty *et al.* (2016) quienes no detectaron diferencias con Urea.

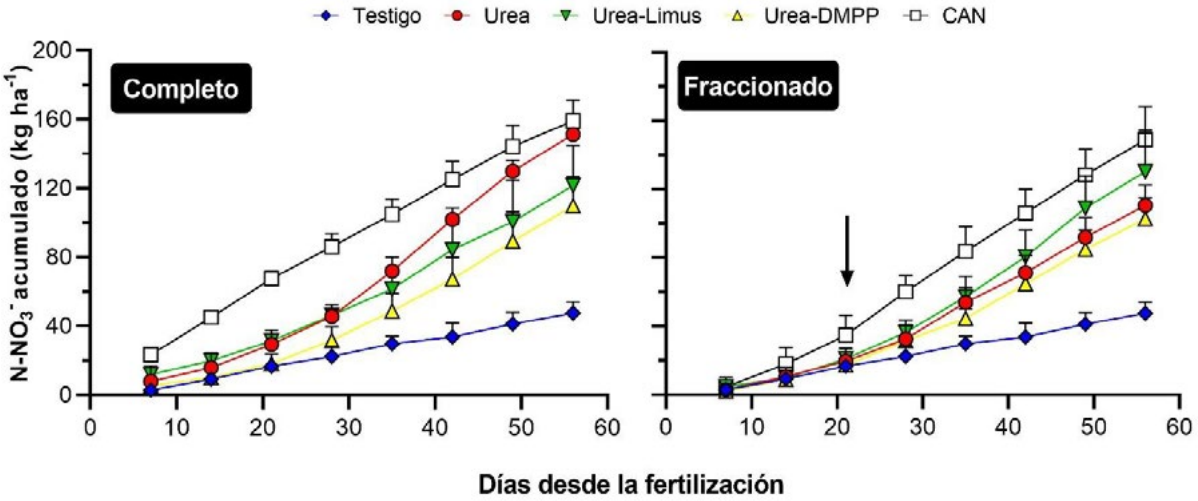


Figura 3. Lavado acumulado de NO_3^- (kg ha^{-1}) en función de los días desde la fertilización para diferentes fuentes y estrategias de fertilización de N. La flecha negra indica el momento de la segunda fertilización para el tratamiento fraccionado.

Pérdidas totales

Las pérdidas totales promedio variaron desde 30,8% hasta 60,8% del N aplicado, siendo la principal pérdida el lavado de NO_3^- (76-99% de las pérdidas totales) (Figura 4). La magnitud de este proceso se ve magnificada producto de la ausencia de plantas, por lo que los únicos

destinos del N aplicado son permanecer en el suelo o ser perdido del sistema. En general, no hubo diferencias significativas entre estrategias de fertilización, excepto para la Urea ya que al aplicar la dosis fraccionada las pérdidas se redujeron en un 44%. El empleo de inhibidores fue efectivo para reducir las pérdidas totales respecto a Urea únicamente cuando se aplicó la dosis completa de N, debido principalmente a las menores pérdidas por lavado de NO_3^- y volatilización de NH_3 para Urea-DMPP y Urea-Limus, respectivamente. Estos resultados permiten identificar las prácticas de manejo más adecuadas según el tipo de pérdida predominante. Bajo condiciones que favorezcan la volatilización de NH_3, la aplicación de Urea-Limus o CAN sería una práctica efectiva, mientras que cuando el riesgo de lavado de NO_3^- es elevado, la aplicación fraccionada de Urea o Urea-DMPP minimizaría dichas pérdidas.

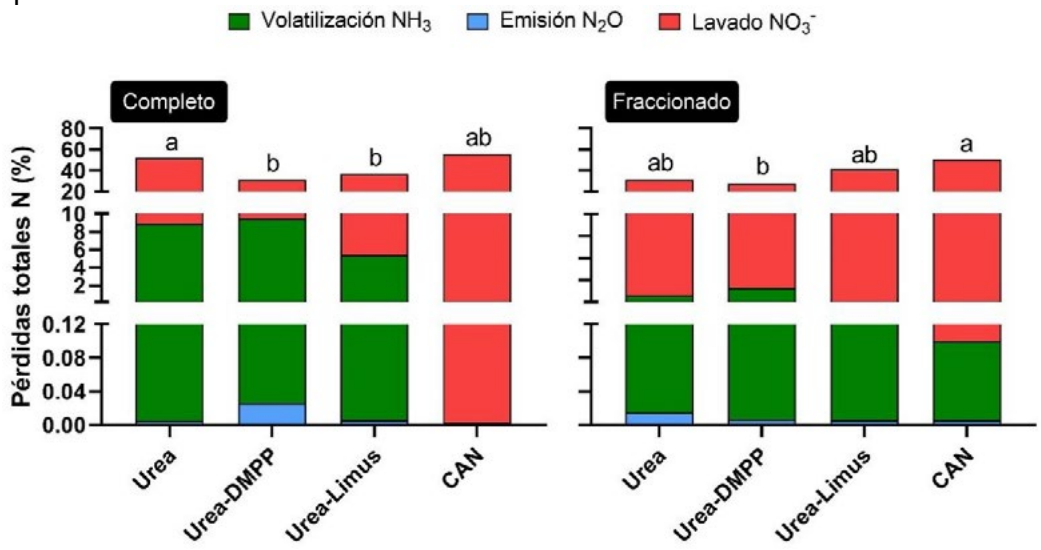


Figura 4. Pérdidas totales (% N aplicado) para diferentes fuentes y estrategias de fertilización de N. Letras distintas indican diferencias significativas entre fuentes para cada estrategia (Tukey, p<0,05).

CONCLUSIONES

El uso de inhibidores de la actividad ureásica y de la nitrificación redujeron las pérdidas totales respecto a Urea cuando se aplicó la dosis completa de N. En cambio, el CAN presentó las mayores pérdidas totales debido al lavado de nitrato. El fraccionamiento solo resultó efectivo al aplicar Urea. Estos resultados permiten identificar las estrategias de manejo de la fertilización con N más efectivas para minimizar las pérdidas de N considerando las condiciones predisponentes de cada proceso de pérdida.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la empresa Profertil S.A por el financiamiento de la investigación, además de los proyectos PICT 2020- 0605 y AGR 704/23.

BIBLIOGRAFÍA

Arora, Y., Nnadi, L. A., y Juo, A. S. R. (1987). Nitrogen efficiency of urea and calcium ammonium nitrate for maize (Zea mays) in humid and subhumid regions of Nigeria. *The Journal of Agricultural Science*, 109(1), 47-51. DOI: 10.1017/S0021859600080977

Arregui, L. M., y Quemada, M. (2006). Drainage and nitrate leaching in a crop rotation under different N-fertilizer strategies: application of capacitance probes. *Plant Soil*, 288, 57-69. DOI 10.1007/s11104-006-9064-9

Bremner, J. M., y Keeney, D. R. (1965). Steam distillation method for determination of ammonium, nitrate and nitrite. Analytica Chimica. Acta 32, 485-495.

Cantarella, H., Otto, R., Rodrigues Soares, J., y Gomes de Brito Silva, A. (2018). Agronomy efficiency of NBPT as a urease inhibitor: a review. *Journal of Advanced Research*, 13, 19-27. DOI: 10.1016/j.jare.2018.05.008.

Dougherty, W. J., Collins, D., Van Zwieten, L., y Rowlings, D. W. (2016). Nitrification (DMPP) and urease (NBPT) inhibitors had no effect on pasture yield, nitrous oxide emissions, or nitrate leaching under irrigation in a hot-dry climate. *Soil Research*, 54(5), 675-683. DOI: 10.1071/SR15330

Kabir, T., De Laporte, A., Nasielski, J., Weersink, A. (2021). Adjusting nitrogen rates with split applications: modelled effects on N losses and profits across weather scenarios. *European Journal of Agronomy*, 129, 126328. https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126328

Menéndez, S., Barrena, I., Setien, I., González-Murua, C., y Estavillo, J. M. (2012). Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions. *Soil, Biology and Biochemistry*, 53, 82-89. DOI:10.1016/j.soilbio.2012.04.026

Mueller, S. M., Camberato, J. J., Messina, C., Shanahan, J., Zhang, H., y Vyn, T. (2017). Late-split nitrogen applications increased maize plant nitrogen recovery but not yield under moderate to high nitrogen rates. *Agronomy Journal*, 109, 2689-2699. DOI:10.2134/agronj2017.05.0282

Pan, B., Lam, S. K., Mosier, A., Luo, Y., y Chen, D. (2016). Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: a global synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 283-289. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.019

Peng, X., Maharjan, B., Yu, C., Su, A., Jin, V., y Ferguson, R. B. (2015). A laboratory evaluation of ammonia volatilization and nitrate leaching following nitrogen fertilizer application on a coarse-textured soil. *Agronomy Journal*, 107, 871-879. DOI: 10.2134/agronj14.0537.

Raun, W. R., y Schepers, J. S. (2008). Nitrogen Management for Improved Use Efficiency. En Nitrogen in Agricultural Systems (eds J.S. Schepers and W.R. Raun). https://doi.org/10.2134/agronmonogr49.c17

Rodrigues Soares, J. R., Cantarella, H., y de Campos Menegale, M. L. (2012). Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. *Soil biology and biochemistry*, 52, 82-89. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.04.019

Tovar Hernández, S., Salvagiotti, F., Lewczuk, N., Carciochi, W., Hernandez Guijarro, K., Biassoni, M., Kehoe, E., Avila, O., García, G., Toribio, M., García, F., Sainz Rozas, H., y Reussi Calvo, N. (2025). Are gaseous nitrogen losses affected by the fertilizer type and rate in maize? *Soil & Tillage Research*, 251, 106519. https://doi.org/10.1016/j.still.2025.106519

UREA RECUBIERTA CON SILICIO EN MAÍZ: ¿MEJORA LA EFICIENCIA DE USO DEL NITRÓGENO?

Iglesias, P.[1*], Wyngaard, N.[1, 2], Sainz Rozas, H.[1, 2, 3], Moschen, F.[4], Marozzi, F.[4], Lewczuk, N.[3], Rodríguez, P.[1], Reussi Calvo, N.[1, 2]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [2]CONICET; [3]EEA INTA Balcarce; [4]Silicon Biotech; [*]Ruta Nacional 226, km 73.5, (7620) Balcarce, Prov. de Buenos Aires, pauliiglesias11@gmail.com

RESUMEN: Los fertilizantes de liberación controlada (FLC) son propuestos como una estrategia para reducir las pérdidas por volatilización de amoníaco (NH_3) e incrementar el rendimiento y la eficiencia de uso de nitrógeno (EUN) del cultivo. No obstante, no existe suficiente información acerca de la urea recubierta con silicio. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de cuatro fuentes y dos dosis de N sobre la volatilización de NH_3, el rendimiento y la EUN en maíz. Se realizó un experimento de maíz en Balcarce. Los tratamientos consistieron en la aplicación de dos dosis de N en cuatro hojas desarrolladas (80 y 160 kg N ha^{-1}) combinadas con cuatro fuentes [urea, urea recubierta con silicio poroso (urea-Po), urea recubierta con silicio modificado (urea-Mod) y nitrato de amonio calcáreo (CAN)]. Se midió la volatilización de NH_3, y el contenido de amonio y nitrato en el suelo. A madurez fisiológica se determinó el rendimiento y la concentración de N en biomasa de maíz. Luego, se calculó la EUN y la eficiencia de recuperación de N (ERN). Los resultados fueron: a) la volatilización de NH_3 se incrementó con la dosis de N, b) solo el CAN redujo las pérdidas de NH_3 respecto a la Urea, c) se detectó efecto de la fuente y dosis sobre el contenido de amonio y solo de dosis sobre el de nitrato, d) No se observó efecto significativo de la fuente sobre el rendimiento, la EUN y la ERN. Si bien el empleo de urea recubierta con silicio no redujo las pérdidas por volatilización respecto a urea o CAN, se observó como tendencia una leve mejora de la recuperación del N por parte del cultivo y, por lo tanto, permitiría minimizar otras pérdidas de N en el sistema.

PALABRAS CLAVE: volatilización NH_3, disponibilidad de N, recuperación de N.

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es uno de los nutrientes que limita en mayor medida el rendimiento del cultivo de maíz (*Zea mays* L.) (Raun y Schepers, 2008). A nivel mundial, una de las fuentes nitrogenadas más utilizadas es la urea, la cual, al ser aplicada al suelo es hidrolizada por acción de la enzima ureasa (Lam et al., 2022). Como resultado de esta reacción se forma amonio (NH_4^+), compuesto que puede transformarse en amoníaco (NH_3) y perderse a través del proceso de volatilización, una de las principales vías de pérdida de N. En América del Sur se han informado pérdidas por volatilización de entre el 2% y el 32% del N aplicado, reduciendo la eficiencia del uso del N (EUN), el rendimiento y generando impactos ambientales negativos (Pan *et al.*, 2016). Para mitigar estas pérdidas se han desarrollado fertilizantes de eficiencia mejorada, entre ellos los fertilizantes de liberación controlada (FLC) que a través de distintos recubrimientos regulan la liberación del nutriente, extendiendo su disponibilidad en el suelo para ser absorbido por las plantas (Singh *et al.*, 2024). Se han observado reducciones de la volatilización entre un 27 y 83% junto con incrementos en el rendimiento y la EUN, al sincronizar la oferta con la demanda del cultivo (Yang *et al.*, 2021; Lam *et al.*, 2022). Si bien existen estudios sobre distintos tipos de recubrimiento de fertilizantes aplicados al cultivo, el efecto de la urea recubierta con silicio ha sido poco explorado. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de cuatro fuentes y dos dosis de N sobre la volatilización de NH_3, el rendimiento del cultivo y la EUN en maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante la campaña 2024-2025 se realizó un experimento bajo siembra directa en Balcarce, Buenos Aires. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones y se empleó un hibrido de maíz adaptado a la zona. Se evaluaron nueve tratamientos que combinaron fuentes y dosis de N. Las fuentes de N empleadas fueron: urea (46-0-0), urea recubierta con silicio poroso (Urea-Po), urea recubierta con silicio modificado (Urea-Mod) y nitrato de amonio calcáreo (CAN) (27-0-0). Las distintas formulaciones de silicio variaban en su porosidad y solubilidad en agua (Silicon Biotech). Las dosis aplicadas en cuatro hojas desarrolladas (Ritchie y Hanway, 1982) fueron 0, 80 y 160 kg N ha^{-1}. Se trabajó sin limitaciones de fósforo (P) y azufre. A la siembra se realizaron muestreos de suelo en superficie (0-20 cm) para determinar pH (Thomas y Hargrove, 1984), materia orgánica (MO) (Walkley y Black, 1934), P-Bray (Bray y Kurtz, 1945) y nitrógeno mineralizado en incubación anaeróbica (Nan) (Keeney y Nelson, 1983), y en el perfil (0-20, 20-40 y 40-60 cm) para nitrato (NO_3^-) (Keeney y Nelson, 1983). El contenido de MO fue de 52 g kg^{-1}, el pH de 5,6 y la concentración de P-Bray de 16 mg kg^{-1}. Si bien la disponibilidad inicial de N-NO_3^- fue media a alta (114 kg N ha^{-1}), el bajo Nan (45 mg kg^{-1}) sugiere una alta probabilidad de respuesta al agregado de N.

Se determinó la volatilización de N-NH_3 utilizando un sistema estático semiabierto (Miola *et al.*, 2015) desde la fertilización hasta que las pérdidas de los tratamientos fertilizados fueron insignificantes e igualaron a los del tratamiento con 0N, o se registró una lluvia mayor a 10 mm. Al finalizar el período de medición de pérdidas, se tomaron muestras de suelo (0-10 cm) en cada unidad experimental para la determinación de N-NH_4^+ y N-NO_3^-. En madurez fisiológica se cuantificó la acumulación de N en biomasa aérea del maíz. A su vez, se cosecharon 10 m lineales de los 3 surcos centrales de cada parcela, se determinó el contenido de humedad y el rendimiento se expresó al 14,5%. Se calculó la EUN como el cociente entre la diferencia del rendimiento del tratamiento con N y el 0N, y el N aplicado, y la ERN como el cociente entre la diferencia del N acumulado (N_{acum}) en biomasa aérea del tratamiento con N y el 0N, y el N aplicado. Por último, se analizó mediante ANOVA el efecto de la fuente y dosis de N sobre cada una de las variables determinadas. La comparación de medias se realizó mediante el test de Tukey (p-valor 0,05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Volatilización de NH_3

Las pérdidas acumuladas por volatilización variaron desde 1,1 hasta 24,1 kg N-NH_3 ha^{-1}, lo cual representa entre el 0,8% y el 15,0% del N aplicado (Figura 1). Se detectó interacción significativa entre la fuente y dosis de N. Si bien no se detectaron diferencias entre fuentes de urea, CAN logró diferenciarse de las demás fuentes y presentó las menores pérdidas de N-NH_3 (~1% del N aplicado). No se determinó un mejor comportamiento de la urea protegida respecto a la urea y CAN. Estos resultados difieren de lo observado en otros estudios donde los FLC reducen entre un 40% y 68% las pérdidas respecto a la Urea (Pan *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2021). Una de las posibles causas de que estos fertilizantes no sean efectivos como los inhibidores de la actividad ureásica es debido la porosidad del silicio, la cual no sea efectiva para reducir la concentración de NH_4^+. Por último, la volatilización acumulada de NH_3 se incrementó con la dosis de N para todas las fuentes, excepto para CAN, lo cual coincide con lo reportado en estudios previos (Huang *et al.*, 2016).

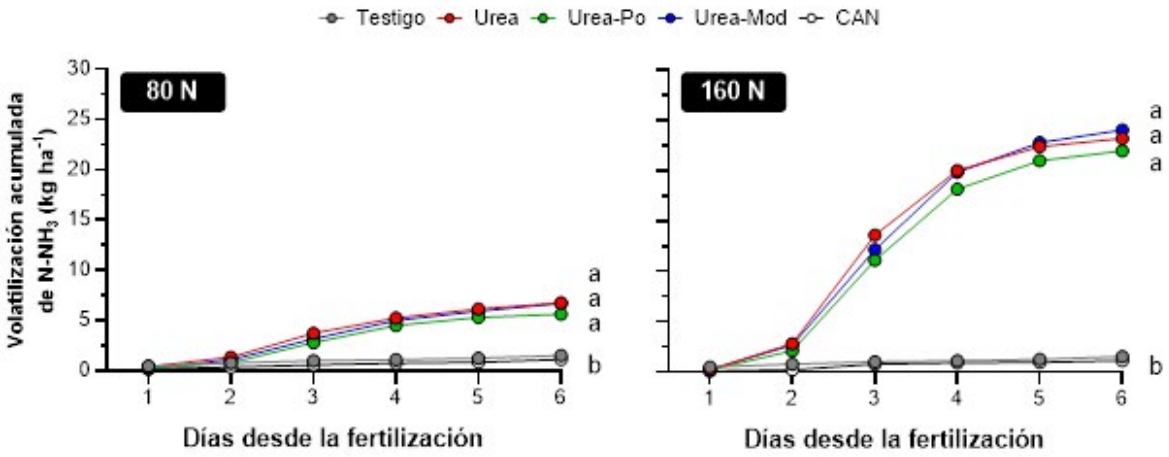


Figura 1. Volatilización acumulada de NH_3 (kg ha^{-1}) según fuente de N para 80 y 160 kg N ha^{-1}. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre fuentes para cada dosis (Tukey, p<0,05).

Disponibilidad de N

El contenido promedio de $N\text{-}NH_4^+$ en los primeros 10 cm de suelo varió desde 5,5 hasta 64,4 mg kg^{-1}, y el de $N\text{-}NO_3^-$ desde 6,1 hasta 19,3 mg kg^{-1}, según fuente y dosis de N (Figura 2). Se observó efecto de la fuente y la dosis sobre el contenido de $N\text{-}NH_4^+$, mientras que para $N\text{-}NO_3^-$ se observó solamente efecto de dosis. El contenido de $N\text{-}NH_4^+$ y de $N\text{-}NO_3^-$ se incrementó con la dosis de N. En cuanto al contenido de $N\text{-}NH_4^+$ la tendencia fue: Urea ≥ Urea-Po ≥ Urea-Mod = CAN. Por lo tanto, el empleo de urea recubierta con silicio podría modificar la disponibilidad de N en los primeros 10 cm de suelo. Estudios previos no observaron cambios en la disponibilidad de N lo que atribuyeron al hecho de que a diferencia de los inhibidores, los FLC no intervienen en la hidrólisis ni en la nitrificación (Yang *et al.*, 2021).

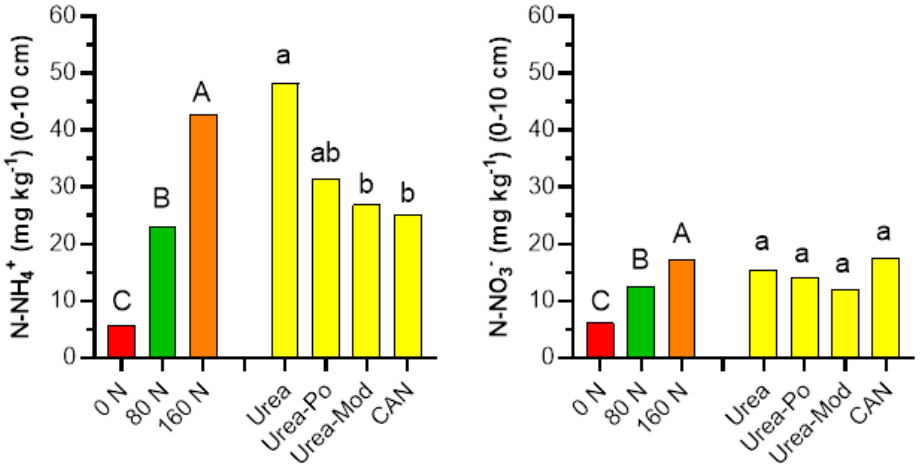
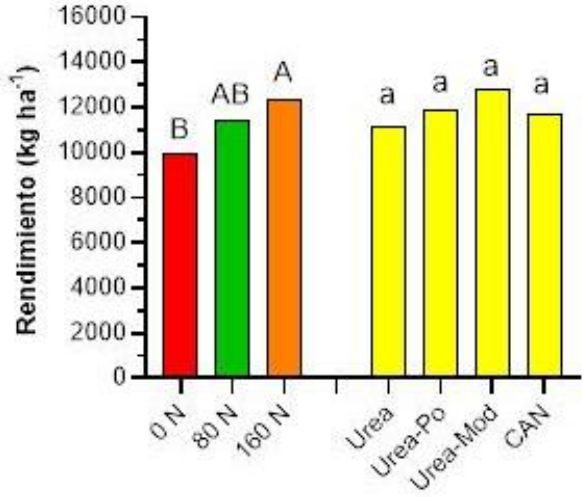


Figura 2. Concentración de amonio ($N\text{-}NH_4^+$) y nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) (mg kg^{-1}) en los primeros 10 cm de suelo para fuentes y dosis de N al final del período de volatilización. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre fuentes, mientras que letras mayúsculas indican diferencias significativas entre dosis de N (Tukey, p<0,05).

Rendimiento y sus componentes

El rendimiento promedio de maíz varió desde 9920 (0N) hasta 13050 kg ha^{-1} (Urea-mod 160 N). La respuesta a la fertilización nitrogenada promedio fue de 1470 y 2465 kg ha^{-1} para las dosis 80 y 160 kg N ha^{-1}, respectivamente. Se observó un incremento significativo en el rendimiento del cultivo en función de la dosis de N aplicada. Si bien no hubo diferencias significativas (p>0,05), se observó como tendencia un mayor rendimiento para las fuentes de

Urea recubiertas con Silicio. Dichas fuentes superaron el rendimiento de la Urea en 630 kg ha^{-1} (7%) para el caso de la Urea-Po y en 1375 kg ha^{-1} (15%) para la Urea-Mod. Es válido mencionar que el balance hídrico mostró déficits hídricos de 167 mm a lo largo de todo el ciclo (ocurriendo el 65% durante el período crítico), lo cual pudo haber limitado el comportamiento de las fuentes de N. Algunos metanálisis han determinado incrementos en el rendimiento de los cultivos por el empleo de FLC del 7% (Yang *et al.*, 2021), y específicamente para maíz del 5,3% (Zhang *et al.*, 2019). No obstante, su falta de efecto puede deberse a una mayor humedad del suelo bajo condiciones de adecuadas precipitaciones, lo que acelera la liberación de N y reduce la eficiencia de estos fertilizantes (Yang *et al.*, 2021).



742

Figura 3. Rendimiento de maíz (kg ha^{-1}) para fuentes y dosis de N. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre fuentes de N, mientras que letras mayúsculas indican diferencias significativas entre dosis de N (Tukey, $p<0,05$).

Eficiencia de uso y de recuperación de N

La EUN varió desde 7,5 hasta 27,6 kg grano kg N^{-1}, mientras que la ERN desde 0,35 hasta 0,70 kg N kg N^{-1} (Figura 4). No se observó efecto significativo de la dosis ni de la fuente de N. No obstante, en promedio la EUN resultó un 63% superior para Urea-Po y un 159% para Urea-Mod respecto a la Urea no recubierta. Por su parte, la ERN resultó un 13% y 53% superior para Urea-Po y Urea-Mod, respectivamente. Esto sugiere que, aunque no se observaron reducciones en la volatilización de NH_3, el empleo de urea recubierta habría favorecido una mayor recuperación del N lo cual se traduce en mayor rendimiento y EUN. Esto se debería a que la liberación gradual del nutriente por parte de los FLC, disminuyó la disponibilidad de N en estados iniciales, cuando la demanda del cultivo es baja, y favoreció su disponibilidad en estados avanzados como la floración, mejorando la absorción de N, el rendimiento y la EUN (Zhang *et al.*, 2019). Además, en el presente trabajo, se registraron precipitaciones de ~100mm a los 10 días desde la fertilización lo cual podría haber favorecido las pérdidas por lavado de nitrato en fuentes como la Urea. Otros autores, han observado incrementos en el N absorbido de hasta 13% y mejoras en EUN del 24,1% por el empleo de FLC (Zhang *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2021).

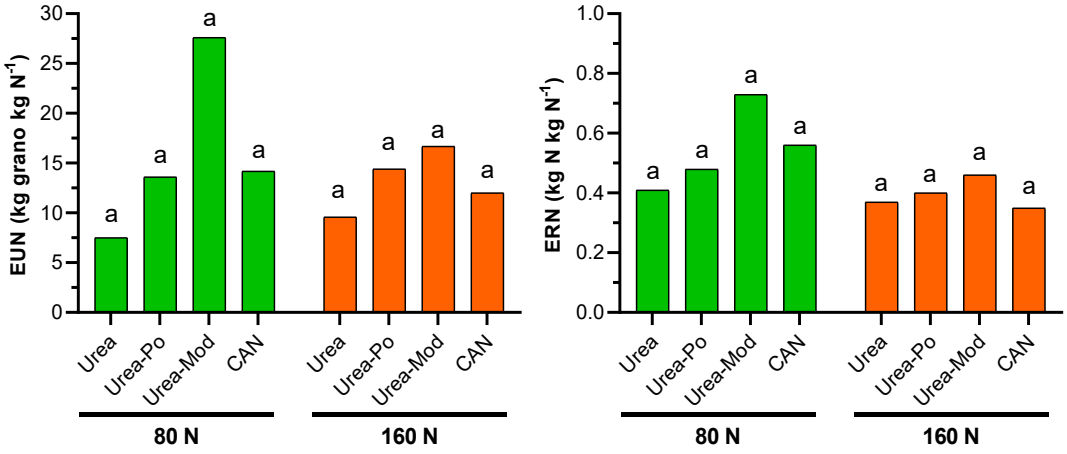


Figura 4. Eficiencia de uso (EUN) y de recuperación de N (ERN) para fuentes y dosis de N. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre fuentes de N (Tukey, p<*0,05).*

CONCLUSIONES

El empleo de fuentes de urea recubierta con silicio no redujo las pérdidas por volatilización respecto a la urea o CAN. No obstante, estas fuentes alternativas podrían favorecer una mayor recuperación del N por parte del cultivo, lo que se traduciría en incrementos de rendimiento y en una mejor eficiencia en el uso del N. Los resultados sugieren que la urea recubierta con silicio, tanto poroso como modificado, podría optimizar la disponibilidad de nitrógeno en el cultivo de maíz, por lo que futuras investigaciones deberían continuar evaluando su desempeño bajo diferentes dosis, momentos de aplicación y condiciones edafoclimáticas, así como profundizar en los mecanismos que explican el aumento en la eficiencia de uso del N.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la empresa Silicon Biotech por el patrocinio de la investigación, además de los proyectos PICT 2020- 0605 y AGR 704/23.

BIBLIOGRAFÍA

Bray, R. H., y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. Soil Science, 59(1), 39-46.

Huang, S., Lv, W., Bloszies, S., Shi, Q., Pan, X., y Zeng, Y. (2016). Effects of fertilizer management practices on yield-scaled ammonia emissions from croplands in China: a meta-analysis. Field Crops Research, 192, 118-125. http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2016.04.023

Keeney, D. R., y Nelson, D. W. (1983). Nitrogen—inorganic forms. Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties, 9, 643-698.

Lam, S. K., Wille, U., Hu, H.-W., Caruso, F., Mumford, K., Liang, X., Pan, B., Malcolm, B., Roessner, U., Suter, H., Stevens, G., Walker, C., Tang, C., He, J.-Z., y Chen, D. (2022). Next-generation enhanced-efficiency fertilizers for sustained food security. Nat. Food, 3(8), 1–6. https://doi.org/10.1038/s43016-022-00542-7.

Miola, E. C., Aita, C., Rochette, P., Chantigny, M. H., Angers, D. A., Bertrand, N., y Gasser, M. O. (2015). Static chamber measurements of ammonia volatilization from manured soils: impact of deployment duration and manure characteristics. Soil Science Society of America Journal, 79(1), 305-313. DOI: 10.2136/sssaj2014.07.0305.

Pan, B., Lam, S. K., Mosier, A., Luo, Y., y Chen, D. (2016). Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: a global synthesis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 232, 283-289.

Raun, W. R., y Schepers, J. S. (2008). Nitrogen Management for Improved Use Efficiency. In: Schepers, J. S., Raun, W. R. (Eds.). En Nitrogen in Agricultural Systems. https://doi.org/10.2134/agronmonogr49.c17.

Ritchie, S. W., y Hanway, J. J. (1982). How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service, Iowa, EEUU. Special Report Nº48. pp. 24.

Singh, S., Singh, R., Singh, K., Katoch, K., Zaeen, A.A., Birhan, D. A., Singh, A., Sandhu, H. S., Singh H., y Sahrma, L. K. (2024). Smart fertilizer technologies: An environmental impact assessment for sustainable agriculture. Smart Agricultural Technology, 8, 100504. https://doi.org/10.1016/j.atech.2024.100504

Thomas, G. W., y Hargrove, W. L. (1984). The chemistry of soil acidity. Soil acidity and liming, 12, 3-56.

Walkley, A., y Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil science, 37(1), 29-38.

Yang, M., Zhu, X., Bai, Y., Sun, D., Zou, H., Fang, Y., y Zhang, Y. (2021). Coated controlled-release urea creates a win-win scenario for producing more staple grains and resolving N loss dilemma worldwide. Journal of Cleaner Production, 288, 125660. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125660

Zhang, W., Liang, Z., He, X., Wang, X., Shi, X., Zou, C., y Chen, X. (2019). The effects of controlled release urea on maize productivity and reactive nitrogen losses: a meta-analysis. Environmental Pollution, 246, 559-565. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.059

744

PÉRDIDAS GASEOSAS DE NITRÓGENO EN MAÍZ EN ARGENTINA: EFECTO DE LA FUENTE Y LA DOSIS

Iglesias, P.[1*], Gamarra, A.[2], Biassoni, M.[3], Kettler, B.[4], Acreche, M.[5, 6], Araujo, J.[5], Carrizo, M.[5], Chalco Vera, J.[5, 6], García, F.[1], Gregorutti, C.[2], Lewczuk, N.[7], Melchiori, R.[2], Namtz, Y.[4], Neiff, N.[4], Rodríguez, P.[1], Salvagiotti, F.[5, 8], Stahringer, N.[7], Wyngaard, N.[1, 5], Toribio, M.[9], Reussi Calvo, N.[1, 5]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [2] EEA INTA Paraná; [3] Facultad de Ciencias Agrarias, UNR; [4] Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE; [5] CONICET; [6] EEA INTA Salta; [7] EEA INTA Balcarce; [8] EEA INTA Oliveros; [9] Profertil S.A.; [*] Ruta Nacional 226, km 73.5, (7620) Balcarce, Prov. de Buenos Aires, pauliiglesias11@gmail.com

RESUMEN: El nitrógeno (N) es un nutriente esencial para el crecimiento del maíz, pero su disponibilidad se ve limitada por distintas vías de pérdida, como la volatilización de amoníaco (NH_3) y las emisiones de óxido nitroso (N_2O). La utilización de inhibidores de la ureasa (IU) representa una alternativa que podría reducir dichas pérdidas. Los objetivos de este estudio fueron evaluar el efecto de la fuente y la dosis de N sobre a) las pérdidas gaseosas de N, b) el rendimiento del cultivo de maíz, y c) las emisiones totales, asociadas al uso de fertilizantes en diferentes regiones edafoclimáticas de Argentina. Durante el período comprendido entre 2020 y 2025 se realizaron 12 experimentos de maíz en cinco regiones agrícolas de Argentina. Se evaluaron dosis (0, 50, 100 y 200 kg N ha^{-1}) y fuentes de N (Urea y Urea+IU). Se determinó la volatilización de NH_3, la emisión de N_2O, el rendimiento del maíz y las emisiones totales. Las pérdidas por volatilización de NH_3 oscilaron entre 0,5 y 39% del N aplicado y las emisiones acumuladas netas de N_2O oscilaron entre 0 y 0,7 kg N-N_2O ha^{-1}. Los resultados mostraron que la incorporación del inhibidor de la actividad ureásica redujo en un 60% las pérdidas por volatilización de NH_3 respecto a la Urea, mientras que las emisiones de N_2O se incrementaron un 11%. El rendimiento varió entre 5805 y 11650 kg ha^{-1}, dependiendo de las condiciones edafoclimáticas. Se observó como tendencia que el uso del inhibidor podría incrementar el rendimiento de maíz en un 0,1%. Por último, se observó que el modelo propuesto por el IPCC sobreestimó en promedio un 106% las emisiones totales, lo que evidencia la necesidad de revisar y ajustar los métodos de cálculo utilizados, con el fin de contar con estimaciones más precisas que permitan avanzar hacia una producción más sustentable.

PALABRAS CLAVE: volatilización, óxido nitroso, emisiones totales.

INTRODUCCIÓN

El maíz (*Zea mays* L.) constituye uno de los cultivos extensivos más importantes de Argentina. Sin embargo, los rendimientos alcanzados en los sistemas productivos se sitúan en promedio un 40% por debajo del potencial estimado (Aramburu Merlos *et al.*, 2015), siendo la nutrición nitrogenada uno de los factores clave para reducir esta brecha de rendimiento (Ciampitti y Vyn, 2014). No obstante, más del 50% del nitrógeno (N) aplicado como fertilizante se pierde del sistema a través de diferentes vías, entre las que se destacan las pérdidas gaseosas por volatilización de amoníaco (NH_3) y emisión de óxido nitroso (N_2O) (Herrera *et al.,* 2016).

Frente a este escenario, es esencial el desarrollo de estrategias de manejo que optimicen el uso del N. La utilización de fertilizantes de eficiencia mejorada que incorporan inhibidores de la ureasa (IU) representa una alternativa promisoria, dado que estos compuestos retrasan la hidrólisis de la urea, reduciendo la acumulación de amonio (NH_4^+) y, en consecuencia, las pérdidas por volatilización de NH_3 (Cantarella *et al.*, 2018). Si bien las pérdidas de N en general aumentan con el incremento de la dosis de N (Huang *et al.*, 2016), el uso de IU reduce la volatilización de NH_3 e incrementa el rendimiento. Sin embargo, hasta el momento no existe

consenso acerca de su efecto sobre la emisión de N_2O. Se han reportado reducciones del 36% e incrementos del 16% (Thapa *et al.*, 2016*;* Martins *et al.*, 2017). La efectividad de los IU depende en gran medida de las condiciones edafoclimáticas durante el ciclo del cultivo, así como de las prácticas de manejo agronómico implementadas (Abalos *et al.*, 2014). Existe evidencia de que los factores de emisión (FE) propuestos por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) sobreestiman las emisiones, por lo que es necesario ajustar FE locales para mejorar el inventario de gases de efecto invernadero. En este contexto, se requiere generar evidencia local acerca de la efectividad de los IU para reducir las pérdidas gaseosas de N e incrementar el rendimiento de maíz bajo un amplio rango de condiciones edafoclimáticas, a fin de evaluar la eficiencia y sostenibilidad del manejo del N. Los objetivos de este estudio fueron evaluar el efecto de la fuente y la dosis de N sobre a) las pérdidas gaseosas de N, b) el rendimiento del cultivo de maíz, y c) las emisiones totales, asociadas al uso de fertilizantes en diferentes regiones edafoclimáticas de Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 12 experimentos de maíz bajo siembra directa durante las campañas 2020-2025 en cinco regiones agrícolas de Argentina: Balcarce, Oliveros, Paraná, Corrientes y Salta. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Se utilizó un híbrido de maíz y fecha de siembra adaptados a cada zona. Se evaluaron dosis de N (0, 50, 100 y 200 kg N ha^{-1}) y fuentes de N: Urea y Urea con inhibidor de la ureasa (Urea + IU) (Limus® [75 % N (n-butyl) thiophosphoric triamide + 25 % N (n-propyl) thiophosphoric triamide]). La fertilización se realizó en 4-6 hojas desarrolladas (V_4-V_6) (Ritchie y Hanway, 1982).

La volatilización de N-NH_3 se determinó utilizando un sistema estático semiabierto (Miola *et al.*, 2015) desde la fertilización hasta que las pérdidas de los tratamientos fertilizados igualaron a los del control, o se registrara una lluvia mayor a 10 mm. Las emisiones de N_2O se midieron mediante cámaras estáticas ventiladas (Clough *et al.*, 2020). Se realizaron 12 mediciones, a los días 4, 8 y 12 días después de la fertilización y posteriormente, a intervalos semanales. Las concentraciones de N_2O (mg kg^{-1}) se determinaron por cromatografía gaseosa. Se calculó la tasa de emisión diaria mediante regresión lineal y, posteriormente, la emisión acumulada. Las pérdidas gaseosas neta se obtuvieron por diferencia entre los valores del tratamiento fertilizado y el testigo. A madurez fisiológica, se determinó el rendimiento en grano de maíz mediante la cosecha manual de espigas sobre los dos surcos centrales y se midió el contenido de humedad en grano. El rendimiento se expresó al 14,5% de humedad.

Para comparar la volatilización de NH_3, la emisión de N_2O y el rendimiento de maíz entre Urea y Urea+IU se establecieron regresiones lineales. La pendiente y ordenada al origen fueron comparadas con test t de Student para evaluar el efecto del inhibidor ($p<0,05$). La igualdad del intercepto y la pendiente a cero y uno, respectivamente, fue probado a través de test t.

Se calcularon los factores de emisión (FE) según Piccinetti *et al.* (2021), dividiendo la emisión acumulada neta de NH_3 y de N_2O por el total de N aplicado, y multiplicando por 100. Las emisiones totales desde la producción hasta el uso de urea se estimaron mediante: 1) directrices del IPCC, y 2) los FE de estos experimentos. Las emisiones totales se expresaron en kg CO_2-eq ha^{-1} para lo cual se consideró que 1 kg N_2O = 273 kg CO_2-eq. Se evaluó el efecto de los tratamientos sobre las variables respuesta mediante análisis de la varianza (ANOVA) con el software R. Las diferencias entre medias de tratamiento fueron evaluadas usando el test de Tukey ($p<0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimiento de maíz

El rendimiento de maíz varió entre regiones con un promedio de 11651 kg ha^{-1} en Balcarce, 10845 kg ha^{-1} en Salta, 9331 kg ha^{-1} en Oliveros, 6980 kg ha^{-1} en Paraná y 5805 kg ha^{-1} en Corrientes. En todos los sitios hubo diferencias significativas entre dosis de N ($p<0,05$), excepto en Oliveros y Paraná. En Balcarce, el rendimiento fue superior para la dosis de 200 kg N ha^{-1}, mientras que en Corrientes el rendimiento del testigo fue significativamente inferior

a las demás dosis. Por su parte, en Salta el rendimiento se incrementó significativamente con la dosis de N, aunque no hubo diferencias entre las dosis de 100 y 200 kg N ha^{-1}. En la Figura 2 se evidencia que el uso de la Urea+IU incrementó el rendimiento en apenas un 0,1% respecto a la Urea. Esto sugiere que, independientemente de las condiciones edafoclimáticas y las dosis de N aplicadas, el inhibidor de la ureasa no fue efectivo para mejorar la productividad del cultivo. Estos resultados difieren de otros estudios en los cuales se han determinado incrementos del 5-10% por el uso del inhibidor de la ureasa, incluso para la Región Pampeana donde se han reportado incrementos del 29% (Cantarella *et al.*, 2018; Toribio *et al.*, 2023).

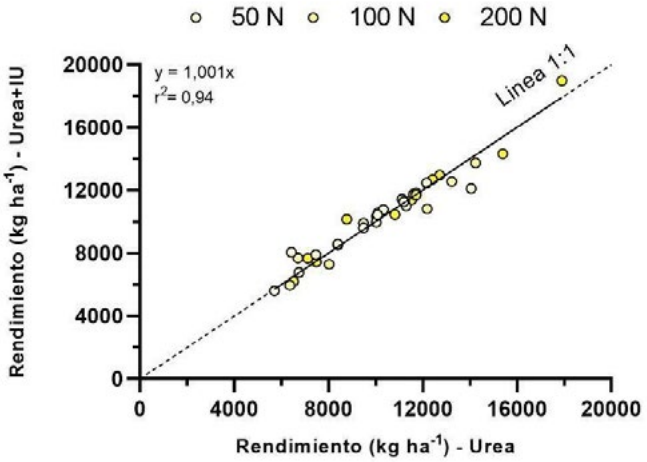


Figura 2. Relación entre el rendimiento de maíz con y sin inhibidor (Urea + UI y Urea) para la dosis de 50N, 100N y 200N. La línea punteada indica la relación 1:1.

Volatilización de NH_3

Las pérdidas por volatilización de NH_3 oscilaron entre 0,5 y 39% del N aplicado (Figura 1a). En promedio, la volatilización acumulada neta fue de 13,7% para Balcarce, 5,6% para Oliveros, 7,3% para Salta y 10,2% para Paraná. Se detectó interacción significativa entre fuente y dosis para Balcarce, efecto principal de fuente en Oliveros y efectos principales de fuente y dosis para Salta y Paraná. Por lo tanto, las pérdidas fueron superiores a medida que se incrementó la dosis de N, debido a una mayor disponibilidad de NH_4^+ (Huang *et al.*, 2016). En Balcarce, no hubo diferencias entre fuentes para la dosis de 50 y 100 kg N ha^{-1}. El uso de Urea+IU redujo significativamente las pérdidas por volatilización de NH_3, con respecto a la Urea ($p<0,05$). En promedio, la volatilización con Urea+IU representó un 40% de la observada con Urea ($R^2=0,79$), reflejando una disminución de las pérdidas del 60%. Esta disminución resultó inferior a la reportada para la Región Pampeana (72%) por Toribio *et al.* (2023), aunque superior al rango (52-54%) informado por Cantarella *et al.* (2018) y Silva *et al.* (2017).

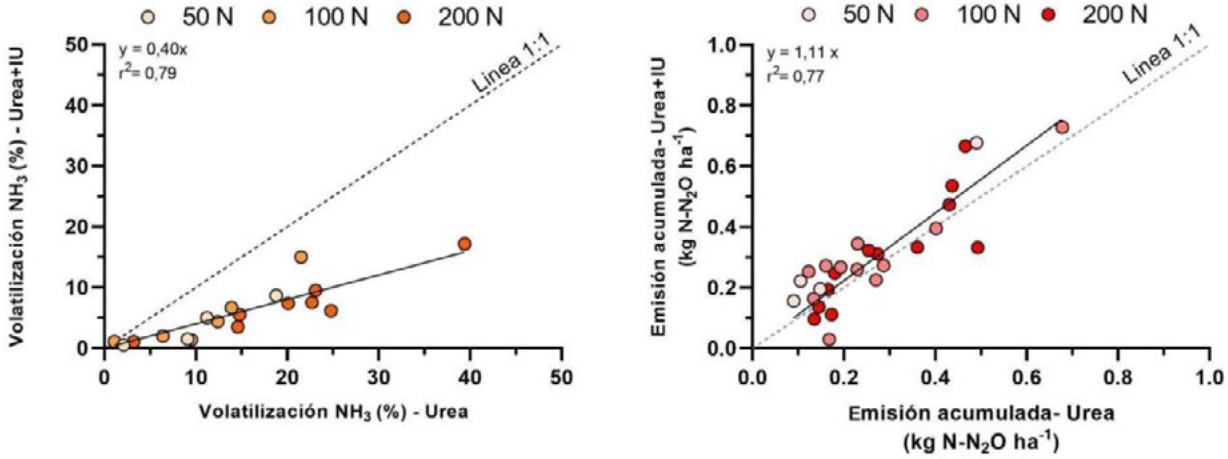


Figura 1. Relación entre el porcentaje de pérdidas por volatilización acumulada de NH_3 con y sin inhibidor (Urea + UI y Urea) (a), y relación entre la emisión acumulada de N_2O con y sin inhibidor (Urea + UI y Urea) (b) para las dosis de 50N, 100N y 200N. Las líneas punteadas indican la relación 1:1.

Emisión de N_2O

Las emisiones acumuladas netas de N_2O oscilaron entre 0 y 0,7 kg N-N_2O ha^{-1} (Figura 1b). Las emisiones de N_2O fueron en promedio de 0,11 kg N-N_2O ha^{-1} para Balcarce, 0,13 kg N-N_2O ha^{-1} para Corrientes, 0,08 kg N-N_2O ha^{-1} para Oliveros, 0,29 kg N-N_2O ha^{-1} para Salta y 0,34 kg N-N_2O ha^{-1} para Paraná. Se observó interacción significativa entre la fuente y la dosis de N en Paraná, y efecto de la dosis en Salta. En Paraná, las pérdidas fueron mayores a medida que se incrementó la dosis al aplicar Urea, mientras que en Salta las emisiones aumentaron independientemente de la fuente. El uso de Urea+IU no redujo las emisiones de N_2O, e incluso las incrementó (11%) respecto a la Urea. Esto sugiere que, si bien los inhibidores de la ureasa reducen la volatilización de NH_3, su efecto sobre las emisiones de N_2O puede ser neutro o incluso levemente adverso, dependiendo de las condiciones del suelo y del manejo (Smith *et al.*, 2012; Martins *et al.*, 2017).

Emisiones totales

Las emisiones totales asociadas al uso de fertilizantes nitrogenados no mostraron diferencias significativas entre fuentes ($p>0,05$) con un promedio de 310, 644 y 1328 kg CO_2-eq ha^{-1} para las dosis de 50, 100 y 200 kg N ha^{-1}, respectivamente (Figura 3). Sin embargo, se observó una tendencia de reducción del 8% en promedio por el empleo del inhibidor, con respecto a la Urea, explicado principalmente por la disminución en las pérdidas por volatilización. Utilizando los factores propuestos por el IPCC, se observó una sobreestimación de las emisiones totales respecto a las medidas del 114%, 106% y 99% en promedio para las dosis de 50, 100 y 200 kg N ha^{-1}, respectivamente (Figura 3). Estos resultados confirman la importancia de generar factores de emisión locales que consideren la variabilidad edafoclimática y de manejo de cada región (Said *et al.*, 2023).

748

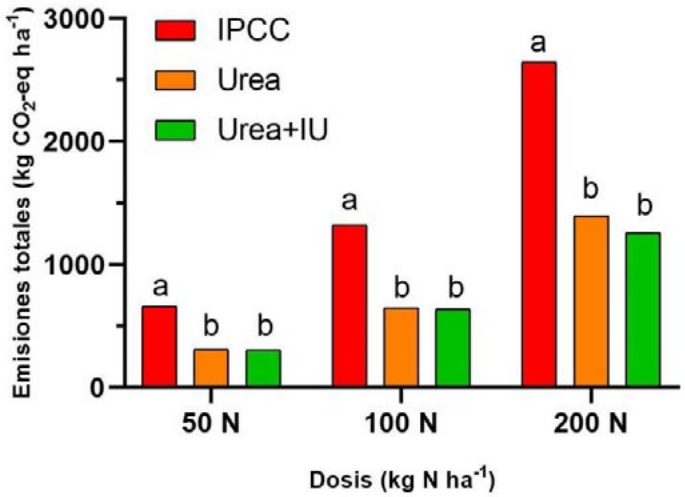


Figura 3. Emisiones totales (kg CO_2-eq ha^{-1}) para diferentes dosis (50, 100 y 200 kg N ha^{-1}) y fuentes de N (Urea y Urea + UI) y estimación según factores de emisión propuestos por el IPCC.

CONCLUSIONES

El uso del inhibidor de la actividad ureásica demostró ser efectivo para disminuir las pérdidas de N por volatilización de NH_3, aunque no tuvo efecto en la reducción de las emisiones de N_2O. Su aplicación podría generar un rendimiento del cultivo de maíz levemente superior al obtenido con Urea sin inhibidor. Por último, se observó una sobreestimación de las emisiones

totales en un 106% en promedio según el IPCC, lo que resalta la importancia de ajustar factores de emisión locales para Argentina para mejorar la estimación del inventario nacional de gases de efecto invernadero.

AGRADECIMIENTOS
Los autores agradecen a la empresa Profertil S.A. y Fundación Williams por el financiamiento de la investigación, además del proyecto PICT 2020-0605.

BIBLIOGRAFÍA

Abalos, D., Jeffery, S., Sanz-Cobena, A., Guardiaa, G. y Vallejo, A. (2014). Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 189, 136–144.

Aramburu Merlos, F., Monzon, J. P., Mercau, J. L., Taboada, M. y Grassini, P. (2015). Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. *Fields Crops Research*, 184, 145-154. DOI: 10.1016/j.fcr.2015.10.001.

Cantarella, H., Otto, R., Rodrigues Soares, J. y Gomes de Brito Silva, A. (2018). Agronomy efficiency of NBPT as a urease inhibitor: a review. *Journal of Advanced Research*, 13, 19-27. DOI: 10.1016/j.jare.2018.05.008.

Ciampitti, I. A. y Vyn, T. J. (2014). Understanding global and historical nutrient use efficiencies for closing maize yield gaps. *Agronomy Journal*, 106(6), 2107–2117. https://doi.org/10.2134/agronj14.0025

Clough T. J., Rochette, P., Thomas, S.M., Pihlatie, M., Christiansen, J. R. y Thorman, R.E. (2020). Global Research Alliance N_2O chamber methodology guidelines: Design considerations. *Journal of Environmental Quality*, 49, 1081–1091. DOI: 10.1002/jeq2.20117.

Herrera, J.M., Rubio, G., H¨aner, L.L., Delgado, J.A., Lucho-Constantino, C.A., Islas- Valdez, S. y Pellet, D. (2016). Emerging and established technologies to increase nitrogen use efficiency of cereals. *Agronomy*, 6(2), 1–19. https://doi.org/10.3390/ agronomy6020025

Huang, S., Lv, W., Bloszies, S., Shi, Q., Pan, X. y Zeng, Y. (2016). Effects of fertilizer management practices on yield-scaled ammonia emissions from croplands in China: a meta-analysis. *Field Crops Research*, 192, 118-125. http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2016.04.023

IPCC (2019). Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use Inventories. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html

Martins, M.R., Sant´Anna, S.A.C., Zaman, M., Santos, R.C., Monteiro, R.C., Alves, B.J.R. y Urquiaga, S. (2017). Strategies for the use of urease and nitrification inhibitors with urea: impact on N_2O and NH_3 emissions, fertilizer ^{15}N recovery and maize yield in a tropical soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 54-62. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.021

Miola, E. C., Aita, C., Rochette, P., Chantigny, M. H., Angers, D. A., Bertrand, N. y Gasser, M. O. (2015). Static chamber measurements of ammonia volatilization from manured soils: impact of deployment duration and manure characteristics. *Soil Science Society of America Journal*, 79(1), 305-313. DOI: 10.2136/sssaj2014.07.0305.

Piccinetti, C.F., Bacigaluppo, S., Di Ciocco, C.A., De Tellería, J.M. y Salvagiotti, F. (2021). Soybean in rotation with cereals attenuates nitrous oxide emissions as compared with soybean monoculture in the Pampas region. *Geoderma,* 402, 115-192. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115192

Ritchie, S.W. y J.J. Hanway (1982). How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service, Iowa, EEUU. Special Report Nº48. pp. 24.

Said, A., Posse, G., Vangeli, S. y Popper, A. (2023). ¿Podemos mejorar las estimaciones de las emisiones de N_2O en Argentina? *Revista Ciencia del Suelo*, 41(1), 99-115.

Silva, A.G.B., Sequeira, C.H., Sermarini, R.A. y Otto, R. (2017). Urease inhibitor NBPT on

ammonia volatilization and crop productivity: a meta-analysis. *Agronomy Journal*, 109, 1-13. DOI:10.2134/agronj2016.04.0200.

Smith, K. A., Dobbie, K. E., Thorman, R., Watson, C. J., Chadwick, D. R., Yamulki, S. y Ball, B. C. (2012). The effect of N fertilizer forms on nitrous oxide emissions from UK arable land and grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93(2), 127–149. DOI 10.1007/s10705-012-9505-1.

Thapa, R., Chatterjee, A., Awale, R., McGRanahan, D. A. y Daigh, A. (2016). Effect of enhanced efficiency fertilizers on nitrous oxide emissions and crop yields: a meta- analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 80(5), 1121–1134. https://doi.org/10.2136/sssaj2016.06.0179

Toribio, M., Iglesias, M. P., Correndo, A., Wyngaard, N. y Reussi Calvo, N. (2023). Factores determinantes de la volatilización de amoníaco y su efecto sobre el rendimiento de maíz. *Ciencia del Suelo*, 41 (2), 193-205. ISSN 1850-2067.

EFICIENCIAS DE NITRÓGENO EN CÁRTAMO CON FERTILIZACIÓN COMBINADA EN EL SUDOESTE BONAERENSE

Kiessling, R. J.[1], Schulz, G. I.[1, 2], Fernández, N. D.[1], Martínez, J. M.[3*]

[1] Departamento de Agronomía-Universidad Nacional del Sur; [2] Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), [3] CERZOS-CONICET, Dpto. Agronomía-Universidad Nacional del Sur. – San Andrés 800, Bahía Blanca (8000), Provincia de Buenos Aires; * kiessling@criba.edu.ar

RESUMEN: El cártamo (*Carthamus tinctorius* L.) es una oleaginosa anual invernal con buen comportamiento en la región semiárida pampeana. Es de gran importancia lograr optimizar la aplicación de fertilizantes, incrementando la eficiencia de uso del nitrógeno (N) aplicado y el N disponible bajo estos ambientes. El objetivo fue evaluar la respuesta a la fertilización combinada de N, azufre (S) y zinc (Zn) sobre la producción de cártamo y verificar el efecto sobre la eficiencia agronómica (EAGR) y del uso del N (EUN) en un ambiente semiárido. En 2024, se llevó a cabo un ensayo de fertilización en la Chacra Experimental Napostá, Provincia de Buenos Aires. Se combinó la aplicación de N (en diferentes dosis), S y Zn con fertilizantes líquidos al cultivo de cártamo. En madurez fisiológica se determinó: materia seca total (MST), rendimiento en grano (REND), plantas por m^2 (Pl/m^2); capítulos por m^2 (Cap/m^2) y peso de mil granos (PMG). Se determinó la EAGR en base al N aplicado y la EUN en relación al N disponible. La fertilización produjo efectos signficativos sobre MST y REND, sin diferencias en Pl/m2, Cap/m2 y PMG. Los mayores REND se obtuvieron con los tratamientos N1, N2+S y N3+S+Zn. La mayor EAGR se obtuvo con N1 y N2+S, por su parte la máxima EUN se obtuvo con N1. Para las condiciones particulares de experimentación, la fertilización con N o combinada aumentó la producción de MST y REND, dependiendo la magnitud de la respuesta en dosis y combinación de nutrientes, sin evidenciar un patrón generalizado. Las eficiencias de N evaluadas solo se maximizaron con la dosis más baja de N solo, sin aumentos con el agregado de S o S-Zn, lo que estaría asociado a la elevada disponibilidad de N en suelo.

PALABRAS CLAVE: cártamo, semiárido, eficiencia agronómica.

INTRODUCCIÓN

El cártamo es una oleaginosa anual invernal con antecedentes de buen comportamiento en la región semiárida pampeana (Rivas y Matarazzo, 2009). Su sistema radicular profundo, espinas xerófitas y su habilidad para ramificar y compensar pérdidas de plantas y flores son atributos que le otorgan resistencia a la sequía y calor, además de permitirle utilizar los nutrientes que se encuentran a mayor profundidad en el perfil del suelo, resultando un cultivo adecuado para sistemas agrícolas de bajos insumos (Elfadl et al., 2009). El principal uso del aceite es para consumo humano, reconocido por su alta calidad debido a sus elevados niveles de ácidos grasos linoleico y oleico (Rivas y Matarazzo, 2009).

A pesar de sus características y su posible adaptación, cabe destacar que la difusión de este cultivo en el sudoeste bonaerense (SOB) no fue muy exitosa, debido principalmente a la llegada de híbridos de girasol, acompañado de un mercado más grande y estable para ese cultivo (Rivas y Matarazzo, 2009).

En cuanto al rendimiento promedio a nivel mundial, durante el periodo 2010-2020 fue de 1000 kg ha^{-1} (Kiessling et al., 2024). En general, el cártamo se adapta a distintos tipos de suelo, con mayores producciones en suelos de textura media y gruesa (Montoya, 2010). Sin embargo, los mejores rendimientos del cultivo ocurren en suelos fértiles, profundos, y bien drenados. En los ambientes semiáridos es de gran importancia lograr la optimización en la aplicación de fertilizantes, sin embargo, es dificultoso debido la erraticidad de las precipitaciones (Martínez et al., 2016). Si bien la eficiencia en el uso de un nutriente se ha definido de maneras

diferentes, en general trata de calificar la habilidad de un sistema para transformar un insumo en un producto (Fageria y Baligar, 2005). Generalmente, pueden dividirse en aquellas que enfatizan la productividad y aquellas que enfatizan el requerimiento interno de nutrientes de la planta. La eficiencia agronómica (EAGR) incluye la producción de productos cosechables por unidad de nutriente aplicado (Sauerbeck y Helal, 1990). Por otra parte, la eficiencia en el uso del N (EUN) expresa los kg de grano por kg de N inorgánico en el suelo (Fageria y Baligar, 2005). Estas eficiencias pueden variar con la aplicación de fertilizantes, la optimización en el uso del N inorgánico y todas las prácticas de manejo que maximicen la absorción de N por el cultivo (Ladha *et al.*, 2005). La gestión de nutrientes ha sido uno de los factores críticos para lograr una alta productividad del cártamo (Mundel et al., 2004). La respuesta del cultivo al N suele ser mayor que la de otros nutrientes (Martínez et al., 2016), mientras que el azufre (S) cumple un rol importante, ya que las semillas de oleaginosas son ricos en energía, donde el S adquiere una mayor importancia. El objetivo de este estudio fue evaluar la respuesta a la fertilización combinada de N, S y Zn sobre la producción de cártamo y verificar el efecto sobre las eficiencias de uso del N en relación al N aplicado y el N disponible en un ambiente semiárido.

MATERIALES Y MÉTODOS

En 2024, se estableció un ensayo en el establecimiento Chacra experimental Napostá (Convenio MDA-UNS), localizado a una distancia de 35 km de la ciudad de Bahía Blanca sobre la Ruta Nacional 33, cabecera del partido con igual nombre. El sitio experimental (38°26'12"S - 62°16'53"O), presenta un paisaje plano, en partes algo ondulado, constituyendo mayormente el resultado de episodios eólicos, procesos de erosión/deposición y eventos de origen marino, con un edafoclima ústico-térmico. En general, los suelos se clasifican como *Paleustol Petrocálcico* (Soil Survey Staff, 2010), franco grueso térmico, con la característica de no presentar limitaciones físicas para la producción.

La precipitación media anual es de 560 mm (1860-2024). Estas precipitaciones son heterogéneas a lo largo del año, siendo las estaciones más lluviosas el otoño (mayor pico de precipitaciones) y primavera. Por el contrario, los meses más secos corresponden a junio, julio y agosto, y se registra una estación semiseca en enero y febrero.

Las condiciones generales de la fertilidad química, en las muestras de suelo tomadas al inicio del ensayo se detallan en Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades edáficas químicas del suelo previo a la siembra

Profundidad (cm)	MO (g kg^{-1})	pH	Pe (mg kg^{-1})	N-NO_3 (kg ha^{-1})	Zn (mg kg^{-1})
0-20	32	7,5	21		0,7
0-60				150	

MO, materia orgánica, Pe, fósforo extraíble, N-NO_3, N inorgánico en forma de nitratos, Zn, Zinc disponible.

El barbecho químico (0,2 L/ha de dicamba, 3 L/ha de glifosato y 1 L/ha de 2,4 D) se comenzó en finales de febrero de 2024. La siembra de llevó a cabo el 10 de mayo de 2024, con una aplicación de 20 kg ha^{-1} de fertilizante Novastart (10-18-0-11S-1,3Zn grado). Se utilizó el cultivar *RM NAPOSTÁ*. Los tratamientos consistieron en aplicación de fertilizantes con N, S y Zn en un diseño en cuatro bloques completos al azar. Las fuentes elegidas fueron: UAN (32-0-0 grado), tiosulfato de amonio (11-0-0-26S grado) y sulfato de Zn (0-0-0-18S-34Zn) aplicadas en forma manual, siguiendo el siguiente detalle: 0 (T); 30 (N1), 60 (N2) ,90 (N3) kg N ha^{-1}, S (15 kg ha^{-1}) combinado con las tres dosis de N (N1+S; N2+S y N3+S) y la mayor dosis de N con 15 kg S ha^{-1} y 1,2 kg Zn ha^{-1} (N3+S+Zn). El diseño experimental fue de bloques completos al azar con cuatro repeticiones.

Para evaluar las eficiencias de N, se utilizaron definiciones de López Bellido et al. (2005) y Fageria y Baligar (2005), donde se delimitaron las siguientes etapas:

i. Eficiencia agronómica en el uso del fertilizante aplicado (EAGR): $EAGR = (REND_f - REND_0) / N$ aplicado

ii. Eficiencia de uso del N disponible en la que se consideraron: EUN = REND/ N disponible

REND, rendimiento (kg ha^{-1}); f, tratamientos fertilizados; 0, testigo; N disponible, N aplicado con fertilizante+ N inorgánico suelo en forma de nitratos.

En madurez fisiológica del cultivo de cosechó la biomasa aérea de 4 m lineales, se procesaron las muestras, cuantificándose y determinándose: materia seca total (MST), rendimiento en grano (REND), plantas por m^2 (Pl/m2); capítulos por m2 (Cap/m2) y peso de mil granos (PMG). Para el análisis estadístico se llevó a cabo el análisis de la varianza (ANOVA) para las variables de cosecha y las eficiencias y la comparación de medias por diferencias mínimas significativas (DMS) con $p<0,05$. Se establecieron correlaciones de Pearson entre las variables de cosecha. Se analizó la interdependencia de las variables determinadas en cosecha mediante un análisis multivariado de componentes principales (ACP). Este se realizó con el conjunto de los datos, clasificándolos según los tratamientos. Los análisis se llevaron a cabo con el software Infostat (Di Rienzo et al., 2018).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Condiciones meteorológicas

La suma de precipitaciones durante todo el año superó a la media histórica, totalizando un total de 565 mm. Es importarte remarcar, que ocurrieron precipitaciones elevadas durante el barbecho, más aún durante abril. Luego, a partir de agosto hasta diciembre, las precipitaciones se localizaron de acuerdo a la media histórica de precipitaciones (Figura 1). El cártamo es tolerante a condiciones de sequía por su extenso sistema radicular, y puede producir grano con baja disponibilidad de agua, aunque con menores rendimientos (Chamorro y Bezús, 2023). Se han registrado producciones del cultivo en torno a 2000 kg ha^{-1} con un uso consuntivo de 400 mm durante el ciclo del cultivo (Gaggioli et al., 2013), registrándose un total de 303 mm durante el ciclo para la campaña evaluada. Por lo mencionado, cabe destacar la importancia de un buen barbecho para almacenar agua si el cultivo se va a realizar bajo condiciones de secano, ya que los rendimientos dependerán del agua almacenada y las precipitaciones que ocurran durante el ciclo del cultivo (Rivas y Matarazzo, 2009). Para el año de estudio se evidenciaron elevadas precipitaciones durante el periodo previo y durante el barbecho lo que posibilitó una buena retención de agua en el perfil de suelo.

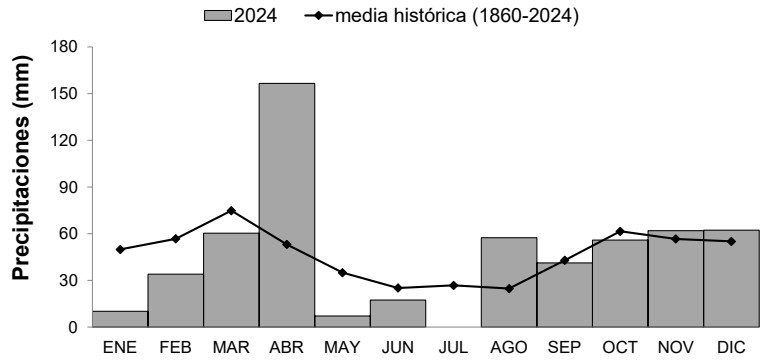


Figura 1. Precipitaciones en 2024 y media mensual histórica (1860-2024).

Producción del cultivo

Los tratamientos generaron diferencias significativas en MST y REND (Tabla 2). El REND y MST si bien están correlacionadas significativamente, el coeficiente de ajuste no es elevado ($R^2=0,54$), posiblemente a diferencias en el índice de cosecha según tratamientos. Las mayores producciones de MST y REND se hallaron con los tratamientos N1, N2+S y N3+S+Zn. Estos resultados coinciden en parte con los hallados por Rahmani et al. (2019), quienes reportaron incrementos en el rendimiento del cártamo con la aplicación de Zn. Esto se contrapone a resultados obtenidos por Kiessling et al (2024), quienes bajo las mismas condiciones de experimentación y sitio, hallaron efectos diferenciales de los tratamientos

sobre MST y REND, con aplicación de N sólo. Esta diferente respuesta a la fertilización combinada podría ser atribuida al efecto a las condiciones meteorológicas, las cuales varían interanualmente en este ambiente semiárido (Martínez et al., 2016). Las variables Pl/m2, Cap/m2 y PMG no demostraron diferencias significativas producidas por los diferentes tratamientos ($p>0,05$). El valor del PMG fue superior al obtenido en Kiessling et al. (2024), lo que demuestra que la disponibilidad de agua durante el momento de llenado del grano fue más elevada.

Tabla 2. Variables de cultivo analizadas según tratamiento y análisis de la varianza

Tratamiento	MST (kg ha^{-1})		REND (kg ha^{-1})		Pl/m^2		Cap/m^2		PMG (g)	
0	5855	**a**	1163	**a**	17	**a**	148	**a**	38,0	**a**
N1	6827	**b**	1578	**c**	23	**a**	183	**a**	37,2	**a**
N1+S	6330	**ab**	1231	**ab**	25	**a**	169	**a**	37,4	**a**
N2	7102	**b**	1337	**b**	31	**a**	157	**a**	38,3	**a**
N2+S	8682	**c**	1603	**c**	29	**a**	188	**a**	36,8	**a**
N3	6484	**ab**	1287	**ab**	22	**a**	180	**a**	38,1	**a**
N3+S	6251	**ab**	1271	**ab**	28	**a**	186	**a**	38,0	**a**
N3+S+Zn	7969	**c**	1582	**c**	35	**a**	188	**a**	37,8	**a**
DMS=	882		170		11		46		2,1	

DMS= diferencia mínima significativa. Letras diferentes indican diferencias significativas para cada variable entre tratamiento. MST, materia seca total; REND, rendimiento en grano; Pl/m^2, plantas por m^2; Cap/m^2, capítulos por m2; PMG, peso de mil granos.

Se hallaron correlaciones significativas ($p<0,05$) entre casi todas las variables analizadas, a excepción del PMG que no demostró asociaciones con ninguna otra variable (Tabla 3). Por su parte, Cap/m2 si bien presenta correlación significativa con REND, el R^2 es bajo para utilizarla como principal predictora del REND, en contraposición a lo hallado por Kiessling et al. (2024), quienes obtuvieron una estrecha relación con elevado coeficiente de explicación ($R^2=0,81$) entre estas dos variables.

Tabla 3. Correlaciones de Pearson (r) entre las variables analizadas a cosecha

r	MST	REND	Pl/m2	Cap/m2	PMG
MST	**1**				
REND	***0.74***	**1**			
Pl/m^2	***0.61***	***0.40***	**1**		
Cap/m^2	***0.61***	***0.59***	***0.70***	**1**	
PMG	-0.29	-0.26	-0.20	-0.26	**1**

Ver abreviaturas en Tabla 2.

Eficiencias de nitrógeno

Lo que respecta a la EAGR (Figura 2a), se hallaron efectos significativos de los tratamientos de fertilización, donde la mayor EAGR se obtuvo con N1 y N2+S. Para las dosis de N solas, se observó la tendencia usual decreciente con el aumento del N aplicado como ha sido reportado por otros autores (López-Bellido et al., 2008). Sin embargo, cuando se aplicó N combinado con S, los efectos fueron variables. La fertilización combinada N-S-Zn no incrementó la EAGR, mostrando resultados similares a N3 y N3+S.

Para la EUN la máxima eficiencia se obtuvo con N1 (Figura 2b). La EUN para las dosis de N solo disminuyeron ante el incremento de las dosis en coincidencia a lo hallado por otros autores (López-Bellido et al., 2008; Martínez et al., 2016). Las escasas diferencias halladas en los valores de EUN por tratamiento podría deberse a la elevada disponibilidad de N inorgánico al momento de la siembra (Tabla 1). Es importante remarcar que el cártamo requiere 50 kg de N por tonelada de grano producido (Mündel, 2004).

El ACP clasificando por tratamientos (Figura 3), proveyó un biplot con una asociación entre Cap/m2 y REND, siendo esta ultima la variable que más autovalor tiene dentro del CP1. La explicación total de la varianza fue de 79,6%. Para CP1, los autovectores indican que el tratamiento con estrecha relación con REND fue N2+S, mientras que el CP2, cuyo autovector que más explica la variabilidad es Pl/m2, sin mucha asociación con algún tratamiento de fertilización en particular. Para las eficiencias de N analizadas, podrían estar levemente ligadas al tratamiento N1, que se condice con lo observado en Figura 2.

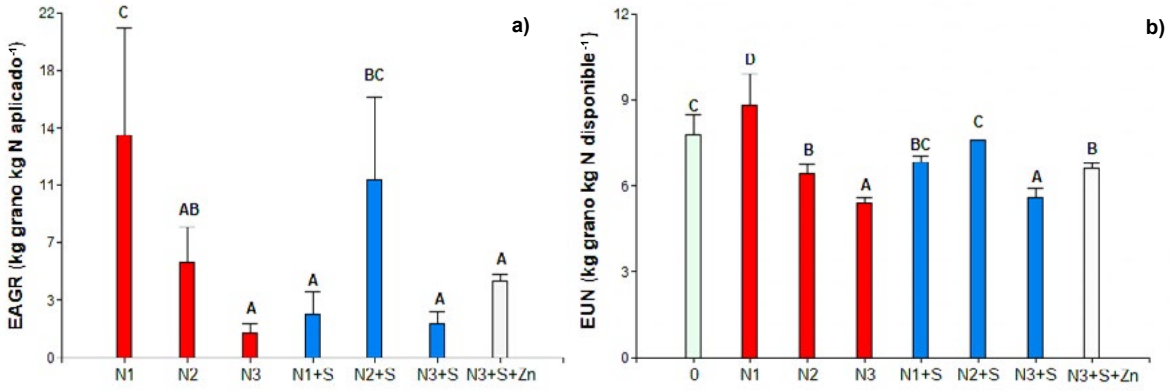


Figura 2. Eficiencia agronómica (EAGR) (a) y del uso del N (EUN) (b) según tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05).

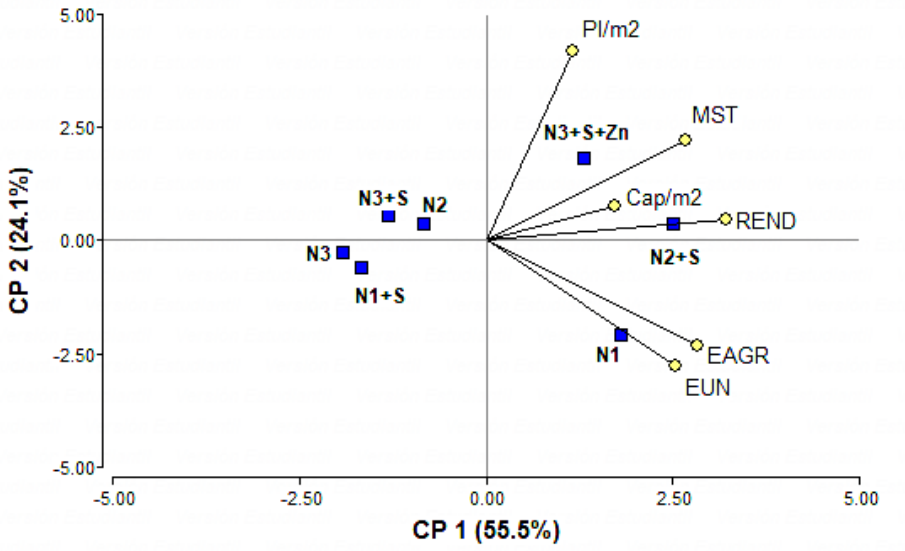


Figura 3. Biplot generado a partir del análisis multivariado de componentes principales de las variables de cosecha del cártamo clasificado por tratamiento.

CONCLUSIONES

Para las condiciones particulares de experimentación, la fertilización con N o combinada aumentó la producción del cultivo. No obstante, la magnitud de la respuesta productiva dependió no evidencia un patrón generalizado entre dosis y nutrientes. Las eficiencias de N evaluadas se maximizaron con la dosis más baja de N, mientras que el aumento de la dosis y su combinación con S y Zn no mejoraron dichos indicadores, lo cual estaría asociado a la elevada disponibilidad de N inorgánico en el suelo. Estos resultados destacan la importancia de ajustar la fertilización en función del N disponible, priorizando estrategias que maximicen la eficiencia del nutriente para una producción sostenible.

BIBLIOGRAFÍA

Chamorro, A. M. y Bezús, R. (2023). Manejo tecnológico del cultivo de cártamo. En G.E. Sánchez Vallduví y A.M. Chamorro (coord.), Lino, colza y cártamo. Oleaginosas que aportan a la diversificación productiva. (pp. 140-155). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP).

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L. M., Tablada, L. y Robledo, C. W. (2018). Software InfoStat versión 2018. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.

Elfadl, E., Reinbrecht, C., Frick, C. y Claupein, W. (2009). Optimization of nitrogen rate and seed density for safflower (Carthamus tinctorius L.) production under low input farming conditions in temperate climate. Field Crops Research 114: 2-13.

Fageria, N.K. y Baligar, V.C. (2005). Enhancing Nitrogen Use Efficiency in Crop Plants. Adv. Agron. 88: 97-185.

Gaggioli, C., Quiroga A. y Noellemeyer, E. (2013). Evaluación de la eficiencia de uso de agua y productividad en cultivos invernales en la región semiárida pampeana. Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam, Vol 23 (2): 17-23.

Kiessling, R. J., Fernandez, N. D., Pugliese, G., y Martinez, J. M. (2024). Efectos de la fertilización combinada en cártamo en un ambiente semiárido. En Actas XXIX Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Catamarca, Argentina.

Ladha, J. K., Pathak, H., Krupnik, T. J., Six, J. y van Kessel, C. (2005). Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: Retrospects and prospects. *Advances in Agronomy, 87*, 85–156.

López-Bellido, R. J., Castillo, J. E. y López-Bellido, L. (2008). Comparative response of bread and durum wheat cultivars to nitrogen fertilizer in a rainfed Mediterranean environment: soil nitrate and N uptake and efficiency. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 80: 121-130.

López-Bellido, L., López-Bellido, R. J. y Redondo, R. (2005). Nitrogen efficiency in wheat under rainfed Mediterranean conditions as affected by split nitrogen application. Field Crops Res. 94: 86–97.

Martínez, J. M., Galantini, J. A., Landricini, M. R., López, F. M., y Duval, M. E. (2016). Fertilización nitrogenada en trigo de la región subhúmeda: eficiencia del uso del agua y nitrógeno. Ciencia del Suelo, 34(1) 81-92.

Montoya Coronado, L. (2010). El cultivo del Cártamo (Carthamus tinctorius L.) en México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México D.F. Libro técnico Núm. 5, 96 p.

Mündel, H. H., Blackshaw, R. E., Byers, J. R., Huang, H. C., Johnson, D. L., Keon, R., Kubik, J., McKenzie, R., Otto, B., Roth, B. y Stanford, K. (2004). Safflower Production on the Canadian Prairies: Revisited in 2004. Agriculture and Agri-Food Canada.

Rahmani, F., Sayfzadeh, S., Jabbari, H., Valadabadi, S. A., y Hadidi Masouleh, E. (2019). Alleviation of drought stress effects on safflower yield by foliar application of zinc. International Journal of Plant Production, 13(4): 297-308.

Rivas, J. y Matarazzo, R. (2009). Producción de cártamo. Consideraciones generales. Boletín de divulgación N° 20. INTA, Argentina.

Sauerbeck, D. R. y Helal, H. M. (1990). Factors affecting the nutrient efficiency of plants. In: Genetic Aspects of Plant Mineral Nutrition, eds. N. El Bassam, M. C. Dambroth, and B. C. Loughman, pp. 11–17. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

Soil Survey Staff. (2010). Keys to Soil Taxonomy,10th ed. Washington, DC: USDA-Natural Resources Conservation Services.

UMBRAL CRÍTICO DE POTASIO INTERCAMBIABLE PARA EL CULTIVO DE PAPA

Laborde Amador, J. C.[1]*, Giletto, C. M.[1], Rodríguez, S.[1], Silva, S. E.[1], Cassino, M. N.[1], Avila, O.[1], García, G.[1, 3], Sainz Rozas, H.[1, 2], Reussi Calvo, N.[1, 2]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3] Comisión de Investigaciones Científicas (CIC) de la Provincia de Buenos Aires; *Ruta Nacional 226, km 73,5 (7620), Balcarce, Prov. de Buenos Aires, Argentina. * labordejuancruz@gmail.com

RESUMEN: La papa (*Solanum tuberosum* spp. *tuberosum*) es un cultivo con alta demanda de potasio (K). En el sudeste de la provincia de Buenos Aires (SEB), principal zona productora para el cultivo en Argentina, se ha registrado una disminución del K intercambiable (K_i) en los suelos, sin umbrales críticos locales que orienten la fertilización con este nutriente. El objetivo de este estudio fue determinar umbrales críticos de K_i a diferentes profundidades (0-20 y 0-40 cm de profundidad). Se realizaron 13 ensayos con dosis variables de K (0, 75, 150 y 300 kg ha^{-1}) en el SEB. Se emplearon cuatro variedades comerciales (Daisy, Innovator, Spunta y Sagitta) bajo un diseño en bloques completos y aleatorizados, con tres repeticiones y cada unidad experimental fue de 34 m^2. previo a la plantación se recolectaron las muestras de suelo y en la cosecha (120 días después de la plantación) tubérculos para estimar el rendimiento en peso fresco. La relación entre la concentración de K_i y el rendimiento relativo mediante la curva de calibración arcoseno-logaritmo modificado presentó una correlación significativa para las dos profundidades (r = 0,44 y r = 0,42 en 0-20 y 0-40 cm, respectivamente; p<0,05). Los resultados indican que la capacidad predictiva de la respuesta en rendimiento no mejoró al aumentar la profundidad. Se estableció un umbral crítico de K_i de 570 mg kg^{-1} en el horizonte superficial (0-20 cm). Los resultados permiten ajustar las estrategias de fertilización con K para el cultivo de papa en las condiciones del SEB.

PALABRAS CLAVE: diagnóstico en el suelo, respuesta en rendimiento a la fertilización.

INTRODUCCIÓN

La papa (*Solanum tuberosum* spp. *tuberosum*) es el principal cultivo hortícola en Argentina por la superficie plantada (75.000 ha) (FAO, 2022), concentrándose cerca del 50 % en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (SEB) (Echeverría y Giletto, 2015; Germán et al., 2025). La papa presenta elevado requerimiento de nutrientes, entre los que se destaca el potasio (K), por lo que su deficiencia puede limitar el rendimiento (Echeverría y Giletto, 2015, Barbazán et al., 2015). Entre las metodologías de diagnóstico para determinar el nivel de nutrientes se destaca el análisis de muestras de suelo (Westermann, 1993). El K intercambiable (K_i) es el indicador comúnmente utilizado para determinar el K disponible, por ser la fracción que se encuentra en equilibrio con el K en solución (Barbazán et al., 2015). Además, existen evidencias de que el aporte de K desde los horizontes subsuperficiales puede contribuir en gran medida a la nutrición de los cultivos incluso cuando los niveles superficiales del suelo son suficientes (Römheld y Kirkby, 2010). En los suelos agrícolas del SEB nivel de K_i (0-20 cm) disminuyó entre 12 y 30 % durante 2011–2024 (Sainz Rozas et al., 2025). Esto destaca la necesidad de establecer umbrales críticos (UC), por debajo de los cuales aumenta la probabilidad de respuesta en rendimiento a la fertilización con K para el cultivo de papa. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue determinar la relación entre la respuesta en rendimiento de tubérculo a la fertilización con K y el K_i determinados a diferentes profundidades (0-20 y 0-40 cm).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 13 ensayos de fertilización con K en lotes de producción de papa, ubicados en el SEB durante cuatro campañas entre el 2021 y el 2025 (C1, C2, C3 y C4). Los tratamientos de K fueron: 0, 75, 150 y 300 kg ha^{-1} aplicados como cloruro de potasio (0-0-60) a la plantación. Se utilizaron las variedades Daisy, Innovator, Spunta y Sagitta. En cada variedad se utilizó un diseño en bloques completos y aleatorizados, con tres repeticiones y cada unidad experimental fue de 34 m^2. Se trabajó sin deficiencias de otros nutrientes. La densidad promedio de plantación fue de 5 cortes por m. El control de enfermedades e insectos se llevó a cabo mediante la aplicación de productos específicos y el control de malezas se realizó con métodos químicos y mecánicos. El riego se aplicó desde los 50 días después de la plantación (ddp) hasta la madurez fisiológica. Previo a la plantación se recolectaron muestras de suelo (0-20 y 20-40 cm de profundidad). En las muestras recolectadas en las dos profundidades se cuantificó la concentración de nitrógeno bajo la forma de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) (Keeney y Nelson, 1982) y el K_i (Warncke y Brown, 1998; Sherwood model 360, Inglaterra). En las muestras superficiales (0-20 cm) se cuantificó el carbono orgánico fácilmente oxidable (Walkley y Black, 1934) y se estimó el contenido de materia orgánica (MO), el contenido de arena, limo y arcilla (Robinson, 1922), el fósforo (P) Bray (P-Bray1) (Bray y Kurtz, 1945), el pH (relación suelo/agua 1:2,5), la concentración de calcio intercambiable (Ca_i) y de magnesio intercambiable (Mg_i) (Schollenberger y Simon, 1954). A la madurez del cultivo (≅ 120 ddp) se cosecharon en forma manual 2 m de los dos surcos centrales de cada unidad experimental. Se realizaron estimaciones de rendimiento en peso fresco. El análisis de varianza para evaluar el efecto de la campaña y la dosis de K sobre el rendimiento se realizó con el programa R (R Core Team, 2022). Las medias de los tratamientos fueron comparadas mediante el test de Tukey (α=0,05). Se estableció la relación entre la concentración de K_i (0-20 y 0-40 cm de profundidad) y el rendimiento relativo (RR; expresado en %) mediante la curva de calibración arcoseno-logaritmo modificado (Correndo et al., 2017). El RR se calculó como el cociente porcentual entre el rendimiento de cada tratamiento y el rendimiento promedio mayor observado en cada ensayo (Pearce et al., 2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presenta la caracterización de los suelos. El pH varió entre 5,2 y 7,0; rango óptimo para la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Barbieri et al., 2015). La textura del suelo fue franco y franco arenoso (datos no mostrados). Los rangos de P-Bray1, MO y $N\text{-}NO_3^-$ fueron 13-73 mg kg^{-1}, 35-70 g kg^{-1}, y 3-96 mg kg^{-1}; respectivamente. Los rangos de Ki, Ca_i, y Mg_i fueron 353-862 mg kg^{-1}, 1944-3740 mg kg^{-1} y 230-389 mg kg^{-1}; respectivamente. El K_i disminuyó en promedio un 32,2% al aumentar la profundidad (Tabla 1). Los valores de las bases se ubicaron dentro de los rangos reportados para la Región Pampeana (Sainz Rozas et al., 2025).

El rendimiento varió de 28,9 a 93,2 t ha^{-1} y se ubicó dentro de los rangos reportados para el SEB (Echeverría y Giletto, 2015). En Daisy, Spunta y Sagitta el rendimiento no aumentó por efecto de la fertilización con K, aunque varió entre campañas (Tabla 2). En Innovator el rendimiento varió por efecto de la campaña y la dosis de K, donde se registraron aumentos promedios del 28,7 % en los tratamientos fertilizados con respecto a los testigos. En la C4, no se registraron aumentos significativos del rendimiento por efecto de la fertilización (Tabla 2)

Tabla 1. Características del suelo previo a plantación para cada campaña y variedad. Campaña: C. C1 = 2021–2022; C2 = 2022–2023; C3 = 2023–2024; C4 = 2024–2025. pH; P-Bray1= fósforo Bray; MO= materia orgánica; $N\text{-}NO_3^-$= nitrógeno de nitrato; Ca_i= calcio intercambiable; Mg_i= magnesio intercambiable; K_i= potasio intercambiable.

Campaña	Variedad	Prof. (cm)	pH	P-Bray1 (mg kg^{-1})	MO (g kg^{-1})	$N\text{-}NO_3^-$ (mg kg^{-1})	Ca_i* (mg kg^{-1})	Mg_i* (mg kg^{-1})	K_i (mg kg^{-1})
C1*	Daisy	0-20	5,7	20	57	13	2247	282	532
	Innovator	0-20	5,3	25	64	71	2512	347	449
	Spunta	0-20	6,1	14	60	3	2500	326	483
	Sagitta	0-20	5,8	26	59	57	2098	328	500
C2*	Daisy	0-20	5,7	31	48	32	2296	317	764
	Innovator	0-20	5,5	73	70	59	2305	348	771
	Spunta	0-20	6,1	22	48	27	2424	319	674
C3*	Daisy	0-20	5,7	46	62	23	3740	256	862
		20-40	-	-	-	-	-	-	648
	Innovator	0-20	7,0	13	44	12	3720	389	337
		20-40	-	-	-	-	-	-	253
	Spunta	0-20	5,9	50	55	39	2424	319	818
		20-40	-	-	-	-	-	-	615
C4*	Daisy	0-20	5,6	69	60	76	2094	317	820
		20-40	-	-	-	-	-	-	361
	Innovator	0-20	5,2	39	43	96	1944	230	500
		20-40	-	-	-	-	-	-	389
	Spunta	0-20	5,8	69	35	36	3062	277	597
		20-40	-	-	-	-	-	-	402

Al relacionar el RR y el K_i, los UC fueron 551 mg kg^{-1} (0-20 cm) y 467 mg kg^{-1} (0-40 cm) (Figura 1). Al comparar los modelos y los coeficientes de correlación, el UC determinado en profundidad (0-40 cm) no mejoró la predicción de la respuesta en rendimiento a la fertilización con K respecto al UC de los horizontes superficiales. Además, se determinó superposición en los intervalos de confianza de los UC para ambas profundidades. Por lo expuesto, el K_i determinado en superficie (0-20 cm) sería el método recomendado para incluir en los análisis de muestras de suelo.

Tabla 2. Rendimiento de tubérculos para cada variedad, campaña (C) y la dosis de potasio (dK). C1 = 2021–2022; C2 = 2022–2023; C3 = 2023–2024; C4 = 2024–2025. Valores entre paréntesis indican el desvío estándar. En cada dosis de potasio, letras diferentes dentro de cada columna indica diferencias significativas entre tratamientos según test de Tukey. ** Significativo a p<0,01; * significativo a p<0,05; ns = no significativo.

		Daisy	Innovator	Spunta	Sagitta
		Rendimiento (t ha^{-1})			
C	C1	48,7 (±5,3) b	48,4 (±7,5) b	34,1 (±5,2) b	62,1 (±11,8)
	C2	58,7 (±2,7) a	54,8 (±4,2) ab	41,9 (±5,4) b	
	C3	64,0 (±6,8) a	55,8 (±12,5) a	53,9 (±10,2) a	
dK	0	54,4 (±9,6)	44,6 (±5,7) b	40,5 (±10,2)	50,6 (±8,2)
	75	57,8 (±8,7)	55,4 (±6,1) a	43,5 (±13,4)	62,6 (±15,4)
	150	59,2 (±5,8)	59,4 (±8,2) a	45,9 (±9,1)	67,0 (±13,8)
	C	**	**	**	
	dK	ns	**	ns	ns
	C X dK	ns	ns	ns	
C	C4	91,8 (±5,1)	32,0 (±5,8)	81,3 (±2,1)	
dK	0	90,3 (±6,0)	28,9 (±2,4)	80,5 (±2,3)	
	75	91,3 (±9,0)	36,5 (±5,0)	83,3 (±1,5)	
	150	93,2 (±3,4)	31,4 (±1,8)	82,0 (±2,2)	
	300	92,5 (±3,0)	31,1 (±10,3)	79,6 (±0,9)	
	dK	ns	ns	ns	

760

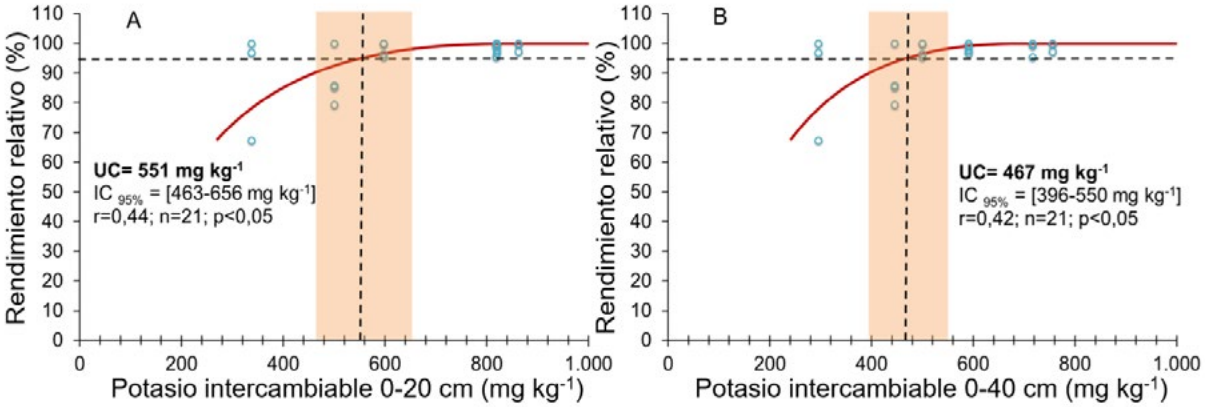


Figura 1 Rendimiento relativo de papa en función de la concentración de K intercambiable en 0-20 cm (A) y 0-40 cm (B) de profundidad del suelo, en las campañas 2023-2024 y 2024-2025. Las líneas verticales discontinuas indican el umbral crítico (UC) al 95 % de rendimiento relativo. La región resaltada en naranja representa su intervalo de confianza del 95 %. Coeficiente de correlación de Pearson: r; número de observaciones: n.

La Figura 2 muestra el UC de K_i (0-20 cm) de 570 mg kg^{-1}, el cual fue superior al reportado para papa por Sandaña et al. (2020) en suelos volcánicos (224 mg kg^{-1}) y Li et al. (2013) en suelos alcalinos y con baja materia orgánica (105 mg kg^{-1}). Esto indica que las diferencias en el tipo de suelo, en las condiciones agroclimáticas y en los criterios metodológicos pueden influir en los resultados obtenidos.

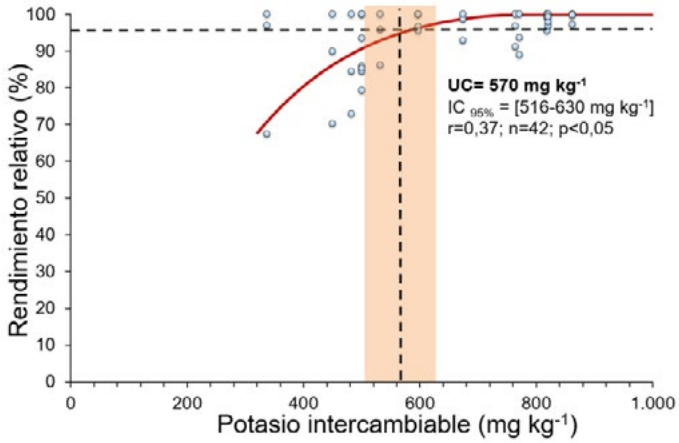


Figura 2. Rendimiento relativo de papa en función de la concentración de K intercambiable (K_i) en 0-20 cm de profundidad del suelo en las campañas 2021-2022 a 2024-2025, la línea vertical discontinua indica el umbral crítico (UC) al 95 % de rendimiento relativo. La región resaltada en naranja representa su intervalo de confianza del 95 %. Coeficiente de correlación de Pearson: r; número de observaciones: n.

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio demuestran que tanto la determinación de K_i en 0-20 cm como en 0-40 cm permiten predecir la respuesta en rendimiento a la fertilización con K en papa en el SEB. Sin embargo, el modelo que utilizó el K_i en profundidad no fue una alternativa superadora al modelo ajustado con el K_i de los horizontes superficiales. El UC de K_i en el estrato superior (0-20 cm) fue de 570 mg kg^{-1}. Si bien los resultados son preliminares, los mismos podrán ser utilizados para el diagnóstico y la recomendación de fertilización con K bajo las condiciones de crecimiento del cultivo de papa en el SEB.

AGRADECIMIENTOS

En el trabajo se presentan los resultados parciales del trabajo de graduación para obtener el título de Doctor en Ciencias Agrarias del Ing. Agr. Juan Cruz Laborde Amador. Financiado por: AGR698/23, UNMdP y PICT 2020-SERIE A 01330, FONCYT.

BIBLIOGRAFÍA

Barbazán, M. M. y García, F. O. (2015). Evaluación de la fertilidad y recomendaciones de fertilización. En: H. E., Echeverría, y F. O., García, (Eds). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. (pp. 379-399.). Ediciones INTA.

Barbieri, P. A., Echeverría, H. E., Sainz Rozas, H. R. y Martínez, J. P. (2015). Soybean and wheat response to lime in no-till Argentinean mollisols. *Soil Tillage Research, 152*, 29–38.

Bray, R. H. y Kurtz, L. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science,* 59(1), 39-46.

Correndo, A. A., Salvagiotti, F., García, F. O. y Gutiérrez-Boem, F. H. (2017). A modification of the arcsine–log calibration curve for analysing soil test value–relative yield relationships. *Crop and Pasture Science*, 68(3), 297–304. https://doi.org/10.1071/CP16444https://doi.org/10.1071/CP16444

Echeverría, H. E. y Giletto, C. M. (2015). Papa. En: H.E., Echeverría, H.E. y F. García, F. (Eds). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. pp. 585-608. EEA Balcarce, Buenos Aires

German, L. A. (2025). Clasificación de cultivo de papa en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires campaña 2024/25. https://geo-nodo05.inta.gob.ar/catalogue/#/dataset/116

Keeney, D. R. y Nelson, D. W. (1982). Nitrogen-availability indexes. In: A. L., Page, A.L. (Eed.) M*ethods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties*. pp. 643-698. Madison, Wisconsin, EEUU.

Li, S., Duan, Y., Guo, T., Zhang, P., He, P., Johnston, A. y Shcherbakov, A. (2015). Potassium management in potato production in northwest region of China. *Field Crop Res*, 174:48–54. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2015.01.010

Pearce, A. W., Slaton, N. A., Lyons, S. E., Bolster, C. H., Bruulsema, T. W., Grove, J. H., Jones, J. D., McGrath, J. M., Miguez, F. E., Nelson, N. O., Osmond, D. L., Parvej, M. R., Pena-Yewtukhiw, E. M. y Spargo, J. T. (2022). Defining relative yield for soil test correlation and calibration trials in the Fertilizer Recommendation Support Tool. *Soil Science Society of America Journal,* 86(5), 1338–1353. https://doi.org/10.1002/saj2.20450

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria.

Robinson, G. W. (1922). A new method for the mechanical analysis of soils and other dispersions. The Journal of Agricultural Science, 12(3), 306–321.

Römheld, V. y Kirkby, E. A. (2010). Research on potassium in agriculture: needs and prospects. *Plant soil*. 335 (1), 155–180. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-010-0520-110.1007/s11104-010-0520- 1.

Sainz Rozas, H., Reussi Calvo, N., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Angelini, H., Larrea, G., Garello, F., Avila, O., Orcellet, J. M., González San Juan, F. y Ciarlo, E. (2025) *Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina.* Simposio Fertilidad 2025. Pp 3.

Sandaña, P., Orena, S., Rojas, J. S., Kalazich, J. y Uribe, M. (2020). Critical Value of Soil Potassium for Potato Crops in Volcanic Soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 20: 1171–1177. DOI: https://doi.org/10.1007/s42729-020-00202-10.1007/s42729-020-00202-4

SAS Institute (2002) The SAS system for Windows, version 9.1. SAS

Schollenberger, C. J. y Simon, R. H. (1945). Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soils-Ammonium acetate method. *Soil Science*., 59, 13-24.

Walkley, A. y Black, Y. (1934). An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science,* 37, 29-37.

Warncke, D. y Brown, J. R. (1998). Potassium and other basic cations. In J. R. Brown (Ed.), *Recommended chemical soil test procedures for the North Central region (North Central Regional Publication No. 221 (Rev.),* Missouri Experiment Station Publication SB 1001, pp. 31–33). Columbia, MO: University of Missouri.

Westermann, D. T. (1993). Fertility Management. *Potato Health Management*, 77-86.

¿EL POTASIO NO INTERCAMBIABLE PREDICE EL RENDIMIENTO EN PAPA?

Laborde Amador, J. C.[1]*, Giletto, C. M.[1], Rodriguez, S.[1], Silva, S. E.[1], Cassino, M. N.[1], Sainz Rozas, H.[1, 3], Reussi Calvo, N.[1, 2]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta Nacional 226, km 73,5 (7620), Balcarce, Prov. de Buenos Aires, Argentina; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Balcarce, Buenos Aires, Argentina; *labordejuancruz@gmail.com

RESUMEN: La exportación de nutrientes por parte de los cultivos y la intensificación de los sistemas agrícolas han provocado la disminución del potasio intercambiable (K_i) en los suelos del sudeste bonaerense (SEB), lo que sugiere que este nutriente podría ser un factor limitante para el cultivo de papa a mediano plazo. En este escenario, otras fracciones del K en el suelo, como el potasio no intercambiable (K_{noi}), podrían contribuir a la nutrición del cultivo. Este trabajo tuvo como objetivo determinar la relación entre la respuesta en rendimiento a la fertilización con K y la concentración de K_{noi} en los horizontes superficiales. Se realizaron 6 ensayos entre 2023 y 2025 con tres variedades comerciales y dosis variables de K (0, 75, 150 y 300 kg ha^{-1}). Se determinó una estrecha relación lineal entre el K_i y K_{noi} (R^2 = 0,37; p < 0,01). Además, el rendimiento relativo se asoció con el K_{noi} (r = 0,43) y el umbral crítico fue de 1066 mg K kg^{-1}. Si bien los resultados son preliminares, los mismos permiten concluir que el K_{noi} se asoció de manera consistente tanto con el K_i como con la respuesta en rendimiento a la fertilización con K. Esto sugiere que el K_{noi} puede cumplir un papel relevante en la reposición del K_i y en la disponibilidad efectiva del nutriente para papa bajo las condiciones edafoclimáticas del SEB.

PALABRAS CLAVE: respuesta en rendimiento, papa consumo, papa industria.

INTRODUCCIÓN

El cultivo de papa (*Solanum tuberosum* spp*. tuberosum*) es uno de los más importantes a nivel mundial por su elevado valor nutricional y la amplia superficie cultivada (Koch et al., 2020). En el sudeste bonaerense (SEB), principal zona productora de Argentina, se cultivan aproximadamente 38.000 ha y se alcanzan rendimientos promedio de 45 t ha^{-1} (German et al., 2025; Echeverría y Giletto, 2015). El potasio (K) es el nutriente que la papa requiere y extrae en mayor proporción, y cumple funciones esenciales en la planta, vinculadas a la fotosíntesis, la síntesis de proteínas y carbohidratos, y la translocación de fotoasimilados hacia los tubérculos. Por lo tanto, su deficiencia puede limitar el rendimiento y la calidad de los tubérculos (Job et al., 2019). El K total no es un buen indicador del potencial de un suelo como fuente de K para las plantas, por lo que es importante considerar otras fracciones del nutriente. El K intercambiable (K_i) y el K en solución (K_s), forman parte del K disponible y se determinan en los análisis convencionales de suelo, por ser la fracción que abastece a las plantas. El K no intercambiable (K_{noi}) es la reserva de K en el suelo y repone al K_i y, en consecuencia, al K_s (Barbazán et al., 2015). Por lo tanto, la variación de esta fracción en el suelo puede contribuir a la respuesta del rendimiento a la fertilización con K. En el SEB se ha registrado una disminución del K_i entre 12 y 30% durante el período 2011–2024, y los niveles de K_i en la capa superficial (0-20 cm) de los suelos agrícolas se encuentran en valores cercanos a 600 mg kg^{-1} (Sainz Rozas et al., 2025). Considerando los elevados requerimientos de K del cultivo, la disminución de K_i en los suelos y la escasa reposición del nutriente extraído por el cultivo mediante fertilización, es probable que el nivel de K_i se convierta en un factor limitante para la producción a mediano plazo y que otras fracciones de K, como el K_{noi}, contribuyan a sustentar

la productividad de los cultivos. En este contexto, el objetivo del trabajo fue determinar si el K_{noi} contribuye a explicar la respuesta en rendimiento a la fertilización con K en el cultivo de papa bajo las condiciones de crecimiento del SEB.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 6 ensayos de fertilización con K en lotes de producción de papa, ubicados en el SEB durante las campañas 2023-24 y 2024-25. En la primera campaña, los tratamientos de K fueron: 0, 75 y 150 kg ha^{-1} y en la segunda campaña, los tratamientos de K fueron: 0, 75, 150 y 300 kg ha^{-1}. Se fertilizó con cloruro de potasio (0-0-60) aplicado a la plantación. Se utilizaron tres variedades, dos destinadas a la industria (Daisy, Innovator) y una para consumo en fresco (Spunta). En cada ensayo se utilizó un diseño en bloques completos y aleatorizados, con tres repeticiones, y cada unidad experimental fue de 34 m^2.

En todos los ensayos, se recurrió a la fertilización con macro y micronutrientes para asegurar que no limitaran el crecimiento del cultivo. La densidad promedio de plantación fue de 5 cortes por metro. Antes del cierre del surco se realizó el aporque. El control de enfermedades e insectos se llevó a cabo mediante la aplicación de productos específicos, y el control de malezas se realizó mediante métodos químicos y mecánicos. El riego se aplicó desde los 50 días después de la plantación (ddp) y hasta la madurez del cultivo. Previo a la plantación, se recolectaron muestras de suelo (compuestas por 20 submuestras) de 0-20 y 20-40 cm de profundidad. Las muestras se secaron en estufa a 30°C, se molieron para pasar un tamiz de 2 mm y se eliminaron todos los residuos vegetales reconocibles. En las muestras recolectadas de 0 a 20 y de 20 a 40 cm se cuantificó la concentración de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) (Keeney y Nelson, 1982). Además, en las muestras superficiales (0 a 20 cm de profundidad) se cuantificó el carbono orgánico (Walkley y Black, 1934) y se estimó la materia orgánica (MO), el fósforo Bray (P-Bray1) (Bray y Kurtz, 1945), el pH (relación suelo/agua 1:2,5, Dewis y Freitas, 1970) y el contenido de arena, limo y arcilla (Robinson, 1922). La concentración de K_i, calcio intercambiable (Ca_i) y magnesio intercambiable (Mg_i) se determinó mediante una solución extractante de acetato de amonio (1 N) a pH = 7 (Schollenberger y Simon, 1954; Warncke y Brown, 1998). El K_{noi} se extrajo con tetrafenilborato de sodio ($NaBPh_4$) durante 5 minutos de incubación (Cox et al., 1999). Tanto el K_i como el K_{noi} se cuantificaron por fotometría de llama (Sherwood model 360, Inglaterra). A la madurez del cultivo (≅ 120 ddp) se cosecharon en forma manual 2 m de los dos surcos centrales de cada unidad experimental. Se realizaron estimaciones de rendimiento en peso fresco.

El análisis de varianza para evaluar el efecto de la campaña y la dosis de K sobre las variables se realizó con el programa R (R Core Team, 2022). Las medias de los tratamientos se compararon con el test de Tukey, utilizando un nivel de significancia de α=0,05. El rendimiento relativo (RR; expresado en %) se calculó como el cociente porcentual entre el rendimiento del tratamiento y el mayor rendimiento promedio observado en cada ensayo (Pearce et al., 2022). Se estableció la relación entre el K_i y el K_{noi}. Se relacionó el RR y el K_{noi} mediante la curva de calibración descripta por Dyson y Conyers (2013) y modificado por Correndo et al. (2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presenta la caracterización de los suelos previa a la plantación del cultivo. El pH varió entre 5,2 y 7,0, rango óptimo para el crecimiento de los cultivos y la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Barbieri et al., 2015). La textura del suelo fue franca y franca arenosa. Los rangos de P-Bray1, MO, $N\text{-}NO_3^-$, Ca_i, Mg_i, K_i y K_{noi} fueron 13-69 mg kg^{-1}, 43-65 g kg^{-1} y 12-96 mg kg^{-1}, 1944-3740 mg kg^{-1}, 230-389 mg kg^{-1}, 337-862 mg kg^{-1} y 982-1301 mg kg^{-1}, respectivamente (Tabla 1). Los valores de los cationes intercambiables y del K_{noi} se ubicaron dentro de los rangos reportados para la Región Pampeana (Avila et al., 2025; Sainz Rozas et al., 2025). Al analizar la relación entre el K_i y K_{noi}, se determinó una estrecha relación lineal entre ambas fracciones (Figura 1A). Estos resultados son promisorios, ya que indican que el K_{noi} puede contribuir al suministro de K para los cultivos y funcionar como un indicador complementario de la disponibilidad del nutriente en el suelo.

Tabla 1. Características del suelo a la plantación y manejo para cada campaña, variedad y sitio experimental. pH; P-Bray1: fósforo Bray; MO: materia orgánica; $N\text{-}NO_3^-$: nitrógeno de nitrato; Ca_i: calcio intercambiable; Mg_i: magnesio intercambiable; K_i: potasio intercambiable; K_{noi}: potasio no intercambiable.

Campaña	Variedad	pH	P-Bray1 (mg kg^{-1}) (0-20 cm)	MO (g kg^{-1}) (0-20 cm)	$N\text{-}NO_3^-$ (mg kg^{-1}) (0-40 cm)	Ca_i	Mg_i	K_i	K_{noi}
						…(mg kg^{-1})… ...(0-20 cm)…			
2023-24	Daisy	5,7	46	62	23	3740	256	862	1197
	Innovator	7,0	13	44	12	3720	389	337	1012
	Spunta	5,9	50	55	39	2424	319	818	1301
2024-25	Daisy	5,6	69	60	76	2094	317	820	1049
	Innovator	5,2	39	43	96	1944	230	500	982
	Spunta	5,8	69	65	36	3062	277	597	1179

El rendimiento en peso fresco varió de 28,9 a 93,5 Mg ha^{-1} y en la mayoría de los casos, se ubicó dentro de los rangos reportados para el SEB (Viani y Caldiz, 2021; Giletto et al., 2019). En las variedades Daisy y Spunta, el rendimiento no varió por efecto de la fertilización con K. En Innovator, el rendimiento aumentó con la dosis de K en la campaña 2023-24, determinándose que el rendimiento promedio de los tratamientos fertilizados fue un 46,1% mayor que el testigo sin fertilizar. Al relacionar el RR y el K_{noi}, se determinó una estrecha relación significativa ($p<0,01$) entre las variables (Figura 1B). El umbral crítico (UC) determinado fue de 1066 mg K kg^{-1}, lo que representa un 87% superior al UC de K_i (570 mg kg^{-1}, Laborde Amador et al., 2026), y coincide con lo reportado por Avila et al. (2025) para cultivos extensivos de la Región Pampeana Argentina.

Tabla 2. Rendimiento de tubérculos para cada variedad, campaña y dosis de potasio (K). Los valores entre paréntesis indican el desvío estándar. En cada dosis de K, letras diferentes dentro de cada columna indican diferencias significativas entre tratamientos según test de Tukey. ** Significativo a $p<0,01$; * significativo a $p<0,05$; ns = no significativo.

Campana	Dosis K	Daisy	Innovator	Spunta
		Rendimiento (t ha^{-1})		
2023-24	0	62,8 (±11,6)	42,7 (±0,8) b	52,4 (±2,2)
	75	64,5 (±11,6)	61,4 (±4,7) a	54,5 (±16,7)
	150	64,4 (±0,3)	63,4 (±14,5) a	54,9 (±11,2)
	dK	ns	*	ns
2024-25	0	90,3 (±6,0)	28,9 (±2,4)	80,5 (±2,3)
	75	91,3 (±9,0)	36,5 (±5,0)	83,3 (±1,5)
	150	93,2 (±3,4)	31,4 (±1,8)	82,0 (±2,2)
	300	92,5 (±3,0)	31,1 (±10,3)	79,6 (±0,9)
	dK	ns	ns	ns

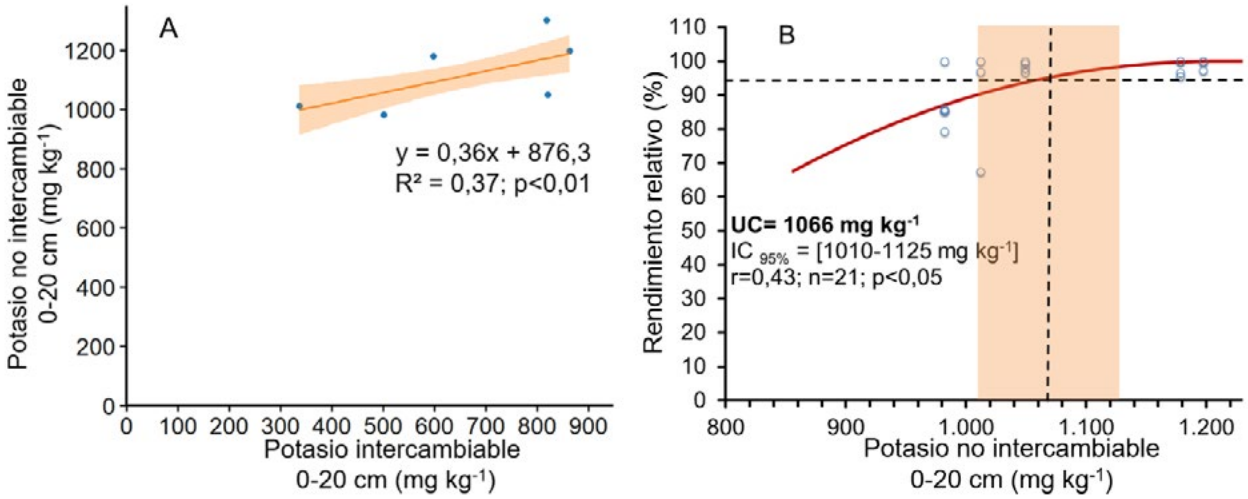


Figura 1. (A) Relación entre el potasio intercambiable (K_i) y el no intercambiable (K_{noi}) y (B) relación entre el rendimiento relativo de papa en función de las concentraciones de potasio no intercambiable en muestras de suelo de diferentes sitios del Sudeste de Buenos Aires, Argentina, para las campañas 2023-24 y 2024-25. La línea vertical discontinua indica el umbral crítico (UC) al 95% de rendimiento relativo en K_i y K_{noi}. La región resaltada en naranja representa el intervalo de confianza al 95%. r = coeficiente de correlación de Pearson; n = cantidad de observaciones.

CONCLUSIONES

El K_{noi} se asoció de manera consistente tanto con el K_i como con la respuesta en rendimiento a la fertilización con K. Esta relación sugiere que el K_{noi} no solo cumple un papel relevante en la reposición del K_i, sino que también puede influir en la disponibilidad efectiva del nutriente para el cultivo bajo las condiciones edafoclimáticas del SEB. En consecuencia, su inclusión como indicador complementario en los diagnósticos de fertilidad podría mejorar la capacidad de predecir la respuesta a la fertilización con el nutriente y contribuir al diseño de estrategias de manejo más eficientes y sostenibles. Si bien los resultados son preliminares, constituyen un avance significativo hacia la generación de umbrales críticos y de criterios de interpretación más robustos para el cultivo de papa en la región.

AGRADECIMIENTOS

A los proyectos UNMdP (15/A702; AGR698/23) y FONCyT (Res. 03 2022. PICT.2020-SERIE A 01330, FONCYT) por financiar la presente investigación.
En el trabajo se presentan los resultados parciales del trabajo de graduación para obtener el título de Doctor en Ciencias Agrarias del Ing. Agr. Juan Cruz Laborde Amador, FCA- UNMdP.

BIBLIOGRAFÍA

Avila, O., Eyherabide, M., Carciochi, W., Reussi Calvo, N., Wyngaard, N., Barbieri, P., Salvagiotti, F.,Orcellet, J.5, Stahringer, N., Neiff, N., Pagani, A., Cerliani, C., Biassoni, M. M., Tovar Hernández, S., Lapaz, A., Kettler, B., Nalli, F., Romero, J., Martín, M., Rodríguez, G., Boscarino, S., Nieto, G., Frias, E., Gaian, N., Larrea, G. y Sainz Rozas, H. (2025). *Calibración de métodos de diagnóstico de potasio basados en el análisis de suelo.* Simposio fertilidad 2025. pp 102-109. https://fertilizar.org.ar/publicaciones_y_eventos/simposio-fertilidad-2025/https://fertilizar.org.ar/publicaciones_y_eventos/simposio-fertilidad-2025/

Barbazán, M. M. y García, F. O. (2015). Evaluación de la fertilidad y recomendaciones de fertilización. En: H. E., Echeverría, y F. O., García, (Eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. (pp. 379-399.). Ediciones INTA.

Barbieri, P. A., Echeverría, H. E., Sainz Rozas, H.R. y Martínez, J. P. (2015). Soybean and wheat response to lime in no-till Argentinean mollisols. *Soil Tillage Research, 152*, 29–38.

Bray, R. H. y Kurtz, L. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science, 59*(1), 39-46.
Correndo, A. A., Salvagiotti, F., García, F. O. y Gutiérrez-Boem, F. H. (2017). A modification of the arcsine–log calibration curve for analysing soil test value–relative yield relationships. *Crop and Pasture Science,* 68(3), 297–304. https://doi.org/10.1071/CP16444
Cox, A. E., Joern, B. C., Brouder, S. M. y Gao, D. (1999). Plant-available potassium assessment with a modified sodium tetraphenylboron method. *Soil Science Society of America Journal*, 63(4), 902–911.
Dewis, J. y Freitas, F. (1970). Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. FAO soils Bulletin 10:36-57.
Dyson, C. B. y Conyers, M. K. (2013). Methodology for online biometric analysis of soil test-crop response datasets. *Crop Pasture Sci*. 64: 435–441. https://doi.org/10.1071/CP13009http://gateway.webofknowledge.com/gateway/Gateway.cgi?GWVersion=2ySrcApp=PARTNER_APPySrcAut.
Echeverría, H. E. y Giletto, C. M. (2015). *Papa*. En: H. E., Echeverría, y F. O., García, (Eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. (pp. 585-608). Ediciones INTA.
German L. A. (2025). Clasificación de cultivo de papa en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires campaña 2024/25. https://geo-nodo05.inta.gob.ar/catalogue/#/dataset/116
Keeney, D. R. y Nelson, D. W. (1982). *Nitrogen-availability indexes*. In: Page, A.L. (Ed.) M*ethods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties*. pp. 643-698. Madison, Wisconsin, EEUU.
Pearce, A. W., Slaton, N. A., Lyons, S. E., Bolster, C. H., Bruulsema, T. W., Grove, J. H., Jones, J. D., McGrath, J. M., Miguez, F. E., Nelson, N. O., Osmond, D. L., Parvej, M. R., Pena-Yewtukhiw, E. M. y Spargo, J. T. (2022). Defining relative yield for soil test correlation and calibration trials in the Fertilizer Recommendation Support Tool. Soil Science Society of America Journal, 86(5), 1338–1353. https://doi.org/10.1002/saj2.20450
R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria.
Robinson, G. W. (1922). A new method for the mechanical analysis of soils and other dispersions. *The Journal of Agricultural Science*, 12(3), 306–321.
Sainz Rozas, H., Reussi Calvo, N., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Angelini, H., Larrea, G., Garello, F., Avila, O., Orcellet, J. M., González San Juan, F. y Ciarlo, E. (2025) *Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina.* Simposio Fertilidad 2025. Pp 3.
Schollenberger, C. J. y Simon, R. H. (1945). Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soils-Ammonium acetate method. *Soil Science*, 59, 13-24.
Viani, G. y Caldiz, D. O. (2021). Phosphurus use efficiency, tuber yield and quiality of potato processing varieties grown under different P levels in the Argentinian pampas. *Revista latinoamericana de la papa,* 25 (2), 39 – 34. DoI: 10.37066/RALAP.V25I2.424.
Walkley, A. y Black, Y. (1934). An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science, 37*, 29-37.
Warncke, D. y Brown, J. R. (1998). Potassium and other basic cations. In J. R. Brown (Ed.), Recommended chemical soil test procedures for the North Central region (North Central Regional Publication No. 221 (Rev.), Missouri Experiment Station Publication SB 1001, pp. 31–33). Columbia, MO: University of Missouri.
Westermann, D. T. (1993). Fertility Management. *Potato Health Management*, 77-86.

IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN CON POTASIO SOBRE LA CALIDAD DE TUBÉRCULOS EN VARIEDADES DE PAPA

Laborde Amador, J. C.[1]*, Giletto, C. M.[1], Rodriguez, S.[1], Silva, S. E.[1], Cassino, M. N.[1], Ceroli, P.[1, 3], Lagos, G.[3], Sainz Rozas, H.[1, 2, 3], Reussi Calvo, N.[1, 2]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Balcarce, Buenos Aires, Argentina; * Ruta Nacional 226, km 73,5 (7620), Balcarce, Prov. de Buenos Aires, Argentina. labordejuancruz@gmail.com

RESUMEN: El potasio (K) es el nutriente de mayor requerimiento en papa y su deficiencia en el suelo puede limitar el rendimiento y la calidad de los tubérculos. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización con K sobre el rendimiento en peso fresco, la materia seca (MS), el almidón (ALM) y la concentración de K en los tubérculos (K_t). Se realizaron 13 ensayos entre 2021 y 2025 en el sudeste de la provincia de Buenos Aires y se utilizaron tres variedades (Daisy, Innovator y Sagitta), bajo un diseño en bloques completos y aleatorizados, con tres repeticiones. Los tratamientos de fertilización fueron 0, 75, 150 y 300 kg K ha^{-1}. A la cosecha, se estimó el rendimiento y se determinó la MS por gravimetría, el ALM por método polarimétrico y la K_t mediante una digestión ácida y posterior lectura en fotómetro de llama. El rendimiento varió de 28,9 a 93,2 t ha^{-1}. En Innovator, se registraron aumentos promedio del 28,7 % en los tratamientos fertilizados con respecto a los testigos; mientras que, en Daisy y Sagitta el rendimiento no varió por efecto de la fertilización con K. Los rangos registrados en MS, ALM y K_t fueron 16,9-23,3; 9,2-13,7 y 1,35-2,42 g 100 g^{-1}; respectivamente. El efecto de la fertilización con K sobre la MS, el ALM y la K_t fue más marcado en Daisy y Sagitta que en Innovator. Se determinó una estrecha relación lineal entre la MS y el ALM y dependió de la variedad, ya que, para similar MS, Sagitta presentó menor ALM que Daisy e Innovator. Se concluye que la respuesta a la fertilización con K en rendimiento y en los parámetros de calidad dependió de las características edáficas y de manejo de cada sitio y surge la necesidad de continuar investigando el efecto de la nutrición con K en variedades de papa de diferentes propósitos comerciales.

PALABRAS CLAVE: almidón, materia seca, potasio en tubérculo.

INTRODUCCIÓN

En Argentina se cultivan aproximadamente 75.000 ha de papa por año (FAOSTAT, 2022), destinadas principalmente al consumo fresco (67%) y a la industria (33%) para la elaboración de bastones y chips (Bergonzi y Costantino, 2021). La principal zona papera del país se ubica en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (SEB), donde los rendimientos promedio alcanzan 45 t ha^{-1} (Echeverría y Giletto, 2015). Un manejo adecuado de los nutrientes a lo largo del ciclo de crecimiento es fundamental para optimizar el rendimiento y la calidad de los tubérculos (Grasso y Díaz Zorita, 2020). Entre los nutrientes, el potasio (K) es esencial para la fotosíntesis y la regulación osmótica (Barbazan et al., 2015), y puede afectar la calidad de los tubérculos, ya que participa en la síntesis de compuestos de alto peso molecular como el almidón (ALM). Los tubérculos pueden utilizarse para diferentes propósitos, como el consumo fresco o materia prima destinada para la industria procesadora de alimentos y bebidas (Haverkort et al., 2023). Los diferentes genotipos pueden variar en la concentración de materia seca (MS) y de ALM (Haverkort et al., 2023). Las papas fritas elaboradas con variedades de mayor MS presentan menor absorción de aceite, menor tiempo de fritura y una textura más firme y crocante (Trinchero et al., 2007). La extracción continua de nutrientes por los cultivos, sin la reposición mediante la fertilización, junto con la intensificación agrícola, ha provocado

una disminución de la disponibilidad de K en los suelos (Sainz Rozas et al., 2025). La papa tiene elevados requerimientos de K y su deficiencia puede limitar el rendimiento y la calidad de los tubérculos. En función de los antecedentes expuestos, los objetivos de este trabajo fueron evaluar el efecto de la fertilización con K sobre el rendimiento y la concentración de MS, ALM y K en tubérculos (K_t) en tres variedades de papa destinadas a la industria (Daisy, Innovator y Sagitta).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 13 ensayos de fertilización con K en lotes de producción de papa, ubicados en el SEB durante cuatro campañas entre el 2021 y el 2025 (C1, C2, C3 y C4). Los tratamientos de K fueron: 0, 75, 150 y 300 kg ha^{-1} aplicados como cloruro de potasio (0-0-60) a la plantación. Se utilizaron las variedades Daisy, Innovator y Sagitta. En cada variedad se utilizó un diseño en bloques completos y aleatorizados, con tres repeticiones, y cada unidad experimental fue de 34 m^2. Se trabajó sin deficiencias de otros nutrientes. La densidad promedio de plantación fue de 5 cortes por m. El control de enfermedades e insectos se llevó a cabo mediante la aplicación de productos específicos, mientras que el de malezas se realizó mediante métodos químicos y mecánicos. El riego se aplicó desde los 50 días después de la plantación (ddp) hasta la madurez fisiológica. Previo a la plantación, se recolectaron muestras de suelo a 0-20 y 20-40 cm de profundidad. En las muestras recolectadas en las dos profundidades se cuantificó la concentración de nitrógeno proveniente de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) (Keeney y Nelson, 1982). En las muestras superficiales (0-20 cm) se cuantificó el carbono orgánico fácilmente oxidable (Walkley y Black, 1934) y se estimó el contenido de materia orgánica (MO), el fósforo (P) Bray (P-Bray1) (Bray y Kurtz, 1945), el pH (relación suelo/agua 1:2,5), la concentración de K intercambiable (K_i) (Warncke y Brown, 1998; Sherwood model 360, Inglaterra), calcio intercambiable (Ca_i) y de magnesio intercambiable (Mg_i) (Schollenberger y Simon, 1954).

A la madurez del cultivo (≅120 ddp) se cosecharon manualmente 2 m de los dos surcos centrales de cada unidad experimental. Se realizaron estimaciones de rendimiento en peso fresco. Una submuestra de tubérculos se pesó en fresco (≅200 g), se secó en estufa (60ºC, con circulación forzada de aire) hasta peso constante y se volvió a pesar para obtener el peso seco y determinar la concentración de MS (Horwitz y Latimer, 2006). Otra submuestra de tubérculos frescos se liofilizó y, posteriormente, se cuantificó el contenido de ALM por el método polarimétrico de Ewers (FEDNA, 2000). La K_t se determinó mediante una digestión ácida y posterior lectura en fotómetro de llama (Sherwood model 360, Inglaterra). El análisis de varianza para evaluar el efecto de la campaña y la dosis de K sobre las variables se realizó utilizando el programa R (R Core Team, 2022). Las medias de tratamientos fueron comparadas mediante el test de Tukey utilizando un nivel de significancia de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presenta la caracterización de los suelos de cada sitio/campaña. El pH varió entre 5,2 y 7,0, rango óptimo para la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Barbieri et al., 2015). Los rangos de P-Bray1, MO y $N\text{-}NO_3^-$ fueron 13-73 mg kg^{-1}, 43-70 g kg^{-1}, y 12-96 mg kg^{-1}, respectivamente. Los rangos de K_i, Ca_i, y Mg_i fueron 337-862 mg kg^{-1}, 1944-3740 mg kg^{-1} y 230-389 mg kg^{-1}, respectivamente. Los valores de las bases se ubicaron dentro de los rangos reportados para la Región Pampeana (Sainz Rozas et al., 2025).

Tabla 1. Características del suelo previo a la plantación para cada sitio/campaña y variedad. Campaña: C. C1 = 2021–2022; C2 = 2022–2023; C3 = 2023–2024; C4 = 2024–2025. pH; P-Bray1= fósforo Bray; MO= materia orgánica; $N\text{-}NO_3^-$= nitrógeno de nitrato; Ca_i= calcio intercambiable; Mg_i= magnesio intercambiable; K_i= potasio intercambiable.

Variedad	Campaña	pH	P-Bray1 (mg kg^{-1})	MO (g kg^{-1})	$N\text{-}NO_3^-$ (mg kg^{-1})	Ca_i	Mg_i (mg kg^{-1})	K_i
Daisy	C1	5,7	20	57	13	2247	282	532
	C2	5,7	31	48	32	2296	317	764
	C3	5,7	46	62	23	3740	256	862
	C4	5,6	69	60	76	2094	317	820
Innovator	C1	5,3	25	64	71	2512	347	449
	C2	5,5	73	70	59	2305	348	771
	C3	7,0	13	44	12	3720	389	337
	C4	5,2	39	43	96	1944	230	500
Sagitta	C1	5,8	26	59	57	2098	328	500

El rendimiento varió entre 28,9 y 93,2 t ha^{-1} (Tabla 2) y se ubicó dentro de los rangos reportados para el SEB (Echeverría y Giletto, 2015). En Daisy y Sagitta el rendimiento no aumentó por efecto de la fertilización con K, aunque varió por efecto de las características del sitio de cada campaña (Tabla 2). En Innovator, en cambio, el rendimiento varió por efecto del sitio de cada campaña y de la dosis de K, donde se registraron aumentos promedios del 28,7% en los tratamientos fertilizados con respecto al testigo. En la C4, la respuesta a la fertilización con K no fue significativa (Tabla 2). Probablemente, el K_i entre sitios y las prácticas de manejo influyeron en la respuesta de rendimiento de cada variedad.

En general, la concentración de MS varió entre 16,9 y 23,3 g 100 g^{-1} (Tabla 2) y coincide con los valores reportados para la región (Giletto et al., 2023). En Daisy, los tratamientos fertilizados en promedio tuvieron mayor MS que el testigo en los sitios de las primeras tres campañas (+5,2%). Mientras que en la C4 no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos. En Innovator y Sagitta, la MS no varió por efecto de la fertilización con K (Tabla 2).

El rango de concentración de ALM fue 9,2-13,6 g 100 g^{-1} (Tabla 2) y se ubicó dentro de los valores reportados por Giletto et al. (2023). En promedio, el ALM representa el 56% de la MS, lo que concuerda con lo reportado por Singh y Kaur (2009), quienes señalaron que el ALM es el principal componente de la MS de los tubérculos y constituye entre el 65 y el 75% de la misma, variabilidad que puede ser atribuible a la genética, ambiente y manejo (Haverkort et al., 2023). En Daisy, el promedio de ALM de los tratamientos fertilizados fue mayor (+13,8%) que el testigo en los sitios de las primeras tres campañas. Sin embargo, en el sitio de la C4 no se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla 2). En Innovator, el ALM no mostró variaciones debidas a la fertilización con K (Tabla 2). En Sagitta, en cambio, se registró un aumento significativo en el sitio de la C1 (+8,7%) entre la mayor dosis de K y el testigo (Tabla 2). La MS y el ALM se relacionaron linealmente en las tres variedades (Figura 1). Estos resultados demostraron que, para valores de MS similares, Daisy e Innovator presentaron una mayor cantidad de ALM que Sagitta.

El rango de K_t fue de 1,35-2,42 g 100 g^{-1} (Tabla 2), lo que coincide con lo publicado por Schilling et al. (2016), quienes determinaron, en promedio, una concentración de K_t de 1,70 g 100 g^{-1}. En Daisy, se determinó una interacción significativa entre campaña y dosis de K (Tabla 2). En los sitios de la C1 y C2, los tratamientos fertilizados presentaron mayor K_t que el testigo y en el sitio de la C3 no se determinaron diferencias significativas entre los tratamientos (datos no mostrados). En Innovator, la K_t varió por efecto de campaña (Tabla 2), pero no se determinaron diferencias significativas entre tratamientos por efecto de la fertilización con K. En el sitio de la C4, la K_t no varió por efecto del tratamiento en Innovator y Daisy (Tabla 2). En Sagitta, la K_t fue mayor con la dosis de 150 kg K ha^{-1} (+42,9) que el testigo (Tabla 2).

Tabla 2. Rendimiento (Rto), concentración de materia seca (MS), almidón (ALM) y potasio en tubérculo (K_t) para cada variedad, campaña (C) y la dosis de potasio (dK). C1 = 2021–2022; C2 = 2022–2023; C3 = 2023–2024; C4 = 2024–2025. Valores entre paréntesis indican el desvío estándar. En cada campaña y dosis de potasio, letras diferentes dentro de cada columna indica diferencias significativas entre tratamientos según test de Tukey. ** Significativo a p<0,01; * significativo a p<0,05; ns = no significativo.

		Rto (Mg ha^{-1})	MS (g 100 g^{-1})	ALM (g 100 g^{-1})	K_t (g 100 g^{-1})
Daisy	C1	48,7 (±5,3) b	19,1 (±0,7)	11,4 (±1,3)	2,02 (±0,1)
	C2	58,7 (±2,7) a	18,5 (±0,3)	11,4 (±0,2)	2,17 (±0,1)
	C3	64,0 (±6,8) a	18,7 (±1,0)	11,6 (±1,5)	1,95 (±0,1)
	0	54,4 (±9,6)	18,2 (±0,7) b	10,5 (±1,0) b	1,95 (±0,1) b
	75	57,8 (±8,7)	19,2 (±0,6) a	11,7 (±1,0) a	2,06 (±0,1) a
	150	59,2 (±5,8)	19,1 (±0,5) a	12,2 (±0,6) a	2,13 (±0,2) a
	C	**	ns	ns	**
	dK	ns	**	**	**
	C x dK	ns	ns	ns	**
	C4	91,8 (±5,1)	18,8 (±1,1)	12,2 (±0,6)	2,31 (±0,1)
	0	90,3 (±6,0)	19,2 (±1,5)	12,1 (±0,9)	2,15 (±0,1) b
	75	91,3 (±9,0)	19,2 (±0,6)	12,2 (±0,1)	2,32 (±0,1) ab
	150	93,2 (±3,4)	19,1 (±1,2)	12,4 (±1,2)	2,42 (±0,0) a
	300	92,5 (±3,0)	17,9 (±0,8)	12,0 (±0,4)	2,35 (±0,1) ab
	dK	ns	ns	ns	*
Innovator	C1	48,4 (±7,5) b	20,1 (±0,9) b	10,9 (±1,3) b	1,50 (±0,2) b
	C2	54,8 (±4,2) ab	18,1 (±0,5) a	11,0 (±0,2) b	1,91 (±0,1) a
	C3	55,8 (±12,5) a	19,9 (±1,1) b	13,1 (±1,5) a	1,65 (±0,2) b
	0	44,6 (±5,7) b	19,1 (±1,0)	11,3 (±1,5)	1,60 (±0,2)
	75	55,4 (±6,1) a	19,2 (±1,4)	11,6 (±1,1)	1,70 (±0,2)
	150	59,4 (±8,2) a	19,8 (±1,3)	11,8 (±1,0)	1,75 (±0,2)
	C	**	**	**	**
	dK	**	ns	ns	ns
	C x dK	ns	ns	ns	ns
	C4	32,0 (±5,8)	21,6 (±0,9)	13,4 (±0,4)	2,16 (±0,2)
	0	28,9 (±2,4)	21,5 (±0,5)	13,6 (±0,4)	2,09 (±0,1)
	75	36,5 (±5,0)	21,6 (±1,1)	13,5 (±0,2)	2,37 (±0,2)
	150	31,4 (±1,8)	22,3 (±1,0)	13,5 (±0,5)	2,08 (±0,1)
	300	31,1 (±10,3)	21,2 (±0,9)	12,9 (±0,4)	2,09 (±0,2)
	dK	ns	ns	ns	ns
Sagitta	C1	62,1 (±11,8)	17,5 (±0,7)	9,5 (±0,5)	1,61 (±0,3)
	0	50,6 (±8,2)	16,9 (±0,6)	9,2 (±0,3) b	1,35 (±0,1) b
	75	62,6 (±15,4)	17,8 (±0,6)	9,4 (±0,3) ab	1,55 (±0,1) b
	150	67,0 (±13,8)	17,9 (±0,7)	10,0 (±0,1) a	1,93 (±0,1) a
	dK	ns	ns	*	**

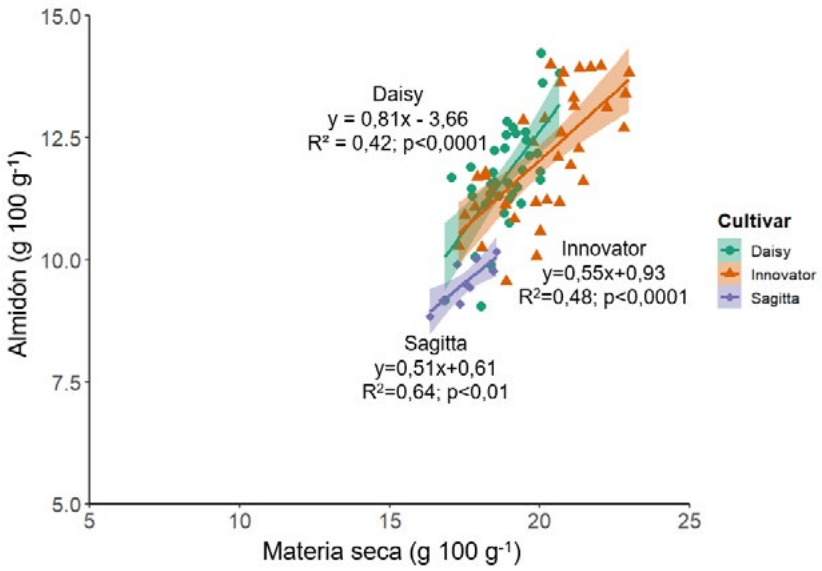


Figura 1. Concentración de almidón en función de la concentración de materia seca, para diferentes sitios/campañas 2021-2025 y dosis de potasio (0, 75, 150 y 300 kg ha^{-1}) en las variedades Daisy, Innovator y Spunta, los bordes sombreados indican el intervalo de confianza del 95%.

CONCLUSIONES

Se concluye que, bajo las condiciones de cultivo del SEB, la respuesta a la fertilización con K en el rendimiento de tubérculos y en las concentraciones de MS, ALM y K_t en cada variedad dependió de las características edáficas y de manejo de los sitios a lo largo de las distintas campañas. Estos resultados refuerzan la necesidad de continuar investigando la influencia de la nutrición de K en variedades de papa de diferentes propósitos comerciales.

AGRADECIMIENTOS

En el trabajo se presentan los resultados parciales del trabajo de graduación para obtener el título de Doctor en Ciencias Agrarias del Ing. Agr. Juan Cruz Laborde Amador. Financiado por: AGR698/23, UNMdP y PICT 2020-SERIE A 01330, FONCYT.

BIBLIOGRAFÍA

Barbazán, M. M. y García, F.O. (2015). Evaluación de la fertilidad y recomendaciones de fertilización. En: H. E., Echeverría, y F. O., García, (Eds). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. (pp. 379-399.). Ediciones INTA.

Barbieri, P. A., Echeverría, H. E., Sainz Rozas, H. R. y Martínez, J. P. (2015). Soybean and wheat response to lime in no-till Argentinean mollisols. *Soil Tillage Research, 152*, 29–38.

Bergonzi, R. y Costantino, S. (2021). Argentina: el consumo de papa en el país aumentó a 52 kg/hab/año. https://www.argenpapa.com.ar/noticia/10486-argentina-aumenta-el-consumo-de-papa-y-llego-el-dia-en-que-las-fritas-ocupan-mas-espacio-que-los-bifes-en-el-plato

Bray, R. H. y Kurtz, L. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science,* 59(1), 39-46.

Echeverría, H. E. y Giletto, C. M. (2015). Papa. En: H.E., Echeverría, H.E. y F. García, F. (Eds). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. pp. 585-608. EEA Balcarce, Buenos Aires

FAOSTAT. (2022). Datos sobre alimentación y agricultura. https://www.fao.org/faostat/es

Giletto, C., Ceroli, P., Esperón, L., Silva, S., Rodríguez, S., Cassino, N. y Lagos, G. (2023). Fertilización con magnesio: efecto sobre la calidad de tubérculos de papa. *Investigación Joven* 10(2):203–203.

Grasso, A.A. y Díaz Zorita, M. (2020). *Manual de buenas prácticas de manejo de fertilización.* Fertilizar Asociación Civil. https://rizobacter.com/sites/default/files/pdf/es/LIBRO_MBPMF_2020.pdf

Haverkort, A. J., Linnemann, A. R., Struik, P. C., Wiskerke, J. S. C. (2023). On processing potato. 4. survey of the nutritional and sensory value of products and dishes. Potato Research, 66(2),429-468. https://doi.org/10.1007/s11540-022-09568-7

Horwitz, W. y Latimer, G. W. (2006). Official Methods of Analysis of the Association of the Official Analytical Chemists. AOAC International. https://www.researchgate.net/publication/292783651_AOAC_2005

Keeney, D. R. y Nelson, D. W. (1982). Nitrogen-availability indexes. In: A. L., Page, A.L. (Eed.) M*ethods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties*. pp. 643-698. Madison, Wisconsin, EEUU.

Koch, M., Naumann, M., Pawelzik, E., Gransee, A. y Thiel, H. (2019). The importance of nutrient management for potato production. Part I: Plant nutrition and yield. *Potato Research* 63:97–119.

R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria.

Schilling, G., Eißner, H., Schmidt, L y Peiter, E. (2016). Yield formation of five crop species under water shortage and differential potassium supply. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 179*(2), 234-243.

Schollenberger, C. J. y Simon, R. H. (1945). Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soils-Ammonium acetate method. *Soil Science*., 59, 13-24.

Singh, S. y Kaur, K. (2009). Introduction. *Advances in Potato Chemistry and Technology*. Riddet Institute, Massey University, Palmerston North, New Zealand. 1. ISBN: 978-0-12-374349-7

Trinchero, J. L., Monti, M. C., y Ceroli, P. (2007). Características sensoriales de papas fritas en bastones. *Revista Latinoamericana de la Papa*, *14*(1), 33-41.

Walkley, A. y Black, Y. (1934). An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science,* 37, 29-37.

Warncke, D. y Brown, J. R. (1998). Potassium and other basic cations. In J. R. Brown (Ed.), *Recommended chemical soil test procedures for the North Central region (North Central Regional Publication No. 221 (Rev.),* Missouri Experiment Station Publication SB 1001, pp. 31–33). Columbia, MO: University of Missouri.

PREDICCIÓN DE LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO A CAMPO EN AMBIENTES HIDRO-HALOMÓRFICOS

Larrea, G.[1], Garello, F.[2*], Cichino, M.[2], Sainz Rozas, H.[3]

[1] AER INTA MAIPÚ; [2] AER INTA Chascomús; [3] INTA Balcarce; [*]larrea.gaston@inta.gob.ar.

RESUMEN: El objetivo de este trabajo fue desarrollar y validar un modelo simple para estimar el N_{min} a partir del Nan para ambientes contrastantes de la Cuenca del Salado para el cultivo de maíz. Los ensayos se realizaron durante la campaña 2024/25 en tres sitios con diferente potencial productivo. Se aplicaron cuatro dosis crecientes de N (0, 50, 91 y 169 kg de N ha^{-1}) y se determinaron variables edáficas, climáticas, rendimiento y balances de N para estimar el N_{min}. Los suelos presentaron contenidos moderados a bajos de MO (3.7 - 5.8 %) e incrementos del pH en profundidad, alcanzando valores superiores a 7 en horizontes subsuperficiales. Los valores de Nan fueron elevados y consistentes con antecedentes regionales (78-104 mg kg^{-1}). En general, la fertilización nitrogenada incrementó el rendimiento entre 2372 y 4289 kg ha^{-1}. El N_{min} se relacionó positivamente con las precipitaciones y la temperatura y negativamente con el pH. Estas tres variables explicaron el 89% de la variación del N_{min}. Sin embargo, el N_{min} no se relacionó con el Nan, lo que sugiere que en los ambientes de la Cuenca del Salado el tamaño del pool mineralizable no sería el principal factor que domina la disponibilidad de N para el cultivo. Por lo tanto, es necesario continuar estudiando otras variables que permitan una mejor predicción del proceso de mineralización.

774

PALABRAS CLAVE: Nan, maíz, pH.

INTRODUCCIÓN

Del 90 al 95% del nitrógeno (N) del suelo se encuentran en fracciones de distinta labilidad de la MO. Este nutriente pasa a estar disponible para los cultivos a través del proceso de mineralización. Diversos métodos se han propuesto para estimar la capacidad de mineralización de N del suelo. Entre los métodos biológicos, se encuentra el N-NH4 producido bajo anaerobiosis en incubaciones de 7 días (Nan), el cual ha sido utilizado con éxito para mejorar modelos de diagnóstico de fertilización nitrogenada para maíz (Zea mayz L.) (Orcellet et al., 2017). Este indicador es también sensible a los cambios asociados al uso del suelo y a las prácticas de manejo (Soon et al., 2007). Además, es una metodología simple, precisa y rápida, por lo que resulta una técnica adecuada para uso rutinario en laboratorios de análisis de suelo. Aunque el Nan ha demostrado ser un buen estimador del nitrógeno potencialmente mineralizable en incubaciones aérobicas de larga duración (N_0), la tasa de mineralización de N en condiciones de campo no solo depende del tamaño del pool de N mineralizable, sino también de las propiedades del suelo y del clima. En este sentido, se ha propuesto el uso de balances de masa para estimar la mineralización de N en campo, bajo el supuesto de pérdidas mínimas de N del sistema (Rice y Havlin, 1994; Meisinger, 1984). Dicho método permite determinar la mineralización aparente de N (N_{min}) a partir de la acumulación de N en plantas en parcelas sin N, el N mineral inicial del suelo y el N mineral residual al final del ciclo del cultivo. Estudios previos realizados para diferentes zonas de la RP han demostrado relaciones estrechas entre el Nan y el N_{min}. No obstante, la extrapolación de dichas relaciones a otras zonas como la Cuenca del Salado debe hacerse con cautela, ya que las condiciones edáficas en las cuales se calibraron son diferentes. En la Cuenca del Salado, se observa una alta variabilidad espacial del pH a nivel intra lote (Taboada et al., 2021) que puede afectar la tasa de mineralización, y por lo tanto surge la necesidad de desarrollar y validar un modelo simple para estimar el N_{min} a partir del Nan para ambientes contrastantes de la Cuenca del Salado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se realizaron durante la campaña 2024/25 en 3 sitios de Cuenca del Salado Lezama (LEZ), General Guido (GG) y Las Armas (LAR) con prolongada historia agrícola. En cada sitio, se utilizaron imágenes satelitales y mapas de rendimiento para identificar ambientes dentro de un mismo lote con alto y bajo potencial de rendimiento (AP y BP, respectivamente). Los cultivos se realizaron en siembra directa o con una labranza mínima según las mejores prácticas de la zona (fecha de siembra, densidad, control de malezas).

El diseño experimental utilizado fue en bloques completos aleatorizados. Los tratamientos consistieron en 4 dosis de N (N=0, N1=51, N2=91 y N3=169 kg ha^{-1}). Las dosis de N se aplicaron por única vez en superficie en el estadío de V4-V5 del cultivo de maíz. El fertilizante utilizado fue UREA granulada. Antes del agregado del fertilizante, para cada bloque se tomaron muestras de suelo compuestas de 0-20, 20-40 y 40-60 cm de profundidad. En todas las muestras y profundidades se les determinó el pH actual (relación suelo: agua 1:2.5) y el contenido de $N\text{-}NO_3$. En 0-20 cm de profundidad se determinó el contenido de MO por calcinación (Eyherabide *et al*., 2014), el P extractable (P-Bray) (Bray y Kurtz, 1945) y el Nan. Además, para aquellas parcelas sin N al momento de la cosecha, se tomaron muestras de suelo de 0-20, 20-40 y 40-60 cm a las cuales se les determinó el contenido de $N\text{-}NO_3$, valor que se utilizó para la construcción del balance de N como fue propuesto por Rice y Havlin (1994).

A la madurez de los cultivos se evaluó el rendimiento en los dos surcos centrales cubriendo (2 m^2). El rendimiento fue expresado a la humedad de recibo (14.5%). También se determinó la concentración del N orgánico en los residuos y en el grano del tratamiento testigo (N0). (Johnson y Ulrich, 1959). La acumulación de N (N_{acum}) se calculó como el producto de la concentración de N y la materia seca del residuo más el grano. Este valor fue utilizado para calcular el N_{min} a través del balance de N según la siguiente ecuación: $N_{min}= N_{acum} + N\text{-}NO3_f – N\text{-}NO3_{ini}$, donde $N\text{-}NO3_f$ y $N\text{-}NO3_{ini}$ son los kg ha^{-1} de N-NO3 en los 0-60 cm del tratamiento N0 al comienzo y al final de la estación de crecimiento (Rice y Havlin, 1994).

Se calcularon estadísticos descriptivos como la media y desvío estándar para las diferentes variables edáficas y estratos de suelo. Los datos se analizaron con modelos lineales. Se ajustó un modelo que consideró el efecto del sitio, el potencial del ambiente (AP y BP), las cuatro dosis de N y todas las interacciones entre dichas variables. Para realizar el análisis de varianzas se utilizó el programa R versión 33.4. (R, 2022) y se utilizó el test de Tukey para la comparación de media con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones (Pp) durante la campaña fluctuaron entre 530 a 575 mm (Tabla 1) y las temperaturas (Temp) medias entre siembra y periodo crítico para los 3 sitios oscilaron de 18.8 a 19.8 °C. Los contenidos medios de MO para los diferentes sitios difirieron entre sí, y los valores más bajos se hallaron en el sitio GG y LEZ (Tabla 1).

Tabla 1**.** Características edáficas y climáticas iniciales de los sitios experimentales en la Cuenca del Salado. Los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar.

Sitio		Pp	MO	$pH_{(0-20)}$	$pH_{(20-40)}$	$pH_{(40-60)}$	P-Bray	Nan	Nmin
		mm	%					ppm	Kg ha^{-1}
LAR	AP	550	5.8 (0.1)	6.1 (0.1)	6.7 (0.3)	6.9 (0.1)	5.8(1.5)	92 (16.7)	53 (16.7)
	BP		4.1 (0.2)	6.8 (0.2)	7.9 (0.2)	8.1 (0.1)	10.1(3.2)	127 (5.7)	65 (5.7)
LEZ	AP	548	3.8 (0.2)	6.3 (0.1)	6.5 (0.1)	7.1 (0.1)	15.4(4.4)	78 (11.1)	178 (12.1)
	BP		3.7 (0.3)	6.9 (0.3)	7.9 (0.4)	8.5 (0.4)	4.0(0.4)	104 (17.7)	160 (17.7)
GG	AP	521	3.7(0.4)	5.9 (0.1)	6.2 (0.1)	6.6 (0.2)	7.6(0.6)	101 (15.6)	114 (15.6)

Precipitación acumulada durante el ciclo del cultivo (Pp), MO (materia orgánica), el pH en diferentes profundidades (0–20, 20–40 y 40–60 cm), fósforo extractable (P-Bray) nitrógeno aeróbico (Nan), ambiente de alto potencial (AP), ambiente de bajo potencial (BP):

Los contenidos de MO hallados son similares a los reportados por Sainz Rozas et al. (2025) para suelos sin problemas de drenaje del partido de Azul (Cuenca del Salado), pero inferiores a los reportados por el mismo autor para suelos Pseudopristinos, sugiriendo que los niveles de MO podrían estar disminuyendo. El pH del suelo del estrato superficial para todos los sitios fue cercano a la neutralidad, y el mismo difirió entre ambientes, siendo más alcalino en aquellos de BP (Tabla 1). Los estratos subsuperficiales (20-40 cm y 40-60 cm) mostraron valores de pH más elevados que el estrato superficial, los cuales podrían afectar negativamente el rendimiento de los cultivos (Läuchli & Grattan, 2012). En este sentido, Garello et al. (2024) para diferentes sitios de la Cuenca del Salado reportaron un efecto negativo del pH alcalino del horizonte Bt (subsuperficial) sobre el rendimiento del cultivo de maíz. Los valores de Nan hallados en los sitios fueron altos (Tabla 1), y los mismos coinciden con los reportados por Wyngaard et al. (2025) para suelos bajo agricultura de la RP.

Por otra parte, se observó un efecto significativo de la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento del cultivo de maíz en los sitios de AP y BP de LAR (Figura 1) y en el de AP de GG y las dosis para alcanzar los máximos rendimientos difirieron entre sitios (Figura 1). En el ambiente de AP de LAR, la respuesta promedio fue de 4289 kg ha^{-1} (Figura 1). Mientras que el ambiente de BP de LAR y AP de GG, la respuesta promedio fue de 2372 y 2893 kg ha^{-1}, respectivamente (Figuras 1). Respuestas similares fueron encontradas en maíz por Pagani et al. (2008) en el sudeste de Buenos Aires. La falta de respuesta al agregado de N en LEZ en en ambos ambientes puede ser explicado por los altas tasas de mineralización y los bajos potenciales productivos observados para este sitio (Tabla 1).

En este trabajo se observó una relación estrecha entre el rendimiento y el N_{min} de los tratamientos N0 de todos los sitios (Figura 2). Estos resultados coinciden con lo informado por Reussi Calvo et al. (2018) para maíces tempranos sin N en el sudeste bonaerense.

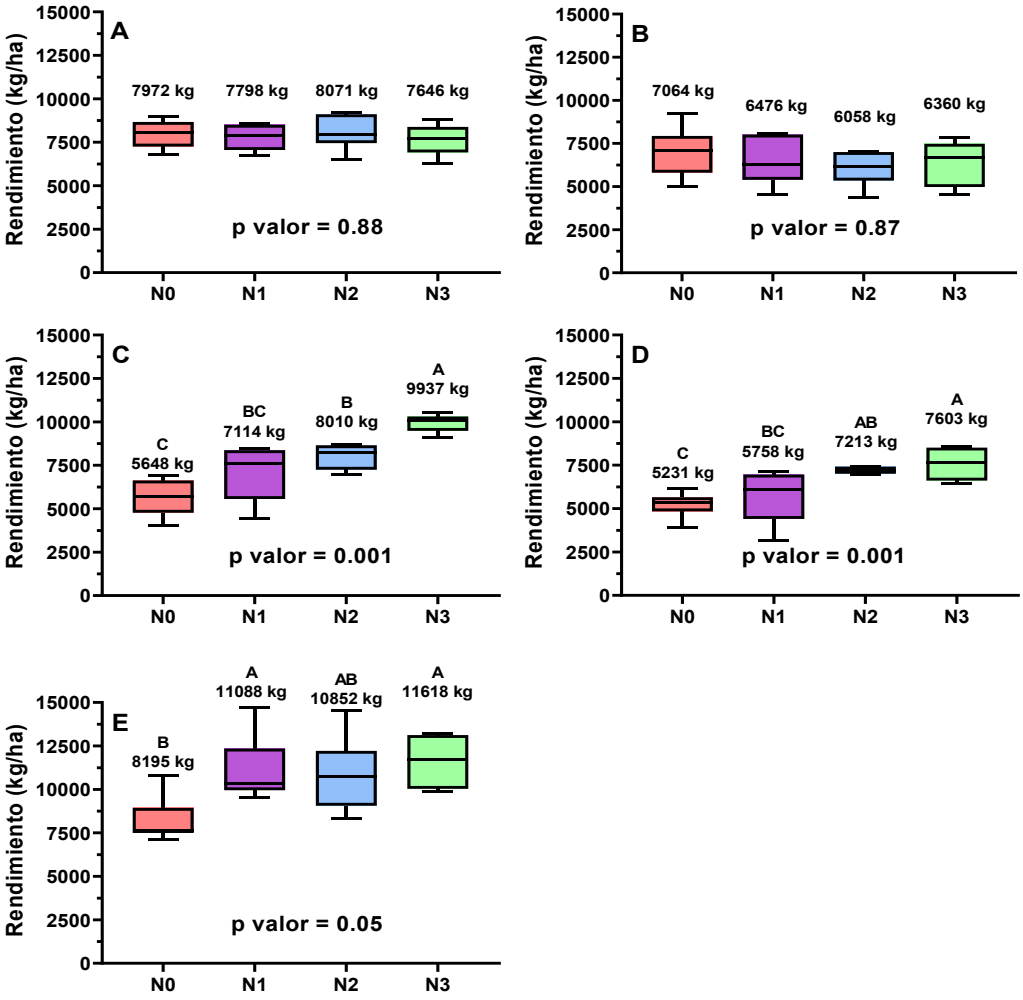


Figura 1. Rendimiento de maíz (kg ha^{-1}) en respuesta a cuatro dosis de nitrógeno (N0, N1, N2 y N3) evaluadas en Lezama (A y B), Las Armas (C y D) y General Guido (E) en ambientes de alto potencial (A, C y E) y bajo potencial (B y D). Las cajas representan el rango intercuartílico, la línea central indica la mediana y los valores promedios se muestran sobre cada caja. Letras diferentes sobre las cajas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre dosis dentro de cada ambiente y localidad.

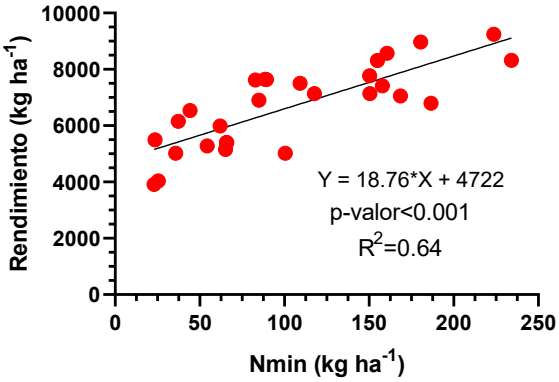


Figura 2. Relación entre el rendimiento del cultivo de maíz (Kg ha^{-1}) y el nitrógeno proveniente de la mineralización.

El N_{min} se relacionó de manera significativa y positivamente con las Temp y las Pp, y de manera negativa con el $pH_{20-40.}$ (Tabla 2). En conjunto estas tres variables explicaron el 89% de la variabilidad del N_{min} (Tabla 2). Sin embargo, y a diferencia de lo reportado por otros autores, el Nan no se relacionó con el N_{min} (Reussi Calvo et al., 2018), lo que sugiere que en los ambientes de la Cuenca del Salado el tamaño del pool mineralizable no sería el principal factor que determina la disponibilidad de N para el cultivo. En estos ambientes, la marcada variabilidad hídrica caracterizada por anegamientos temporarios (Taboada y Lavado, 2009) genera condiciones de aireación subóptimas y fluctuaciones en el potencial de óxido-reducción del suelo. Este escenario restringe la mineralización aeróbica del N y, simultáneamente, favorece su pérdida gaseosa como N_2 o N_2O. Según Brady y Weil (2016), la actividad aeróbica alcanza su máximo con un espacio poroso ocupado por agua (EPA) que oscila del 50% al 70%, mientras que la desnitrificación se intensifica rápidamente al superar este último valor.

Tabla 2. Coeficientes de un modelo del regresión múltiple para predecir la mineralización aparente de N durante el ciclo del cultivo de maíz.

Parámetro	Estimación	p-valor	R^2
Intercepto	-110.03	<0.0001	0.89
Temperatura	4.75	<0.0001	
Precipitaciones	0.08	<0.0002	
pH_{20-40}	-0.43	<0.0018	

CONCLUSIONES

Los sitios evaluados exhibieron variaciones significativas en los contenidos de MO, pH y Nan, con una marcada heterogeneidad espacial tanto entre sitios como entre ambientes dentro de un sitio. La respuesta a la fertilización se manifestó en el 60% de los casos y, en línea con las propiedades químicas del suelo, difirió según el sitio y el ambiente; esto subraya la relevancia del manejo sitio-específico de nutrientes. Aunque la variabilidad del rendimiento en las parcelas testigo (N0) estuvo explicada por el N mineralizado (N_{min}), la magnitud de dicho proceso no fue explicada por el valor de Nan. Dado que estos resultados corresponden a una sola campaña y un número limitado de sitios, resulta imperativo profundizar en el estudio de los factores que regulan la mineralización de N en estos ambientes.

BIBLIOGRAFÍA

Bray, R. y Kurtz, L.T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59: 39-45.

Echeverría, H. E., San Martin, N. y Bergonzi, R. (2000). Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ci. Suelo 18(1), 9-16.

Eyherabide, M., Saínz Rozas, H., Barbieri, P, Echeverría, H E. (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. Ciencia del suelo, *32* (1), 13-19.

Garello, F. J., Larrea, G., Cicchino, M. A., y Melani, E. M. (2024). Efecto de la alcalinidad y profundidad del horizonte arcilloso sobre el rendimiento relativo de maíz y soja. XXVII Congreso Argentino de La Ciencia Del Suelo, 6. https://congreso2024.suelos.org.ar/actas/

INTA (1990). Cartas de suelos de la República Argentina: Provincia de Buenos Aires [WWW Document]. URL http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/index.htm.

Johnson, C. M. y Ulrich, A. (1959). Analytical Methods. For Use in Plant Analysis. California Agriculture Experimental Station. Bulletin 2(766). pp 26-27.

Keeney, D. R. (1982) Nitrogen-availability indices. In: A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney, editors, Methods of soil analysis, Part 2, Chemical and microbiological properties. ASA and SSSA, Madison, WI. p. 711–733.

Läuchli, A., Grattan, S. R. (2017). Plant stress under non-optimal soil pH. In *Plant stress physiology* (pp. 201-216). Wallingford UK: CABI.

Meisinger, J. J. (1984). Evaluating plant-available nitrogen in soil-crop systems. In: R.D. Hauck, editor, Nitrogen in crop production. ASA, Madison, WI. p. 391–441.

Orcellet, J., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H.R., Wyngaard, N., Echeverría, H. E. 2017. Anaerobically Incubated Nitrogen Improved Nitrogen Diagnosis in Corn. Agronomy Journal, 109(1), 291.Soon, Y. K., Haq, A., Arshad, M. A. 2007. Sensitivity of Nitrogen Mineralization Indicators to Crop and Soil Management. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 38(15-16), 2029–2043.

Pagani, A., Echeverría, H. E., Sainz Rozas, H. R., y Barbieri, P. A. (2008). Dosis óptima económica de nitrógeno en maíz bajo siembra directa en el sudeste bonaerense. *Ciencia del suelo*, *26*(2), 183-193.

R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing.: R. Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria http://www.R-project.org/.

Reussi Calvo, N. I., Wyngaard, N., Orcellet, J., Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E. 2018. Predicting field-apparent nitrogen mineralization from anaerobically incubated nitrogen. Soil Science Society of America Journal. 82(2): 502-508.

Rice, C.W., J.L. Havlin. 1994. Integrating mineralizable nitrogen indices into fertilizer nitrogen recommendations. In: J.L. Havlin and J.S. Jacobsen, editors, Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations. SSSA, Madison, Wisconsin. p. 1–13.

Sainz Rozas, H., Calviño, P. A., Echeverría, H. E., Barbieri, P. A., y Redolatti, M. 2008. Contribution of anaerobically mineralized nitrogen to the reliability of planting or presidedress soil nitrogen test in maize. Agronomy Journal, 100(4), 1020-1025.

Taboada, M., Lavado, R. S. 2009. Alteraciones de la fertilidad de los suelos. *El* halomorfismo*, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones. FAUBA, Buenos Aires*.

Taboada, M.A., Damiano, F., Cisneros, J.M., Lavado, R.S., 2021. Origin, Management and Reclamation Technologies of Salt-Affected and Flooded Soils in the Inland Pampas of Argentina, en: Taleisnik, E., Lavado, R.S. (Eds.), Saline and Alkaline Soils in Latin America. Springer, pp. 209-228.

Wyngaard, N., Crespo, C., Garcia, G. V., Calvo, N. I. R., Rivero, C., Carciochi, W. D., Eyherabide, M, Larrea, G., Angelini, H., Barbierir, P., Sainz Rozas, H. 2025. Nitrogen mineralization potential depletion in pampas (Argentina) croplands following conversion from native grasslands. Geoderma Regional, 40, e00925.

Sainz Rozas, H., Reussi Calvo, N., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Angelini, H., Larrea, G., Garello, F., Avila Manotoba, O., Orcellet, J.M., González San Juan, F., Ciarlo, E. 2025. Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina. Simposio de fertilidad

CALIDAD INDUSTRIAL DE LA SEMILLA DE CÁRTAMO BAJO FERTILIZACIÓN COMBINADA EN UN AMBIENTE SEMIÁRIDO

Martínez, J. M.[1*], Schulz, G. I.[2, 3], Fernández, N. D.[2], Kiessling, R. J.[2]

[1]CERZOS-CONICET, Dpto. Agronomía-Universidad Nacional del Sur; [2] Departamento de Agronomía-Universidad Nacional del Sur, [3] Comisión de Investigaciones Científicas (CIC)– San Andrés 800, Bahía Blanca (8000), Provincia de Buenos Aires; * jmmartinez@criba.edu.ar

RESUMEN: El contenido de materia grasa (MG) de las semillas de cártamo (*Carthamus tinctorius* L.) es una característica de gran importancia desde el punto de vista económico. La información disponible sobre el impacto de la fertilización en la calidad del grano, resulta aún limitada y presenta resultados contradictorios El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la fertilización combinada sobre la producción y la calidad industrial de la semilla de cártamo en un ambiente semiárido del sudoeste bonaerense, en dos campañas productivas bajo condiciones ambientales contrastantes. En 2023 y 2024, se llevó a cabo un ensayo de fertilización en la Chacra Experimental Napostá, Provincia de Buenos Aires. Se combinó la aplicación de N (en diferentes dosis), azufre (S) y zinc (Zn) con fertilizantes líquidos al cultivo de cártamo. En madurez fisiológica se determinó el rendimiento (REND) y se estimó el N absorbido por la planta (Nabs). En el aquenio se determinó la MG y el tenor proteico. En ambos años, no se hallaron efectos significativos de los tratamientos sobre el estado nutricional. En ambas campañas, la fertilización nitrogenada incrementó significativamente el REND, con mayores valores para el año con mayores precipitaciones durante el ciclo del cultivo. Para Nabs, la fertilización combinada con altas dosis de N, incrementó la absorción de N por el cultivo. Para las variables de calidad (proteína y MG), no se observaron efectos significativos de los tratamientos en ambas campañas. La producción se encuentra determinada por la absorción de N por el cultivo, integrando la disponibilidad edáfica y condiciones ambientales. La fertilización combinada con S y Zn, incrementó significativamente la producción de grano, mientras que su impacto sobre la calidad industrial resultó limitado. La calidad del grano está regulada principalmente por el ambiente.

PALABRAS CLAVE: estado nutricional, materia grasa, proteína.

780

INTRODUCCIÓN

El cártamo es una oleaginosa de ciclo invernal–primaveral que se caracteriza por su elevada tolerancia a condiciones de déficit hídrico y capacidad de adaptación frente al estrés ambiental (Rivas Y Matarazzo, 2009). Por su parte, el contenido de MG de las semillas oscila entre el 25-45% aceite (Akbari et al., 2019) y es el factor más importante para la introducción del cártamo en nuevas áreas (Vorpsi et al., 2010).

En general, la disponibilidad de nitrógeno (N), suele constituir uno de los principales factores limitantes de la producción del cártamo (Steer and Harrigan, 1986). Diversos estudios han reportado respuestas positivas del cártamo a la fertilización nitrogenada, principalmente asociadas al incremento del número de capítulos por unidad de superficie y de la biomasa aérea total (Abbadi Y Gerendás, 2009; Kiessling et al., 2024). No obstante, la información disponible sobre el impacto de la fertilización en la calidad del grano, resulta aún limitada y presenta resultados contradictorios. En este sentido, una nutrición balanceada que contemple otros nutrientes esenciales como S y Zn podría modificar la eficiencia de uso del N y la partición de asimilados durante el llenado del grano. El S cumple un rol clave en la síntesis de aminoácidos azufrados y proteínas, además de participar en la formación de clorofila y enzimas, siendo especialmente relevante en cultivos oleaginosos (Parmar et al., 2018). Además, el N y S asumen una gran importancia, ya que ambos son componentes importantes

de las proteínas y el suministro adecuado de ambos nutrientes es esencial para el rendimiento potencial de los cultivos (Vorpsi et al., 2010). Por su parte, el Zn desempeña función en la resistencia al estrés hídrico (Yavas y Unay, 2016); además de ser un componente estructural y funcional de numerosas enzimas y proteínas. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la fertilización combinada sobre la producción y la calidad industrial de la semilla de cártamo en un ambiente semiárido del sudoeste bonaerense, en dos campañas productivas bajo condiciones ambientales contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Durante 2023 y 2024, se llevaron a cabo ensayos en el establecimiento Chacra Experimental Napostá (Convenio MDA-UNS), ubicado en el sudoeste de la Provincia de Buenos Aires. La precipitación media anual es de 560 mm (medias tomadas desde 1860 al 2006), siendo las estaciones más lluviosas el otoño y primavera. En general, los suelos se clasifican como *Paleustol Petrocálcico* (Soil Survey Staff, 2010), franco grueso térmico, con la característica de no presentar limitaciones físicas para la producción. Las condiciones generales de la fertilidad química de los suelos presiembra, se detallan en Tabla 1 para cada año.

Tabla 1. Propiedades edáficas químicas del suelo en presiembra de cada año ensayado.

Año	Profundidad (cm)	MO (g kg^{-1})	pH	Pe (mg kg^{-1})	N-NO_3 (kg ha^{-1})	Zn (mg kg^{-1})
2023	0-20	29	6,5	15		0,8
	0-60				133	
2024	0-20	32	7,5	21		0,7
	0-60				150	

MO, materia orgánica, Pe, fósforo extraíble, N-NO_3, N inorgánico en forma de nitratos.

Para la siembra se aplicó 20 kg ha^{-1} de fertilizante Novastart (10-18-0-11S-1,3Zn grado) en ambas campañas, 18 kg/ha de semilla de cártamo con una distancia entre surcos de 35 cm. Se utilizó el cultivar *RM NAPOSTÁ* para ambas campañas. Los tratamientos consistieron en aplicación de fertilizantes con N, S y Zn en un diseño en cuatro bloques completos al azar. Las fuentes elegidas fueron: UAN (32-0-0 grado), tiosulfato de amonio (11-0-0-26S grado) y sulfato de Zn (0-0-0-18S-34Zn) aplicadas en forma manual, siguiendo el siguiente detalle: 0 (T); 30 (N1), 60 (N2) ,90 (N3) kg N ha^{-1}, S (15 kg ha^{-1}) combinado con las tres dosis de N (N1+S; N2+S y N3+S) y la mayor dosis de N con 15 kg S ha^{-1} y 1,2 kg Zn ha^{-1} (N3+S+Zn). El diseño experimental fue de bloques completos al azar con cuatro repeticiones. Para verificar el estado nutricional del cártamo, se llevaron a cabo lecturas con clorofilómetro SPAD-502®. Se realizaron 20 lecturas por parcela, coincidiendo con estadio fenológico de elongación (BBCH 45) (Flemmer et al., 2015) en 2023 (IV) (US45) y capítulos totalmente desarrollados (BBCH 55) (US55) y final de floración (BBCH 63) (US63). Las lecturas se efectuaron en el centro de las ultimas hojas expandidas, siguiendo recomendaciones detalladas en el instructivo del equipo. En madurez fisiológica del cártamo en ambas campañas, se cosechó 2 m lineales de cultivo y se cuantificó el rendimiento (REND) y los parámetros de calidad industrial: MG y proteína. Para determinar la MG, se utilizó el método de extracción en Soxhlet con hexano (AOCS, 2017). El contenido de proteína se determinó a través del N total del grano siguiendo la metodología de Bremner (1996), luego se multiplicó por factor 6,24. A partir del índice de cosecha de N (ICN) propuesto por Abbadi y Gerendás (2009), se estimó el N total absorbido por el cultivo (Nabs) según los tratamientos. Para los tratamientos sin fertilizar se utilizó el ICN=60%, para los fertilizados con dosis moderadas y bajas (N1, N1+S y N2+S), ICN=0,7 y para los fertilizados con altas dosis de N (N3, N3+S, N3+S+Zn), se usó el ICN=0,65. Para el análisis estadístico se llevó a cabo el análisis de la varianza (ANOVA) simple para caracterizar el estado nutricional del cártamo con el IV, analizado anualmente. Se realizó un ANOVA doble (tratamiento y año) para el REND, Nabs, proteína y MG con comparación de medias por diferencias mínimas significativas (DMS) ($p<0,05$). Se establecieron correlaciones

de Pearson entre las variables de cosecha y el IV en diferentes años y momentos. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software Infostat (Di Rienzo et al., 2018).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Condiciones meteorológicas

Las precipitaciones anuales del 2023 fueron inferiores a la media histórica anual (407 mm vs 561 mm) y en 2024, la precipitación anual fue de 607 mm (Figura 1). Cabe destacar la importancia del barbecho para almacenar agua si el cultivo se va a realizar bajo condiciones de secano, ya que los rendimientos dependerán del agua almacenada y las precipitaciones que ocurran durante el ciclo del cultivo (Rivas y Matarazzo, 2009). Para 2023, se evidenciaron elevadas precipitaciones durante el periodo previo y durante el barbecho lo que posibilitó una buena retención de agua en el perfil de suelo. Con respecto al ciclo del cultivo (MAY-DIC), las precipitaciones registradas fueron escasas. En 2024, es importarte remarcar, que ocurrieron precipitaciones elevadas durante el barbecho, más aún durante abril. Luego, a partir de agosto hasta diciembre, las precipitaciones fueron elevadas, superando la media histórica. Esto cobra relevancia ya que la disponibilidad de agua en periodos avanzados afecta el llenado del grano y la síntesis de ácidos grasos insaturados (Yeilaghi et al., 2012).

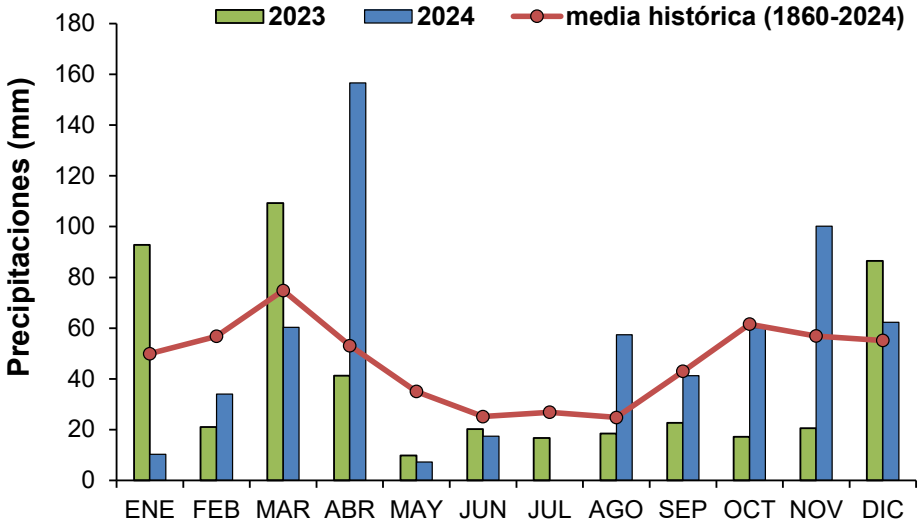


Figura 1. Precipitaciones en ambas campañas y media mensual histórica (1860-2024).

Estado nutricional del cártamo

Para evaluar el estado nutricional del cártamo bajo los diferentes tratamientos, se analizó anualmente, ya que se llevaron a cabo las lecturas de IV en diferentes estadios fenológicos. Para ambos años, no se hallaron efectos significativos de los tratamientos sobre el IV (Figura 2). En 2023, el IV no mostró diferencias significativas entre tratamientos, lo que sugiere que el estado nutricional del cártamo no se vio afectado por la fertilización combinada. Estos resultados contrastan con antecedentes que reportan respuestas del IV al agregado de N, aunque coinciden con trabajos que destacan la dependencia del estadio fenológico para su interpretación (Anicésio et al., 2018). Sin embargo, en 2024, bajo mejores condiciones ambientales respecto a las precipitaciones, el IV medido en estadios reproductivos (BBCH 55 y 63) presentó valores nominales inferiores a 2023. Esto podría ser atribuible a la removilización de N de las hojas hacia los órganos reproductivos. La ausencia de respuesta del IV, aun en estadios más avanzados, sugiere que el estado nutricional del cártamo en ambas campañas no fue modificado por los tratamientos, sumado al elevado nivel de N en presiembra.

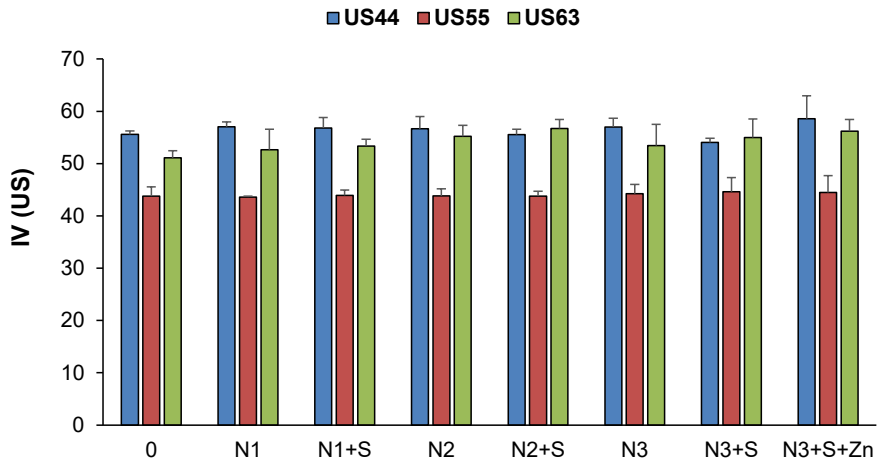


Figura 2. Índice de verdor (IV) según tratamiento en diferentes estadios fenológico y años de experimentación.

Producción, N absorbido y calidad del grano

En ambas campañas, la fertilización nitrogenada incrementó significativamente el REND, para la mayoría de los tratamientos (Figura 3a). Cuando se hizo la comparación por año experimentado, se hallaron efectos significativos en REND, con mayores producciones en 2024. En ambas campañas, la disponibilidad de N inorgánico fue elevada, sin embargo, las precipitaciones en 2024 fueron similares a la media histórica desde agosto hasta la cosecha, superando ampliamente a los registros de 2023 para este mismo periodo.

En cambio, para el Nabs, se observó una interacción significativa entre año y tratamiento ($p<0,05$), por lo que se lo analizó anualmente (Figura 3b). En 2023, las diferencias del Nabs con los tratamientos fueron escasas, mientras que en 2024 parecen atenuarse las diferencias con los tratamientos, pero la fertilización combinada con altas dosis de N, incrementó la absorción de N por el cultivo.

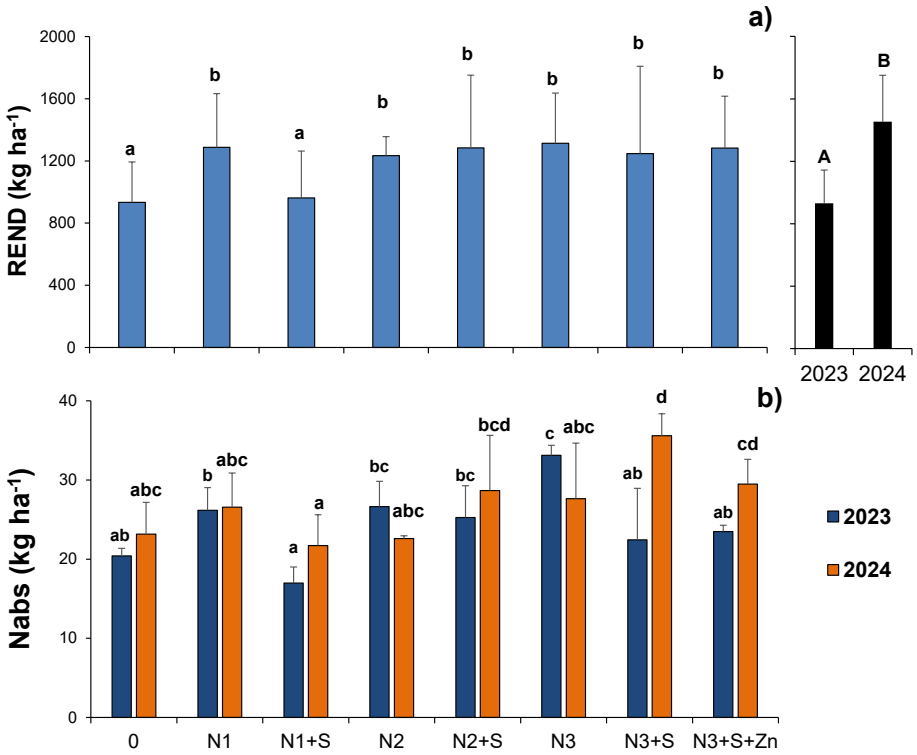


Figura 3. Rendimiento en grano (a) promedio de ambas campañas y por año y N absorbido (Nabs) (b) del cártamo para cada año. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Para las variables de calidad (proteína y MG), no se observaron efectos significativos de los tratamientos en ambas campañas (Figura 4). Otros autores (Koutroubas et al., 2009), indican que el contenido de MG presenta una baja respuesta a la fertilización nitrogenada. La concentración de proteína presentó valores que oscilaron entre 9 y 10%, sin una respuesta lineal al incremento de N. No obstante, los tratamientos que incluyeron S tendieron a mostrar valores superiores respecto a N solo. En contraste, la MG se mantuvo estable (32%) independientemente del tratamiento de fertilización. Estos resultados coinciden al rango propuesto por Akbari et al., (2019) para MG, sin embargo, el nivel de proteína es más bajo al rango propuesto por Manvelian et al., (2021), quienes reportaron valores de 12-24%. Esta estabilidad en los valores de MG ha sido previamente reportada, indicando que el contenido de aceite en cártamo es relativamente estable e incluso puede mantenerse o incrementarse bajo estrés hídrico moderado, siempre que la provisión de asimilados durante el llenado del aquenio no sea severamente limitada (Bassil Y Kaffka, 2002). La comparación interanual evidenció diferencias significativas ($p<0,05$), con mayores valores de proteína y MG en 2023 respecto de 2024, destacando la influencia del ambiente sobre la calidad del grano. Es importante remarcar que, en 2023, se registraron escasas precipitaciones durante el ciclo del cultivo (Figura 1), por lo que el REND fue inferior, pero con mayor proteína y MG, generando un efecto de dilución.

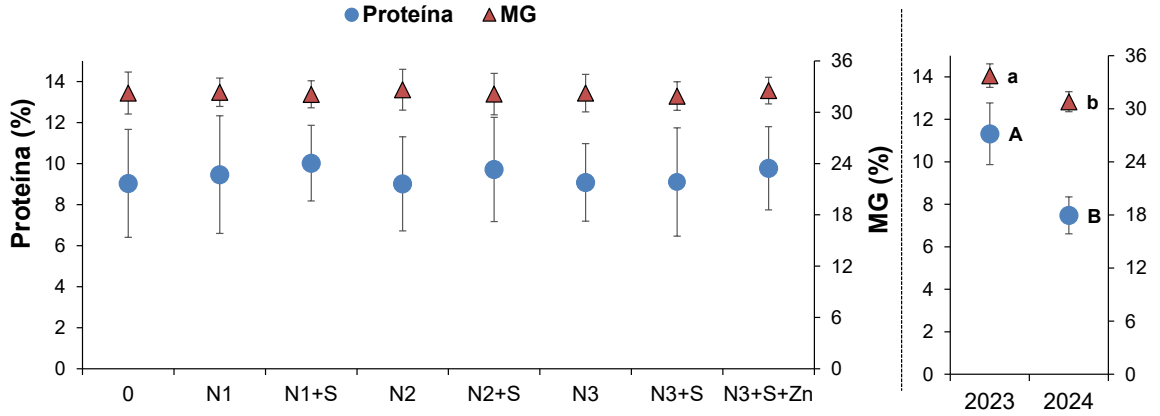


Figura 4. Proteína y materia grasa (MG) según tratamiento y año. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Relación entre estado nutricional, producción y calidad

No se detectaron correlaciones significativas entre el IV44, IV55, IV63 con las variables de producción y calidad ($p>0,05$). Analizando los datos en forma conjunta, se hallaron relaciones significativas y positivas del REND y Nabs ($r=0,71$ $p<0,001$), negativas entre REND y proteína ($r= -0,65$ $p<0,001$) y entre REND y MG ($r= -0,45$, $p<0,001$), lo que evidencia el efecto de dilución mencionado anteriormente. Se halló una correlación significativa entre proteína y MG ($r=0,56$ $p<0,001$). Igualmente, la relación entre REND y Nabs se evaluó en cada campaña, por la diferente respuesta del Nabs por tratamientos y años. Anualmente, la relación entre REND y Nabs fue más estrecha individualmente (2023, $r=0,85$ $p<0,001$; 2024, $r=0,84$, $p<0,001$). Estos resultados enfatizan que el REND del cártamo se asoció estrechamente con el N acumulado en planta en ambas campañas, indicando que la absorción total de N del suelo constituye el principal factor explicativo del rendimiento, integrando manejo nutricional y ambiente (Koutroubas et al., 2009). Esto contrasta a lo hallado por Omidi et al. (2010), quienes evidenciaron que la redistribución del N hacia el grano ocurre preferentemente cuando la disponibilidad hídrica no es limitante. En síntesis, estos resultados confirman que, la fertilización combinada impacta principalmente sobre la producción de cártamo, mientras que la calidad del aquenio está dominada por las condiciones ambientales.

CONCLUSIONES

La fertilización con N o combinada con S y Zn, incrementó significativamente la producción de grano, mientras que su impacto sobre la calidad industrial resultó limitado. La estabilidad del

contenido de MG y proteína a la fertilización refuerzan la evidencia de que la calidad del grano está dominada principalmente por las condiciones ambientales, en particular por la disponibilidad hídrica durante el llenado del grano, más que por el manejo nutricional.

BIBLIOGRAFÍA

Abbadi, J., Gerendás, J. (2009). Nitrogen use efficiency of safflower as compared to sunflower. Journal of Plant Nutrition 32(6): 929-945.

Akbari, G. A., Heshmati, S., Soltani, E., y Amini Dehaghi, M. (2020). Influence of seed priming on seed yield, oil content and fatty acid composition of safflower (Carthamus tinctorius L.) grown under water deficit. International Journal of Plant Production 14(2):245-258.

American Oil Chemists Society. (2017). Official methods and recommended practices of the AOCS (7th ed., Method Ba 3-38). AOCS Press.

Anicésio, E. C., Bonfim-Silva, E. D., Silva, T. J. y Pacheco, A. B. (2018). Nitrogen and potassium in safflower: Chlorophyll index, biometric characteristics and water use efficiency. Revista Caatinga 31: 424-433.

Bassil, E. S., Kaffka, S. R. (2002). Response of safflower (Carthamus tinctorius L.) to residual soil N following cotton (Gossypium spp.) in rotation in the San Joaquin Valley of California. Journal of Agricultural Science 138(4): 395-402.

Bremner, J. M. (1996). Nitrogen – Total. En: Methods of Soil Analysis, part 3. Ed. Sparks DL, Chemical Methods, 1085-1123.

Di Rienzo J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L. M., Tablada, L. y Robledo, C. W. (2018). Software InfoStat versión 2018. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.

Flemmer, A. C., Franchini, M. C. y Lindström, L. I. (2015). Description of safflower (Carthamus tinctorius L.) phenological growth stages according to the extended BBCH scale. Annals of Applied Biology 166: 331-339.

Kiessling, R. J., Fernandez, N. D., Pugliese, G., y Martínez, J. M. (2024). Efectos de la fertilización combinada en cártamo en un ambiente semiárido. En Actas XXIX Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Catamarca, Argentina.

Koutroubas, S. D., Papakosta, D. K., y Doitsinis, A. (2009). Nitrogen utilization efficiency of safflower hybrids and inbred lines. Field Crops Research 110: 50–59

Manvelian, J., Weisany, W., Tahir, N. A. R., Jabbari, H., y Diyanat, M. (2021). Physiological and biochemical response of safflower (Carthamus tinctorius L.) cultivars to zinc application under drought stress. Industrial Crops and Products 172: 114069.

Omidi, A. H., Sharifmogadas, M. R., y Tahmasebi Sarvestani, Z. (2010). Influence of nitrogen and water stress on grain yield and oil content of safflower. Agricultural Water Management 97: 1005–1010.

Parmar, N. N., Patel, A. P., y Choudhary, M. (2018). Effect of sources and levels of sulphur on growth, yield and quality of summer sesame (Sesamum indicum L.) under South Gujarat condition. International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences 7(2): 2600–2605.

Rivas, J., y Matarazzo, R. (2009). Producción de cártamo. Consideraciones generales. Boletín de divulgación N° 20. INTA, Argentina.

Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy,10th ed. Washington, DC: USDA-Natural Resources Conservation Services.

Steer, B. T., Hocking, P. J. (1986). Nitrogen nutrition of sunflower: Growth and partitioning of dry matter and nitrogen during grain filling. Field Crops Research 13: 191–209.

Vorpsi, V., Harizaj, F., Bardhi, N., Vladi, V., y Dodona, E. (2010). Carthamus tinctorius L.: The quality of safflower seeds cultivated in Albania. Research Journal of Agricultural Science 42(1): 326–331.

Yavas, I., Unay, A. (2016). Effects of zinc and salicylic acid on wheat under drought stress. Journal of Animal and Plant Sciences 26: 1012–1018.

Yeilaghi H., Arzani A., Ghaderian M., Fotovat R., Feizi M., Pourdad S.S. (2012). Effect of salinity on seed oil content and fatty acid composition of safflower (Carthamus tinctorius L.) genotypes. Food Chemistry130: 618–625.

FERTILIZACIÓN DE ARRANQUE CON FUENTES DE FÓSFORO EN CEBADA CERVECERA EN UN AMBIENTE SEMIÁRIDO

Martínez, J. M.[1*], García, R. J.[2], De Lucia, M.[2], Schulz, G. I.[2, 3], Rodríguez, E.[2], Duval, M. E.[1]

[1]CERZOS-CONICET, Dpto. Agronomía-Universidad Nacional del Sur; [2]Departamento de Agronomía-Universidad Nacional del Sur, [3]Comisión de Investigaciones Científicas (CIC)– San Andrés 800, Bahía Blanca (8000), Provincia de Buenos Aires. * jmmartinez@criba.edu.ar

RESUMEN: La fertilización fosfórica de arranque constituye una práctica clave para optimizar la nutrición temprana y el establecimiento de los cereales, particularmente en ambientes semiáridos donde la disponibilidad de fósforo (P) y agua puede limitar el crecimiento inicial. El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de distintas fuentes de P aplicadas como fertilización de arranque -dos formulaciones microgranuladas y una fuente convencional- sobre la biomasa radical, la producción y la calidad de cebada cervecera (*Hordeum vulgare* L.) en el sudoeste bonaerense, durante dos campañas contrastantes (2023 y 2024). Los ensayos se establecieron bajo un diseño en bloques completos al azar con cuatro tratamientos (testigo sin P y tres fuentes con aporte equivalente de P). En madurez fisiológica, se determinó la producción de materia seca total (MST), el rendimiento en grano (REND), la proteína y el calibre en cebada, además, de la biomasa radical en el estrato 0-20 cm. La MST y el REND fueron afectados significativamente por los tratamientos ($p<0,05$) y por el año ($p<0,001$), registrándose mayores valores en los tratamientos fertilizados respecto al testigo, sin diferencias consistentes entre fuentes cuando el aporte de P fue equivalente. La proteína no mostró respuesta a la fertilización ($p>0,05$), aunque sí al efecto año ($p<0,01$), evidenciando un comportamiento inverso al rendimiento. El calibre presentó interacción tratamiento x año, con diferencias detectables únicamente en la campaña de menor productividad. La biomasa radical no fue modificada por la fertilización, aunque sí respondió a las condiciones climáticas interanuales. En conjunto, los resultados indican que la respuesta productiva al P de arranque estuvo fuertemente condicionada por la disponibilidad hídrica de cada campaña y que, bajo las condiciones evaluadas, no se evidenciaron ventajas agronómicas diferenciales entre fuentes de P aplicadas a dosis equivalentes.

PALABRAS CLAVE: biomasa radical, fertilizantes fosfóricos, sudoeste bonaerense.

INTRODUCCIÓN

La cebada cervecera constituye uno de los principales cereales invernales en regiones templadas y semiáridas, con alta relevancia económica tanto para la industria maltera como para la alimentación animal. La expresión de su rendimiento y calidad comercial depende en gran medida de una adecuada nutrición durante las primeras etapas de desarrollo, particularmente en lo que respecta al P. Este nutriente suele ser uno de los factores más limitantes para la producción de cereales, especialmente en suelos de regiones semiáridas donde su disponibilidad se encuentra condicionada por procesos de fijación, baja movilidad y restricciones hídricas (Hinsinger, 2001). En estos ambientes, la eficiencia de absorción de P no depende exclusivamente de la dosis aplicada, sino también de la fuente utilizada, la forma de colocación y su interacción con el sistema radical en expansión (Vance et al., 2003). La fertilización fosfórica de arranque constituye una práctica ampliamente recomendada para mejorar la nutrición temprana, estimular el crecimiento inicial y favorecer el desarrollo radical, particularmente en situaciones de bajo P disponible o temperaturas reducidas del suelo (Grant et al., 2001; Lynch, 2011). Una adecuada provisión temprana de P puede incrementar la tasa de crecimiento inicial y mejorar la captura posterior de recursos, impactando positivamente en

el rendimiento final (Grant et al., 2001). Sin embargo, en ambientes semiáridos la respuesta a la fertilización fosforada de arranque no es uniforme entre campañas, dado que se encuentra fuertemente modulada por la disponibilidad hídrica. Bajo condiciones favorables, un mayor desarrollo radical puede potenciar la absorción de nutrientes y la productividad, mientras que en escenarios de déficit hídrico el aumento en la inversión radical puede representar una estrategia adaptativa de exploración del suelo que no necesariamente se traduce en mayores rendimientos, debido a los costos metabólicos asociados al mantenimiento del sistema radical (Passioura, 1983; Blum, 2009; Lynch, 2011). Asimismo, los incrementos en productividad asociados al P no siempre se vinculan con aumentos en biomasa radical total, sino con modificaciones en la arquitectura y eficiencia funcional del sistema radical (Lynch, 2011; Richardson et al., 2011).

En los últimos años, los fertilizantes microgranulados han emergido como una alternativa tecnológica para mejorar la eficiencia agronómica del P aplicado, al permitir una mayor proximidad al sistema radical en estadios tempranos y optimizar su aprovechamiento respecto a fuentes tradicionales (Chien et al., 2011). No obstante, la evidencia comparativa entre formulaciones microgranuladas y fuentes convencionales aplicadas a dosis equivalentes de P continúa siendo limitada en cebada bajo condiciones productivas reales.

El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de distintas fuentes de P aplicadas como fertilización de arranque -incluyendo dos fertilizantes microgranulados y una fuente convencional- sobre la biomasa radical, la producción y la calidad del grano de cebada cervecera en un ambiente semiárido del sudoeste bonaerense, durante dos campañas contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

En 2023 y 2024, se establecieron ensayos en el establecimiento Chacra experimental Napostá (Convenio MDA-UNS) (38°26'12"S - 62°16'53"O), localizado a una distancia de 35 km de la ciudad de Bahía Blanca, dentro del sudoeste bonaerense. El sitio experimental presenta un paisaje plano, con un edafoclima ústico-térmico. En general, los suelos se clasifican como *Paleustol Petrocálcico* (Soil Survey Staff, 2010), franco grueso térmico, con la característica de no presentar limitaciones físicas para la producción.

La precipitación media anual es de 560 mm (1860-2024). Estas precipitaciones son heterogéneas a lo largo del año, siendo las estaciones más lluviosas el otoño (mayor pico de precipitaciones) y primavera. Por el contrario, los meses más secos corresponden a junio, julio y agosto, y se registra una estación semiseca en enero y febrero, cuando la evapotranspiración potencial es el doble de las precipitaciones, imposibilitando casi la producción de cultivos de verano. Se llevaron a cabo ensayos de fertilización con diferentes fuentes de fertilizantes fosfóricos sobre el cultivo de cebada, en dos campañas productivas sucesivas. La siembra del cultivo se llevó a cabo a fines y mediados de julio para 2023 y 2024, respectivamente. En ambas campañas se utilizó el cultivar *Overture.* Los tratamientos ensayados fueron: 1. Testigo: 0 P, 2. Microgranulado 1 (M1): Dosis recomendada 20 kg ha^{-1} de fertilizante (10-17-0 grado). Nombre comercial: *Insustar Pz®, 3.* Microgranulado 2 (M2): Dosis recomendada 20 kg ha^{-1} de fertilizante (grado 10-17-0). Nombre comercial: *Novastart®, 4.* Fosfato diamónico (FDA) (18-20-0 grado): Dosis equivalente de P (24 kg ha^{-1} FDA) para igualar aporte de M1 y M2. El diseño experimental fue de bloques completos al azar con tres repeticiones. En presiembra se tomaron muestras compuestas de suelo de 0-20 y 20-60 cm para evaluar las propiedades químicas de los sitios experimentales en cada campaña; las cuales se detallan en Tabla 1 para cada año.

Tabla 1. Propiedades edáficas químicas del suelo en presiembra de cada año ensayado.

Año	Profundidad (cm)	COT (g kg^{-1})	pH	Pe (mg kg^{-1})	N inorg (kg ha^{-1})
2023	0-20	23	6,5	15	
	0-60				88
2024	0-20	32	6,0	19	
	0-60				234

COT, C orgánico total; Pe, fósforo extraíble; Ninorg, N disponible en forma de $N\text{-}NO_3$ + $N\text{-}NH_4$.

En madurez fisiológica del cultivo, se cosecharon 4 m lineales de material vegetal en forma manual, se procesaron las muestras y se determinó: producción de materia seca total (MST) y rendimiento en grano (REND). La biomasa de raíces se evaluó a partir de la metodología propuesta por Frasier et al. (2016). Se tomó una transecta por parcela para la profundidad de 0-20 cm, utilizando un barreno tubular de 1,9 cm de diámetro interno. Luego, del tamizado en húmedo con malla de 254 µm, se secaron a 40°C y se procedió al cálculo de producción de biomasa subterránea (Mg raíces ha^{-1}). Con esto, se estimó la relación parte aérea:raíz, la cual constituye un indicador que puede reflejar la estrategia funcional adoptada frente a la disponibilidad de recursos del ambiente (Bloom et al., 1985; Poorter et al., 2012). En poscosecha se evaluó la calidad del grano determinándose el calibre y la proteína, la cual se determinó a través del N total del grano (Bremner, 1996), con el factor de conversión 6,24.
Con respecto al análisis estadístico se realizó el análisis de la varianza (ANOVA) doble con fertilización fosfórica y año como factores de variación sobre los parámetros de producción y calidad del grano; y sobre la producción de raíces con comparación de medias por diferencias mínimas significativas con $p<0,05$. Se realizaron regresiones lineales simples entre REND con biomasa de raíces; y entre biomasa de raíces y parte aérea:raíz. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software Infostat (Di Rienzo et al., 2018).

788

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Condiciones meteorológicas

Las precipitaciones anuales del 2023 fueron inferiores a la media histórica anual (407 mm vs 561 mm) y en 2024, la precipitación anual fue de 607 mm, superando al registro histórico (Figura 1). En 2023, se evidenciaron elevadas precipitaciones durante el periodo previo y durante los primeros meses de barbecho. Con respecto al ciclo del cultivo, las precipitaciones registradas fueron escasas, acentuando esa sequia para el momento de llenado de grano. En 2024, es importarte remarcar, que ocurrieron precipitaciones elevadas durante el barbecho, más aún durante abril. Luego, a partir de agosto hasta diciembre, las precipitaciones fueron incrementándose y superando la media mensual histórica. Es importante remarcar que comparando las precipitaciones registradas en 2023 y 2024, difieren significativamente de la necesidad teórica de agua del trigo para la región (Paoloni & Vázquez, 1985), especialmente en los meses de primavera. Es importante remarcar que, la cantidad y distribución de las precipitaciones durante el período crítico determina el rendimiento en cebada (Gómez et al., 2020).

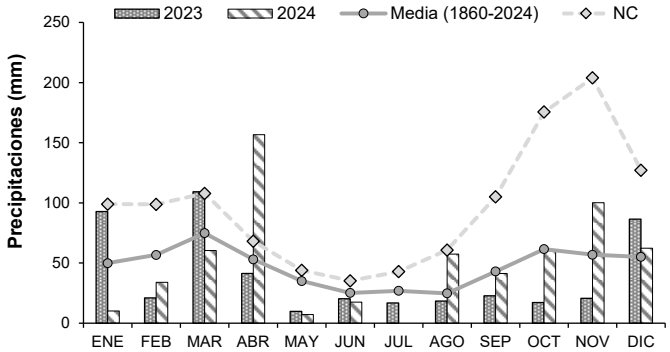


Figura 1. Precipitaciones para ambas campañas, necesidad teórica del trigo y media mensual histórica (1860-2024).

Producción y calidad

La MST evidenció efectos significativos de los tratamientos (p= 0,0245) y del año (p<0,001) (Figura 2i). La fertilización de arranque con M1 permitió incrementar la MST. Con respecto al efecto año, la mayor MST se dio en 2024, el cual tuvo mejores condiciones meteorológicas, principalmente una mayor pluviometría (Figura 1). Lo que respecta al REND, se hallaron diferencias significativas por el efecto del tratamiento (p<0,01) y del año (p<0,001). Todos los tratamientos fertilizados independientemente de la fuente, causaron mayores REND, coincidiendo a lo hallado por Jones et al. (2005), quienes llevaron a cabo aplicaciones bajas de P en ambientes con déficit hídrico. Considerando el año, se hallaron mayores REND en 2024, coincidiendo a lo hallado con respecto a la MST. Con respecto a la calidad, la proteína no demostró efectos significativos de la fertilización (p>0,05), aunque si varió por el efecto año (p<0,01). Para este parámetro, con mayores valores en 2023, fue contrario a los resultados por año del REND, por el efecto de dilución (Garrido-Lestache et al., 2004; Dupont et al., 2006). Por su parte, para el calibre se halló una interacción significativa entre tratamiento y año, por lo que analizó anualmente. En 2023, se observaron diferencias significativas según tratamiento, aunque los valores fueron muy bajos. En cambio, no se hallaron diferencias en 2024, con valores que superaron el 80%, el cual es el mínimo en la norma de comercialización. Estos resultados coinciden mayormente con Prystupa et al., (2004), quienes reportaron que la fertilización fosfórica suele tener efectos significativos sobre el REND. En cambio, estos mismos autores, detectaron efectos variables sobre la proteína y ningún efecto en el calibre, aunque en este estudio el calibre difirió de acuerdo a las condiciones meteorológicas.

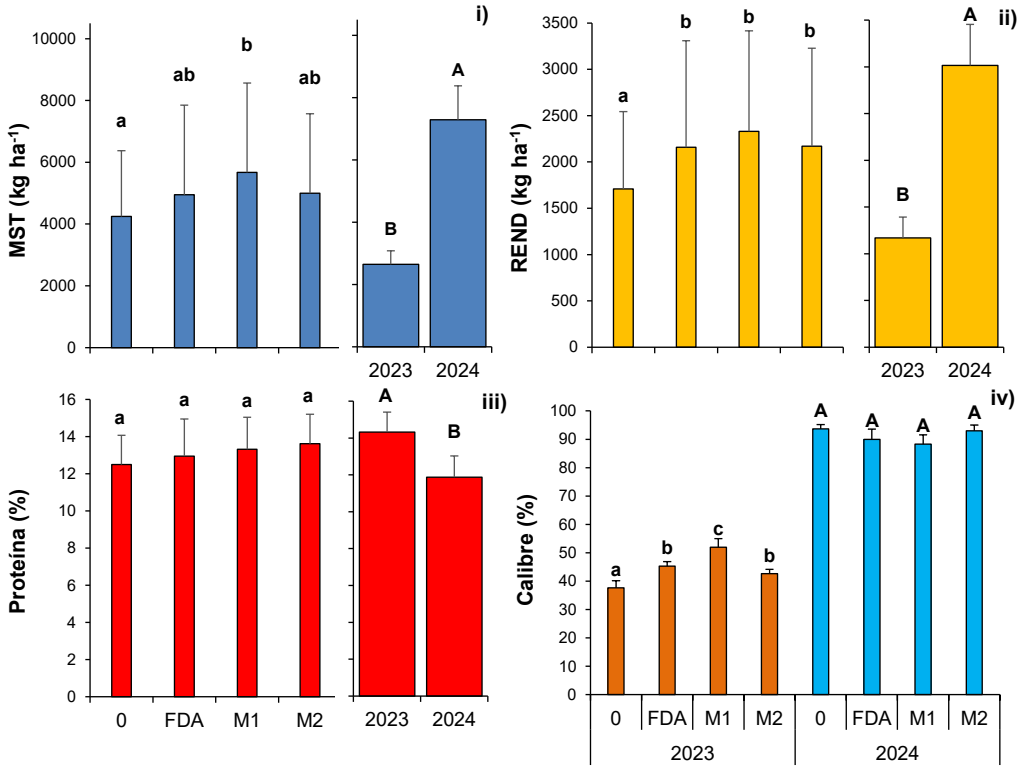


Figura 2. Materia seca total (MST (i), rendimiento en grano (REND) (ii), proteína (iii) y calibre del grano (iv) según tratamiento y año. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05).

Biomasa de raíces

La fertilización fosfórica con todas las fuentes no genero efectos significativos(p<0,05) en lo que respecta a producción de raíces (Figura 3). Sin embargo, el efecto año fue significativo, hallando mayores valores de biomasa radical en 2024, evidenciando el efecto climático, posiblemente atribuido a la mayor pluviometría comparado a 2023. Teniendo en cuenta los incrementos en el REND por la fertilización fosfórica, pero sin aumentos en la biomasa radical,

estos resultados sugieren una mayor eficiencia de absorción o arquitectura del sistema radical, tal como ha sido reportado para la nutrición fosfórica en cereales (Lynch, 2011; Richardson et al., 2011).

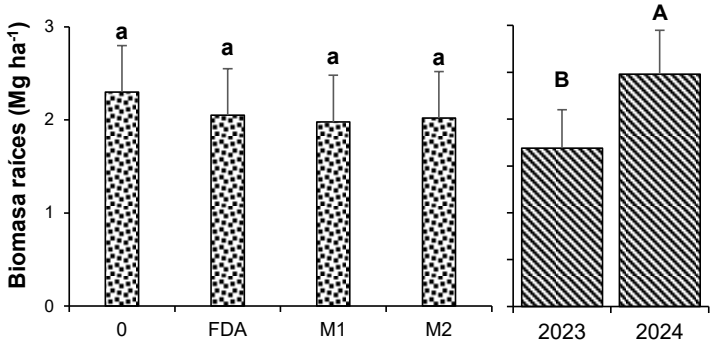


Figura 3. Biomasa de raíces en 0-20 cm según tratamiento y año. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05).

Al analizar la relación entre REND y biomasa de raíces, se pudo observar una relación significativa con elevado coeficiente de determinación (R^2=0,76**) para 2023, mientras que para 2024, no fue significativa esta relación (Figura 4a). Por otro lado, la relación parte aérea: raíz se mostró estrechamente asociada (p<0,05) a la biomasa radicular en ambos años (Figura 4b). En la campaña con menores precipitaciones, se hallaron menores valores de este índice fisiológico, el cual podría indicar una mayor inversión relativa en raíces, consistente con una estrategia adaptativa frente al estrés hídrico por parte de la cebada. Sin embargo, esta mayor asignación al sistema radical no se tradujo en incrementos de rendimiento, lo que sugiere la existencia de un *trade-off* fisiológico entre crecimiento radical y producción para el año con menores precipitaciones, tal como ha sido descripto para cereales en ambientes limitantes (Passioura, 1983; Blum, 2009; Poorter et al., 2012).

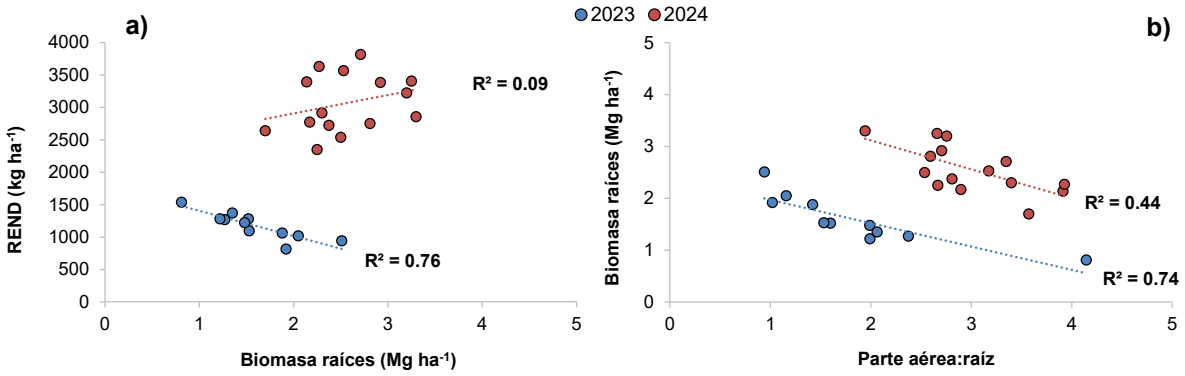


Figura 4. a) Regresiones lineales entre rendimiento en grano (REND) con biomasa de raíces, y b) biomasa de raíces con parte aérea:raíz para cada año ensayado.

CONCLUSIONES

La fertilización fosfórica de arranque incrementó la producción de cebada cervecera en ambas campañas, independientemente de la fuente utilizada, evidenciando la importancia del suministro temprano de P en ambientes semiáridos. La comparación entre fuentes de fertilizantes microgranulados y convencional no mostraron diferencias en efecto sobre el cultivo considerando el efecto de ambas campañas.

La biomasa radical no fue modificada por la fertilización, aunque sí respondió al efecto año, asociado principalmente a la disponibilidad de agua interanual.

Para las condiciones particulares de este ensayo, los resultados indican que la respuesta productiva estuvo fuertemente condicionada por la disponibilidad hídrica de cada campaña y que los incrementos de producción no se asociaron con cambios en la biomasa radical evaluada.

BIBLIOGRAFÍA

Bloom, A., Chapin, F. I. y Mooney, H. (1985). Resource limitation in plants - an economic analogy. Annual Review of Ecology and Systematics 16: 363–392.

Blum, A. (2009). Effective use of water. Functional Plant Biology 36: 1-11.

Bremner J. M. (1996). Nitrogen – Total. En: Methods os Soil Analysis, part 3. Ed. Sparks DL, Chemical Methods, 1085-1123.

Chien, S. H., Prochnow, L. I. y Cantarella, H. (2011). Recent developments of fertilizer production and use to improve nutrient efficiency and minimize environmental impacts. Advances in Agronomy 113: 267-322.

Di Rienzo J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L. M., Tablada, L. y Robledo, C. W. (2018). Software InfoStat versión 2018. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.

Dupont, F. M., Hurkman, W. J., Vensel, W. H., Tanaka, C., Kothari, K. M., Chung, O. K. y Altenbach, S. B. (2006). Protein accumulation and composition in wheat grains: effects of mineral nutrients and high temperature. European Journal of Agronomy *25*(2): 96-107.

Frasier, I., Noellemeyer, E., Fernández, R. y Quiroga, A. (2016). Direct field method for root biomass quantification in agroecosystems. MethodsX 3: 513-519.

Garrido-Lestache, E., López-Bellido, R. J. y López-Bellido, L. (2004). Effect of N rate, timing and splitting and N type on bread-making quality in hard red spring wheat under rainfed Mediterranean conditions. Field Crops Research 85(2-3): 213-236.

Gaona, J., Benito-Verdugo, P., Martínez-Fernández, J., González-Zamora, Á., Almendra-Martín, L. y Herrero-Jiménez, C. M. (2022). Soil moisture outweighs climatic factors in critical periods for rainfed cereal yields: an analysis in Spain. Agriculture *12*(4): 533.

Grant, C. A., Flaten, D. N., Tomasiewicz, D. J. y Sheppard, S. C. (2001). The importance of early season phosphorus nutrition. Canadian Journal of Plant Science 81(2): 211-224.

Hinsinger, P. (2001). Bioavailability of soil inorganic P. Plant and Soil 237:173–195.

Jones, C. A., Jacobsen, J. S. y Wraith, J. M. (2005). Response of malt barley to phosphorus fertilization under drought conditions. Journal of Plant Nutrition 28(9): 1605-1617.

Lynch, J. P. (2011). Root phenes for enhanced soil exploration. Plant Physiology 156: 1041–1049.

Paoloni, J. D. y Vazquez, R. (1985). Necesidades teóricas de los cereales de invierno y probabilidad de ocurrencia de las precipitaciones como base para el balance hídrico. Anales de Edafologia y Agrobiologia XLIV:1545-1556.

Passioura, J. B. (1983). Roots and drought resistance. Agricultural Water Management 7:265–280.

Poorter, H., Niklas, K. J., Reich, P. B., Oleksyn, J., Poot, P. y Mommer, L. (2012). Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. New Phytologist 193(1): 30-50.

Prystupa, P., Slafer, G. A. y Savin, R. (2004). Grain number and its relationship with dry matter, nitrogen, and phosphorus accumulation and partitioning in response to nitrogen and phosphorus fertilization in barley. Field Crops Research 90(2–3): 245-257.

Richardson, A. E., Lynch, J. P., Ryan, P. R., Delhaize, E., Smith, F. A., Smith, S. E., Harvey, P. R., Ryan, M., Veneklass, E., Lambers, H., Oberson, A., Culvenor, R. y Simpson, R. J. (2011). Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. Plant and Soil 349(1): 121-156.

Soil Survey Staff. (2010). Keys to Soil Taxonomy,10th ed. Washington, DC: USDA-Natural Resources Conservation Services.

Vance, C. P., Uhde-Stone, C. y Allan, D. L. (2003). Phosphorus acquisition and use. Plant Physiology 131: 40-49.

PRODUCCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE BIOCHARS DE MISCANTHUS X GIGANTEUS, PODA Y QUEBRACHO BLANCO

Milesi Delaye, L. A.[1, 2*], Irizar, A. B.[1, 2], Andriulo, A. E.[1], García, L. S.[1], Lopez, K. V.[2], Villalba, F.[1], Colombini, D.[1]

[1] Estación Experimental Agropecuaria Pergamino; Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ruta 32, km 4,5, (2700) Pergamino, Prov. de Buenos Aires; [2] Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires. * milesi.luis@inta.gob.ar

RESUMEN: El biochar es una enmienda rica en carbono (C) estable y de baja mineralización, producida por la pirólisis de material orgánico a temperaturas entre 400 y 700 ºC. El objetivo de este trabajo fue producir y caracterizar algunos atributos agronómicos y ambientales (fitotoxicidad y ecotoxicidad) de biochars producidos a partir de residuos de *Miscanthus x giganteus*, de poda y de quebracho blanco bajo tres condiciones de pirólisis lenta (350, 450 y 550ºC). La temperatura de pirólisis influyó significativamente sobre el rendimiento del biochar, con una disminución promedio del 26% cuando la temperatura aumentó de 350 a 550ºC. La materia prima afectó el contenido de cenizas (Miscanthus>Quebracho=poda) y el C fijo (Quebracho>Miscanthus). Con el aumento de la temperatura, incrementaron el pH, la conductividad eléctrica (CE) y disminuyó la capacidad de intercambio catiónico (CIC). Además, disminuyeron las relaciones molares hidrógeno/C (H/C) y oxígeno/C (O/C), indicando menor funcionalidad del biochar (<CIC) y una estructura más rica en C estable. Los biochars no mostraron efectos negativos sobre la germinación (test de fitotoxicidad). En el test de ecotoxicidad, la abundancia de lombrices en el suelo sin biochar fue con el aumento de la dosis. La temperatura fue el factor de mayor peso en la determinación de las características de interés agronómico (CIC, pH, CE, carbono fijo). Existe una gran variedad de biochars por obtener y estudiar, con características que pueden adaptarse a suelos con diferentes problemáticas. Por último, resulta necesario profundizar su efecto sobre la productividad vegetal.

PALABRAS CLAVE: Enmienda, Pirólisis, Valorización.

792

INTRODUCCIÓN

El suelo es la base para la producción de alimentos, fibras, combustibles y servicios ecosistémicos esenciales. Su degradación bajo agricultura continua está profundamente documentada en el mundo (FAO, 2015). El biochar es una tecnología con potencial para mitigar esta degradación (Lehmann & Joseph, 2009) y aumentar la productividad de los agroecosistemas (Jeffery et al., 2011). Se trata de una enmienda rica en C estable y de baja mineralización, resultante de la descomposición térmica en ausencia de oxígeno (pirólisis) de material orgánico a temperaturas entre 400 y 700 ºC. La principal característica del biochar es su potencial como sumidero de C de largo plazo (Lehmann, 2007). El tiempo de reciclado medio en laboratorio es de 100 a 1000 años (Kuzyakov et al., 2009) y en sistemas naturales se dataron biochars de 7000 años (Neves et al., 2003). Además, incorporado al suelo afecta su estructura y porosidad, que se corresponden con mejoras en la retención hídrica, la dinámica de agua y aire, el estado de agregación y la capacidad de retención de cationes, nutrientes y plaguicidas (Lehmann & Joseph, 2009)

Las propiedades del biochar dependen de la materia prima y de las condiciones de pirólisis (Lehman & Joseph, 2009). Con el aumento de la temperatura de pirólisis se reducen el rendimiento, el contenido de nitrógeno disponible, los grupos funcionales presentes y la CIC. Además, se incrementan la alcalinidad, el C fijo, la concentración de elementos traza, la

superficie específica y el grado de cristalinidad de la estructura carbonosa (Lua et al., 2004; Song & Guo, 2012; Sun et al., 2017).
A pesar de los beneficios que ofrece la aplicación de biochar, también es necesario cuantificar su impacto ecológico para evitar efectos potencialmente adversos sobre los ecosistemas. Las lombrices de tierra se utilizan como indicadores de ecotoxicidad química (OECD, 2016). Por otro lado, es necesario evaluar posibles efectos negativos por fitotoxicidad.
En Argentina, hasta el momento, su uso es muy incipiente. Para una implementación responsable, es necesario el entendimiento cuali y cuantitativo de los servicios ecosistémicos que puede prestar. El objetivo fue producir biochars bajo diferentes condiciones de pirólisis lenta, a partir de tres materias primas y caracterizar sus atributos físicos, químicos y físico-químicos asociados con propiedades agronómicas y ambientales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron residuos de *Miscanthus x giganteus*, *Aspidosperma quebracho-blanco* (quebracho blanco) y de podas. En la Tabla 1 se muestra la composición elemental (C, N, H, azufre -S- y O) y los contenidos de material soluble, lignina, celulosa, hemicelulosa y cenizas (Van Soest et al.,1991) de cada materia prima.

Tabla 1. Caracterización proximal y elemental de las materias primas utilizadas.

		Materia Prima		
		Miscanthus	Poda	Quebracho
		Análisis proximal		
Lignina		8,8	18,4	24,4
Celulosa		47,7	60,3	49,9
Hemicelulosa	%	31,7	17,1	15,7
Contenido celular		6,2	2,8	8,2
Cenizas		5,7	1,4	1,8
		Análisis elemental		
C		43,9	47,1	47,7
N		6,4	5,4	5,8
H	%	0,2	0,3	0,2
S		1,2	0,1	-
O		36,6	45,7	44,5

Los biochars se produjeron en un horno tubular a 350, 450 y 550 ºC, a una tasa de incremento de 10 ºC min^{-1} y 1 h de residencia a la temperatura máxima, obteniéndose un total de nueve biochars. El material seco a 105 °C y molido a < 2 mm se dispuso en cilindros de acero de 540 ml con un extremo ciego y otro con un orificio para permitir la fuga de los gases y líquidos producidos.
Para la valorización agronómica de los biochars se determinaron: el rendimiento (gravimétrico, %), el pH y la CE (potenciométrico, relación 1:10) y la CIC (saturación de amonio). También, se realizó el análisis proximal para determinar el C asociado a la matriz (C fijo), los productos volátiles o lábiles, y las cenizas (ASTM D-1762, 2021), corregidos por el contenido de humedad. Además, se les determinó la composición elemental en un analizador elemental de C, N, H, S y O, para evaluar la funcionalidad del biochar mediante las relaciones H/C y O/C en un diagrama de Van Krevelen.
Para la valorización ambiental se realizaron pruebas de fitotoxicidad (test de germinación; OECD, 2006) y de ecotoxicidad (abundancia de lombrices; OECD, 2016). Para el test de germinación se utilizaron semillas de lechuga (*Lactuca sativa*). El diseño experimental fue completamente aleatorizado (DCA) con tres repeticiones y los tratamientos fueron sin y con biochar (50 Mg biochar ha^{-1}). Para el de ecotoxicidad se realizó un ensayo con DCA y tres repeticiones. Las dosis evaluadas fueron 30 y 50 Mg biochar ha^{-1}. En recipientes plásticos de 10 cm de diámetro se dividió verticalmente con un separador, generando dos compartimentos. En uno se colocó suelo y en el otro suelo+biochar. Se humedecieron los sustratos, se removió el separador y se colocaron 18 lombrices que podían moverse libremente entre los compartimentos. Después de 48 h, se contó el número de lombrices presentes en cada

compartimento. La abundancia de lombrices (%) se calculó como la relación entre la diferencia del número de lombrices en los compartimentos sin y con biochar y el número inicial de lombrices.
Los resultados de rendimiento y caracterización agronómica del biochar fueron analizados mediante análisis no paramétricos de Kruskal-Wallis a una y a dos vías, incorporando ambos factores (materia prima y temperatura) en el análisis o por separado. Los test de ecotoxicidad y fitotoxicidad se analizaron mediante análisis de la varianza, previo cumplimento de los supuestos estadísticos. Se tomó un valor p <0,10 como significativo y se usó el test DCG para comparar diferencias entre medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rendimiento del biochar disminuyó con el aumento de la temperatura de pirólisis y no mostró diferencias significativas entre materias primas (Figura 1). En promedio los rendimientos para 350, 450 y 550 °C fueron de 38,7, 31,9 y 28,5%, respectivamente. La mayor disminución en el rendimiento (16,3%) se observó cuando la temperatura aumentó de 350 a 450 °C, debido a la volatilización de compuesto lábiles (alifáticos). Cuando se incrementó a 550 °C la reducción en el rendimiento resultó menor (11,4%) porque las sustancias de alto punto de ebullición y menos volátiles se descomponen más lentamente (Lua et al., 2004, Lehmann et al., 2011). Esto se corroboró con la disminución en el contenido de volátiles con el aumento de la temperatura, mostrando valores de 32,0, 21,4 y 12,0% para 350, 450 y 550 °C, respectivamente (Figura 1). Acompañado, al proceso de pérdida de compuestos volátiles se incrementaron las fracciones de C fijo y cenizas dentro de cada materia prima, diferenciándose 350 de 550 °C (Figura 1). Dentro de cada temperatura, Quebracho presentó los mayores contenidos de C fijo para las tres temperaturas (en promedio 75,4%), diferenciándose solamente de Miscanthus (60,8% en promedio). A su vez, los biochars de Miscanthus presentaron, en promedio, 18,4% de cenizas y se diferenciaron significativamente de los de Poda y Quebracho que presentaron 3,8%. El mayor contenido de cenizas de los biochars de Miscanthus se debió a la elevada fracción mineral (fitolitos) que presentan las gramíneas (Tabla 1). Las cenizas representan la fracción inorgánica que no puede volatilizarse ni degradarse mediante la combustión (Hmid et al., 2014). Los compuestos de cenizas dificultan la formación de estructuras aromáticas que contribuyen en gran medida al contenido de C fijo.

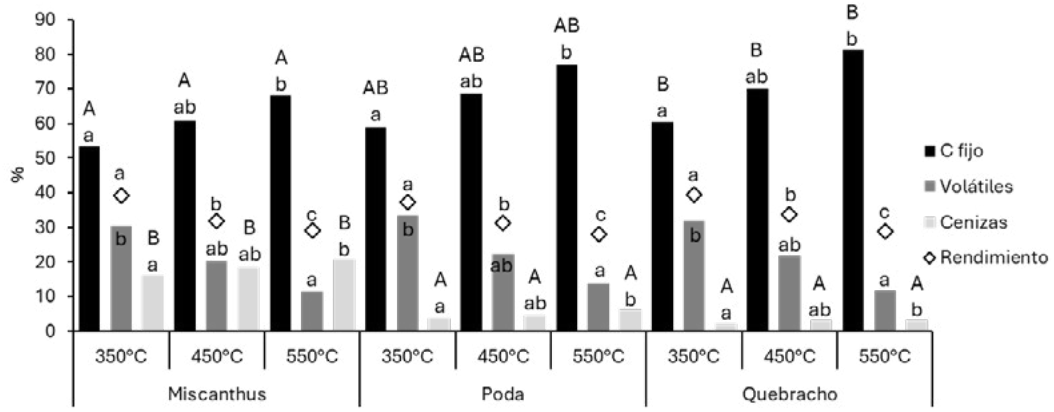


Figura 1. Contenidos de carbono fijo (C fijo), volátiles, cenizas y carbono total (C). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre temperatura dentro de cada materia prima (p <0,10). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre materias primas para una misma temperatura (p<0,10).

En la valorización agronómica, se detectaron diferencias significativas para pH, CE y CIC solo para la temperatura de pirólisis (Figura 2). Tanto pH y CE mostraron un comportamiento directamente proporcional con la temperatura mientras que la CIC fue inversamente proporcional. Estos resultados coinciden con los informados por Song & Guo (2012). Con el aumento de la temperatura de pirólisis se incrementa el contenido de cenizas y, en

consecuencia, la CE y el pH (Figura 2). La CIC está determinada por la presencia de grupos funcionales hidroxilos y carboxilos de la superficie del biochar. Mayores temperaturas de pirólisis reducen las relaciones molares H/C y O/C (Figura 3), indicando menor funcionalidad en la superficie, mayor aromaticidad y, por ende, menor CIC (Dai & Antal, 1999). Este mayor grado de aromatización y condensación orgánica dan lugar a enmiendas más estables, con mayor contenido de C asociado a la estructura del biochar y menor contenido de C lábil.

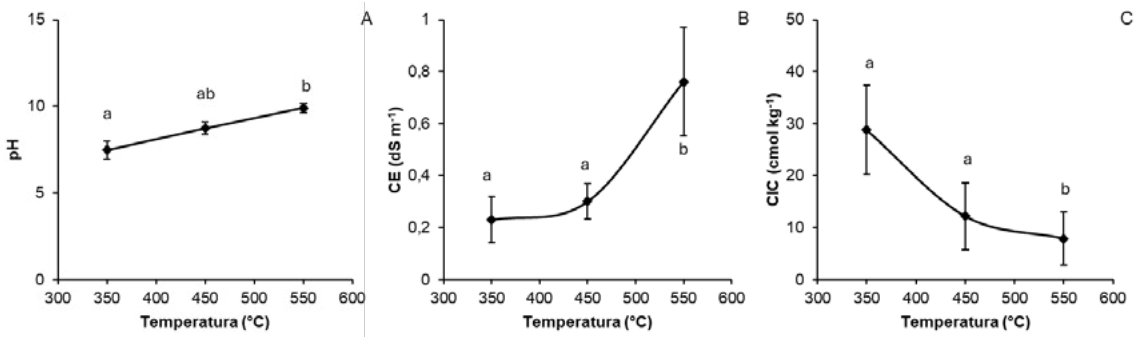


Figura 2. Variación del pH (A), la conductividad eléctrica (CE; B) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC; C) de los biochars en función de la temperatura.

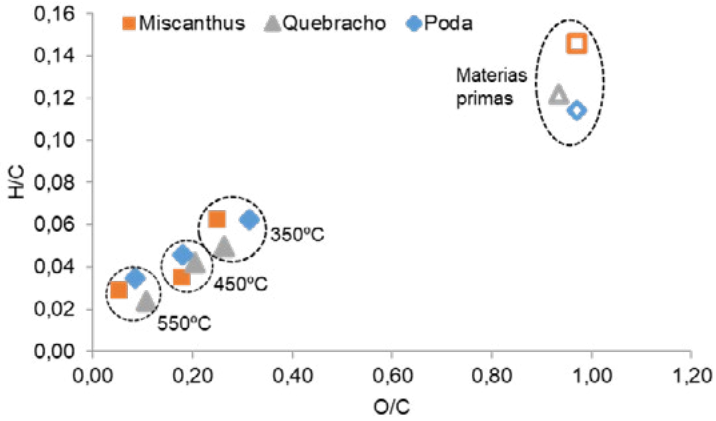


Figura 3. Diagrama de van Krevelen.

Valorización ambiental

En la prueba de fitotoxicidad, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos y la germinación promedio fue del 60,5%. Esto muestra que no existirían efectos adversos sobre la germinación y aparición de plántulas para las condiciones probadas. Resultados similares fueron informados por Kamara et al. (2014) y por Rogovska et al. (2012). Para ecotoxicidad solo se encontraron diferencias significativas para la dosis. Los suelos sin biochar presentaron una abundancia de lombrices promedio 41,6 y del 60,1% mayor en 30 y 50 Mg biochar ha^{-1}, respectivamente. Han et al. (2021) y Sánchez Hernandez et al. (2019) informaron el mismo comportamiento con dosis similares. Además, estos informan que el contenido de humedad y el pH (intervalo óptimo 6,5-7,5) afectan la abundancia de lombrices. Si bien en este estudio no se determinaron estos parámetros, se observó una mayor humedad al tacto en los compartimentos sin biochar y la naturaleza básica de los biochars (Figura 2) podría haber llevado el pH del suelo por encima del intervalo óptimo. Estos resultados sugieren que se debería evaluar con más detalle los efectos de estas variables (pH y humedad) y sumar otras como la concentración de nutrientes o la liberación de sustancias ecotóxicas para concluir sobre la seguridad de su aplicación.

CONCLUSIONES

La temperatura de pirólisis fue el factor de mayor peso en la determinación de las características de interés agronómico (CIC, pH, CE, C fijo) de los biochars. La materia prima influyó significativamente en el contenido de cenizas de los biochars.

Estos resultados muestran que existe una gran variedad de biochars por obtener y estudiar, con características que pueden adaptarse a suelos con diferentes problemáticas.

A priori, no se observan problemas de fito y ni ecotoxicidad, no obstante, se requieren estudios adicionales para confirmar la seguridad de su aplicación.

Por último, a futuro sería necesario evaluar el efecto del uso de estos biochars sobre la productividad de los cultivos y el mejoramiento de la salud del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

ASTM International. (2021). ASTM D1762-84: Standard test method for chemical analysis of wood charcoal. ASTM International.

Dai, X. and Antal, M. J. (1999). Synthesis of a high-yield activated carbon by air gasification of macadamia nut shell charcoal. Industrial & Engineering Chemistry Research, 38(9), 3386–3395. https://doi.org/10.1021/ie990063u

FAO. (2015). El suelo es un recurso no renovable. FAO.

Han, J., Huang, Y., Meng, J., Fan, C., Yang, F., Tan, H. and Zhang, J. (2021). Exposure of earthworm (Eisenia fetida) to rice straw biochar: Ecotoxicity assessments for soil-amended programmes. Science of the Total Environment, 794, 148802. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148802.

Hmid, A., Mondelli, D., Fiore, S., Fanizzi, F. P., Al Chami, Z. and Dumontet, S. (2014). Production and characterization of biochar from three-phase olive mill waste through slow pyrolysis. Biomass & Bioenergy, 71, 330–339. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.09.024

Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M. and Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 144(1), 175–187. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015

Kamara, A., Kamara, A., Mansaray, M. M. and Sawyerr, P. A. (2014). Effects of biochar derived from maize stover and rice straw on the germination of their seeds. American Journal of Agriculture and Forestry, 2(6), 246–249.

Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I. and Xu, X. (2009). Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by 14C labeling. Soil Biology & Biochemistry, 41, 210–219. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.016

Lehmann, J. (2007). Bio-energy in the black. Frontiers in Ecology and the Environment, 5, 381–387. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[381:BITB]2.0.CO;2

Lehmann, J. and Joseph, S. (2009). Biochar for environmental management: Science and technology. Earthscan. https://doi.org/10.4324/9781849770552

Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C. and Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota: A review. Soil Biology & Biochemistry, 43(9), 1812–1836. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022

Lua, A. C., Yang, T. and Guo, J. (2004). Effects of pyrolysis conditions on the properties of activated carbons prepared from pistachio-nut shells. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 72, 279–287. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2004.08.001

Neves, E., Petersen, J., Bartone, R. and da Silva, C. A. (2003). Historical and socio-cultural origins of Amazonian dark earth. En J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser, & W. Woods (Eds.), Amazonian dark earths (pp. 29–50). Springer. https://doi.org/10.1007/1-4020-2597-1_3

OECD. (2006). Test No. 208: Terrestrial plant test: Seedling emergence and seedling growth test. OECD Publishing.

OECD. (2016). Test No. 222: Earthworm reproduction test (Eisenia fetida/Eisenia andrei). OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/9789264264496-en

Rogovska, N., Laird, D., Cruse, R. M., Trabue, S.and Heaton, E. (2012). Germination tests for assessing biochar quality. Journal of Environmental Quality, 41(4), 1014–1022. https://doi.org/10.2134/jeq2011.0103

Sanchez-Hernandez, J. C., Ríos, J. M., Attademo, A. M., Malcevschi, A. and Andrade Cares, X. (2019). Assessing biochar impact on earthworms: Implications for soil quality promotion. Journal of Hazardous Materials, 366, 582–591. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.032

Song, W. and Guo, M. (2012). Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 94, 138–145. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2011.11.018

Sun, J., He, F., Pan, Y. and Zhang, Z. (2017). Effects of pyrolysis temperature and residence time on physicochemical properties of different biochar types. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B: Soil and Plant Science, 67(1), 12–22. https://doi.org/10.1080/09064710.2016.1214745

Van Soest, P. J., Robertson, J. B. and Lewis, B. A. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. Journal of Dairy Science, 74, 3583–3597.

CARACTERIZACIÓN DE SUELOS BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUCCIÓN VITÍCOLAS DEL VALLE CENTRAL DE TARIJA, BOLIVIA

Oliva Oller, P.[1], Fernandez, Gabriela, S.[2, 3], Reussi Calvo, N.[4, 5], García, F.[4]

[1]D&M Sociedad Agroindustrial del Valle Ltda., Tarija, Bolivia. [2]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); Jujuy, Argentina. [3]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. [4]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. [5]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). *pablorodrigooliva@gmail.com

RESUMEN: El Valle Central de Tarija (VCT) es la principal región vitivinícola de Bolivia y concentra la mayor superficie cultivada con vid del país. Los sistemas productivos característicos son: pequeños productores familiares (74 % del área) y empresas industriales (26 %). El objetivo de este trabajo fue caracterizar los suelos bajo diferentes escalas de producción. Se trabajó con dos bases de datos complementarias. La primera, de enfoque transversal (macroescala), incluyó 132 viñedos de pequeños productores distribuidos en las zonas productivas del VCT durante tres campañas (2016–2018). La segunda, de carácter longitudinal (mesoescala), consideró 20 viñedos industriales evaluados durante siete campañas consecutivas (2019–2025). Esta estrategia permitió comparar condiciones de fertilidad entre ambos sistemas y analizar tendencias temporales. Los viñedos familiares presentaron pH ligeramente alcalino (7,6), bajos niveles de materia orgánica (1,7 %) y nitrógeno total (0,1 %), fósforo elevado (31,7 ppm) y potasio bajo (94 ppm). Estas características revelan limitaciones nutricionales, especialmente por la baja materia orgánica y potasio. En contraste, los viñedos industriales mostraron aumento progresivo del pH (llegando a 8,37 en el último año), y potasio alto (234,3 ppm), junto con incrementos en calcio y magnesio, lo que sugiere acumulación de nutrientes por fertilización. Estos resultados muestran que según la escala de producción se deberían ajustar las prácticas de manejo pensando en una producción intensificada sustentable, siendo necesario el ajuste de la fertilización en productores familiares y evitar la alcalinización de suelos en el sector industrial.

PALABRAS CLAVE: nutrición, suelos vitícolas, sistemas familiares e industriales.

INTRODUCCIÓN

La viticultura del Valle Central de Tarija concentra el 82 % de la superficie de vid en Bolivia (Fundación AUTAPO, 2010), con 2.171 ha manejadas por 2.478 familias (Gobernación de Tarija, 2024). La producción se organiza en pequeños viticultores familiares, que trabajan parcelas alrededor de 1 ha bajo un esquema de manejo familiar (Oliva Oller, 2021), y seis bodegas industriales que concentran el 26 % de la superficie de viñedos de la región mediante tecnología, asistencia técnica, acceso consolidado a mercados y superficies de cultivo mayores a 40 ha, consolidando un modelo empresarial que coexiste con la agricultura familiar y que contribuye a dinamizar la economía vitivinícola regional. La presente investigación se centra en la variedad *Moscatel de Alejandría*, destinada en el sector industrial a la elaboración de vino y aguardiente *Singani*, mientras que en los sistemas familiares se comercializa principalmente como fruta fresca o se entrega a bodegas para su procesamiento. En esta variedad, tanto los productores familiares como los industriales persiguen maximizar el rendimiento sin reducir la calidad de la uva. Estudios previos han evidenciado problemas nutricionales en viñedos familiares, asociados

principalmente a la limitada disponibilidad de información técnica sobre prácticas adecuadas de fertilización (Oliva Oller *et al*., 2018). Una fertilización inadecuada puede generar diversos problemas; por ejemplo, desbalances fisiológicos, incrementar la incidencia de enfermedades y limitar tanto el rendimiento como la calidad de la fruta (Palma, 2016). En este contexto, el objetivo de esta investigación es generar información edáfica representativa de los viñedos del Valle Central de Tarija, con el fin de orientar estrategias para la nutrición, ajustadas a las condiciones técnicas y socioeconómicas de los productores.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se caracterizaron las propiedades físico-químicas del suelo de los viñedos del VCT (Figura 1) mediante dos enfoques complementarios:

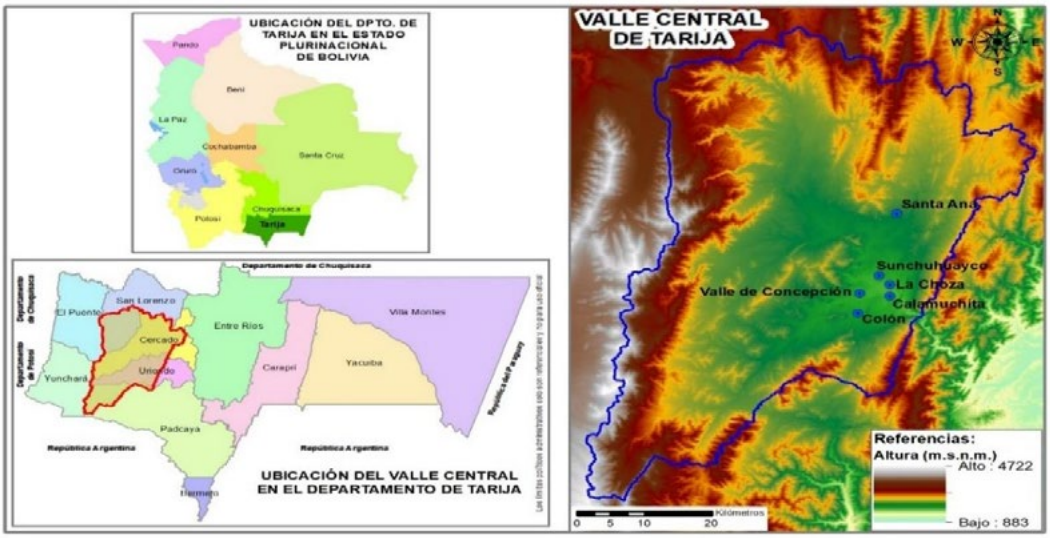


Figura 1. Mapa de la zona de estudio

Base de datos transversal (macroescala).

Se realizaron 132 análisis de suelos en viñedos familiares durante tres campañas agrícolas consecutivas (2016–2018) en las cinco principales zonas vitícolas del Valle Central de Tarija (VCT). El tamaño de la muestra se calculó según la fórmula de Cochran (1977) para poblaciones finitas, considerando un nivel de confianza del 95 % (z = 1,96), un error máximo del 4 % (e = 0,04) y una proporción esperada de éxito de p = 0,05, sobre una población estimada de 6.576 viñedos (Gobernación de Tarija, 2024). Se evaluaron pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), textura y macronutrientes (N, P, K, Mg y Ca). Las muestras de suelo se recolectaron durante el período de receso invernal del cultivo, a una profundidad de 0–40 cm. El pH se determinó por método potenciométrico, la conductividad eléctrica mediante conductivimetría (relación 1:5), la materia orgánica por el método de Walkley–Black, el fósforo disponible por el método de Olsen modificado, y el potasio, calcio y magnesio mediante extracción con acetato de amonio 1 N y determinación instrumental. La textura del suelo se determinó mediante el método de Bouyoucos. El nitrógeno total del suelo fue estimado a partir del contenido de materia orgánica. Los datos se sometieron a estadística descriptiva, seguido de un Análisis de Componentes Principales (ACP) para reducir la dimensionalidad y posteriormente un análisis de clúster para establecer tipologías homogéneas de suelos (Balzarini et al., 2015).

Base de datos longitudinal (mesoescala).

Se realizó el monitoreo anual de 20 viñedos industriales de Moscatel de Alejandría durante siete campañas agrícolas (2019–2025) en la zona de Santa Ana (Figura 1). Las muestras

fueron recolectadas siguiendo el mismo protocolo de muestreo utilizado en la base de datos transversal y analizadas en dos laboratorios certificados. Los parámetros edáficos fueron determinados mediante técnicas instrumentales estandarizadas, incluyendo volumetría para nitrógeno total, fotometría de llama para potasio y calcio, espectrofotometría para fósforo, magnesio y otros nutrientes, y potenciometría y conductivimetría para pH y CE. La materia orgánica se determinó mediante el método de Walkley–Black y la textura del suelo mediante el método de Bouyoucos. Para esta base de datos se aplicaron análisis de series temporales y Análisis de Componentes Principales (ACP) con el fin de identificar tendencias y patrones multivariados en la evolución temporal de la calidad del suelo (Di Rienzo et al., 2020).

Comparación entre sistemas vitícolas.

Para la comparación edáfica entre sistemas vitícolas, se consideraron los datos del año 2025 de los viñedos industriales y todos los datos disponibles (2016–2018) de los viñedos familiares.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 resume las características estructurales y el rendimiento de los viñedos familiares e industriales del VCT. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la superficie total del viñedo, la superficie de los cuarteles, la densidad de plantas y la edad de los viñedos; los sistemas industriales presentan parcelas más grandes, menor densidad de plantación y viñedos más antiguos. No se identificaron diferencias significativas en el rendimiento promedio, lo que indica niveles de producción similares entre ambos sistemas.

Tabla 1. Características de viñedos familiares e industriales del VCT (Promedio ± Desviación Estándar)

Tipo de productor	Familiar	Industrial
Superficie Total viñedo (ha)	1,67 ± 1,98 (a)	94,16 ± 30,07 (b)
Tamaño de Cuarteles (ha)	0,62 ± 0,63 (a)	1,72 ± 0,70 (b)
Plantas/ha	4079 ± 695 (a)	3364,23 ± 195 (b)
Edad (años)	11,7 ± 6,7 (a)	14,8 ± 3,64 (b)
Rendimiento (kg/ha)	17.748± 8.293 (a)	15.498 ± 2.466 (a)

Nota: Letras distintas en cada fila indican diferencias significativas entre tipos de productor ($p < 0,05$).

Caracterización de suelos a Macro Escala

Los suelos en los viñedos familiares del VCT presentan un pH ligeramente alcalino (7,61 ± 0,35) y una baja salinidad (0,415 ± 0,547 mmhos/cm). Sin embargo, se identifican limitaciones en su fertilidad, evidenciadas por contenidos bajos de materia orgánica (1,79 ± 0,83 %) y nitrógeno total (0,108 ± 0,050 %). La disponibilidad de nutrientes es variable: mientras el fósforo registra niveles elevados (31± 27 ppm), el potasio se encuentra en valores bajos (94± 52 ppm). Por su parte, el calcio y el magnesio mostraron concentraciones medias a altas 1239 ± 2340 ppm y 651 ± 629 ppm, con alta variabilidad. En cuanto a las propiedades físicas, la textura predominante es franco-arcillosa (42% arcilla, 37 % limo, 20% arena). El ACP reveló que los suelos de las comunidades de La Choza y Calamuchita se caracterizan por un mayor contenido de materia orgánica y arcilla, así como niveles más elevados de fósforo y potasio. Por otro lado, Sunchu Huayco, Valle de la Concepción, Santa Ana y Colón se asocian principalmente con conductividad eléctrica, limo y arena. Estas diferencias resaltan la necesidad de estrategias de nutrición diferenciadas para cada comunidad. El análisis de clúster (Figura 2) permitió identificar dos categorías fisiográficas de viñedos del VCT. La primera corresponde a suelos ubicados en zonas bajas, próximas a cursos de agua, como en las comunidades de La Choza y Calamuchita. Estos suelos presentan propiedades físico-químicas favorables, sin limitaciones relevantes en términos de fertilidad y textura. No obstante, su localización los hace susceptibles a niveles freáticos elevados e inundaciones recurrentes, asociadas a crecidas del río y al escurrimiento superficial en épocas de lluvia. El segundo grupo comprende lomas más alejadas de los

ríos, caracterizadas por suelos más pobres en materia orgánica y nutrientes, con presencia frecuente de salinidad y mayor susceptibilidad a erosión hídrica, especialmente durante las lluvias primaverales. Este tipo de suelos se encuentra principalmente en las comunidades de Sunchu Huayco, Santa Ana, Colón Norte y parte del Valle de la Concepción. Estos resultados coinciden otros estudios realizados en la región (Ruiz *et al.,* 2011).

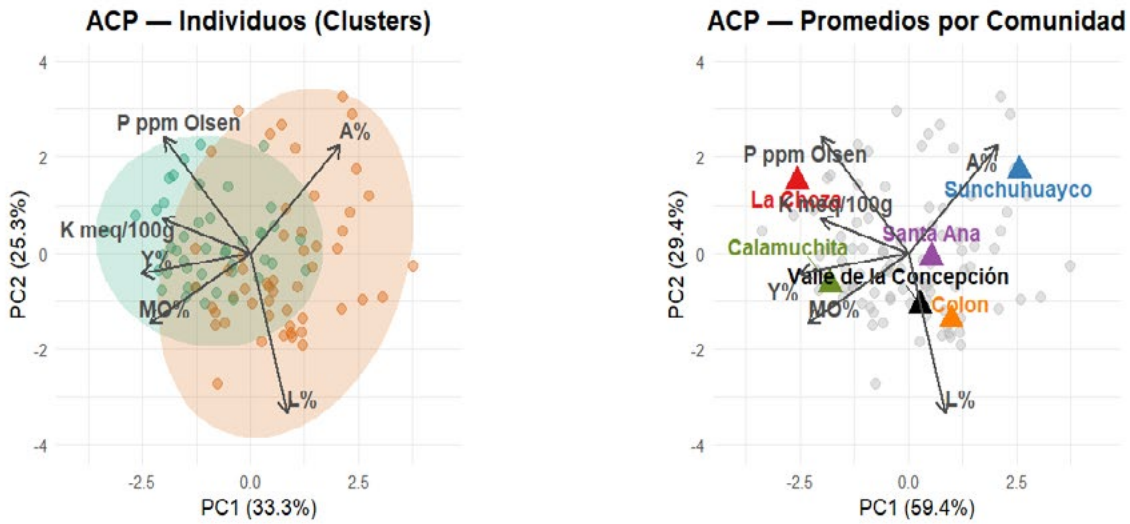


Figura 2. Tipología de Suelos Viñedos del VCT. Los paneles muestran ACP realizados de manera independiente. Los porcentajes de varianza explicada (PC1 y PC2) corresponden a cada análisis.

Caracterización de suelos a Meso Escala

Durante el periodo evaluado, los viñedos industriales mostraron un aumento del pH hacia condiciones más alcalinas (de 7,69 a 8,37) y un incremento en la materia orgánica (de 0,49 % a 0,84 %). Paralelamente, se registraron aumentos en potasio (de 175 a 265 ppm), calcio (de 3.250 a 4.870 ppm) y magnesio (de 185 a 310 ppm), lo que indica una mejora en la fertilidad del suelo. No obstante, el pH elevado puede reducir la disponibilidad de micronutrientes como el hierro. El ACP distinguió dos etapas: entre 2019–2022 predominaban suelos empobrecidos con mayor sodio, arena y fósforo; mientras que entre 2023–2025 aumentó la materia orgánica y los cationes (Ca, Mg, K) junto con el pH, reflejando el efecto de prácticas de fertilización. La Tabla 2 muestra las principales diferencias de suelos entre los viñedos familiares e industriales. Los sistemas industriales presentan suelos más alcalinos y con menor contenido de materia orgánica, nitrógeno total y fósforo, indicando una fertilidad reducida. En contraste, los viñedos familiares muestran mayores niveles de nutrientes y materia orgánica.

Tabla 2. Propiedades fisicoquímicas de los suelos en viñedos industriales y familiares (Promedio ± Desviación Estándar

Propiedad	Industriales (Promedio ± DE)	Familiares (Promedio ± DE)
pH (1:5)	8,4 ± 0,14 (a)	7,6 ± 0,35 (b)
Materia orgánica (%)	0,84 ± 0,19 (a)	1,79 ± 0,82 (b)
Nitrógeno total (%)	0,05 ± 0,01 (a)	0,10 ± 0,049 (b)
Fósforo, Olsen (ppm)	6,5 ± 3,2 (a)	31,7 ± 28 (b)
Potasio (ppm)	234± 69 (a)	94± 52 (a)
Calcio (ppm)	2442± 596 (a)	1239 ± 2340 (b)
Magnesio (ppm)	283± 88 (a)	651 ± 629 (b)

Nota: Letras distintas en cada fila indican diferencias significativas entre tipos de propiedad ($p < 0,05$).

CONCLUSIONES

Este estudio evidencia diferencias significativas en las propiedades fisicoquímicas de los suelos entre los sistemas vitícolas familiares e industriales del Valle Central de Tarija, estableciendo una base sólida para diseñar estrategias de manejo diferenciadas. Para los viñedos familiares se recomienda priorizar el aporte de materia orgánica, nitrógeno y potasio, mientras que para los industriales el enfoque debe estar en controlar la alcalinización, optimizar el balance de cationes y hacer esfuerzos en mejorar la materia orgánica del suelo, adaptándose a las condiciones técnicas y socioeconómicas locales.

AGRADECIMIENTOS

A todos los viticultores del VCT que participaron en este estudio, así como a la empresa D&M Sociedad Agroindustrial del Valle Ltda. sin los cuales este trabajo no habría sido posible.

BIBLIOGRAFÍA

Balzarini, M., Bruno, C., Córdoba, M., y Teich, I. (2015). Herramientas en el análisis estadístico multivariado. Universidad Nacional de Córdoba. https://bit.ly/3UQbyrC

Cochran, W. G. (1977). Sampling techniques (3ª ed.). Wiley.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. (2020). InfoStat versión 2020 [Software estadístico]. Grupo InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.

Fundación AUTAPO. (2010). Catastro vitícola de los Valles del Sur de Bolivia. Programa de Apoyo a la Cadena Uvas, Vinos y Singanis.

Gobernación del Departamento de Tarija. (2024). Transformación y modernización del catastro vitivinícola de Tarija: Actualización del sistema de información geográfica y gestión eficiente. Tarija, Bolivia.

Oliva Oller, P. (2021). Caracterización de los productores de vid de las principales zonas vitivinícolas de Bolivia. Revista Iberoamericana de Viticultura, Agroindustria y Ruralidad*, 8*, 51–70. https://scielo.cl/

Oliva Oller, P., Flores Higueras, E., y Espinoza Márquez, L. (2018). Diagnóstico de fertilidad de suelos y técnicas de fertilización en viñedos comerciales del valle central de Tarija. Agrociencias*, 3*(5), 7–17. https://dicyt.uajms.edu.bo/

Palma, J. (2016). Estrategias de fertilización de vid de mesa, diseños y monitorización. Tercer Seminario Internacional de Fertirrigación. Soquimich. http://www.fertilizando.com/

Ruiz, J., Flores, N., y Sanguino, I. (2011). Determinación de los niveles de salinidad y sodicidad en la zona vitícola del Valle Central de Tarija. IV Jornadas Internacionales de Viticultura y Enología, Tarija, Bolivia.

GREENHOUSE GAS FLUXES AND SOIL RESPONSES UNDER A REGENERATIVE GRAZING SYSTEM IN THE ARGENTINE PAMPA

Oliveira-Elias, R.[1*], Nicolier, J. G.[2], Toranza-Schiavi, J. P.[2], Baudracco, J.[2], Berhongaray, G.[2]

[1]São Paulo State University (UNESP), School of Agricultural Sciences, Botucatu, São Paulo, Brazil;
[2]ICiAgro Litoral (UNL-CONICET) and Facultad de Ciencias Agrarias - Universidad Nacional del Litoral (FCA-UNL), Esperanza, Santa Fe, Argentina; * ronaldo.oliveira@unesp.br

ABSTRACT: This study evaluated how regenerative grazing (RG) influences nitrogen gaseous emissions in an alfalfa-based dairy system in central Santa Fe, Argentina. The regenerative treatment was characterized by longer rest periods and greater biomass retention compared with the conventional system. At grazing time, plants under RG showed a markedly higher number of nodes per plant (15.8 vs. 10.4), indicating enhanced regrowth potential and greater structural development of the pasture. These physiological differences were associated with higher peaks of N_2O emissions in the regenerative system. Increased biological nitrogen fixation, likely stimulated by the more developed alfalfa plants, resulted in greater inputs of reactive N to the soil, intensifying nitrification and denitrification processes. In contrast, the conventional system showed fewer and lower N_2O emission peaks, consistent with its lower biomass development. Ammonia (NH_3) emissions also varied between treatments, though patterns were less pronounced. The regenerative system tended to show slightly higher volatilization immediately after grazing events, likely due to greater surface residue and localized urine deposition, whereas the conventional treatment exhibited more uniform but generally lower NH_3 fluxes. Overall, the results suggest that regenerative grazing modifies pasture structure and nitrogen cycling in ways that can influence both N_2O and NH_3 emissions, highlighting trade-offs that should be considered when evaluating soil-centered grazing strategies for climate mitigation.

KEYWORDS: Greenhouse gas emissions, Regenerative grazing, Nitrogen cycling.

INTRODUCTION

The ongoing and persistent climate change requires systemic actions across multiple sectors of human activity, particularly those associated with emissions of greenhouse gases (GHG) (Zurek, Hebinck & Selomane, 2022). Among these sectors, agriculture and livestock production stand out as significant sources of emissions, including methane (CH_4), carbon dioxide (CO_2), and nitrous oxide (N_2O). The latter deserves particular attention due to its high global warming potential, approximately 300 times greater than that of CO_2, and its role in the depletion of the ozone layer (Ma et al. 2022).

In addition to N_2O, another environmentally relevant compound is ammonia (NH_3), emitted mainly through volatilization following the use of nitrogen fertilizers and the deposition of animal excreta. NH_3 emissions can contribute to the acidification of sensitive soils and to the eutrophication of terrestrial and aquatic ecosystems, thereby intensifying environmental degradation processes (Van der Stelt et al. 2007).

Given this context, the adoption of approaches capable of addressing and mitigating GHG emissions is essential, fostering management strategies that promote more balanced interactions among soil, atmosphere, and productive activity. In this regard, regenerative grazing (RG) emerges as a strategy that recognizes the soil as an important carbon reservoir and a potential regulator of emissions. RG is characterized by subdividing pastures into smaller paddocks, increasing grazing intensity, and extending rest periods between animal entries.

These practices favor forage development, biomass accumulation, greater deposition of organic matter onto the soil, and improved availability of vegetative material for animal feeding (Dyer & Desjardins, 2021)

The use of systems designed to mitigate greenhouse gas emissions, while simultaneously reconciling sustainability with the continuity of productive activities, becomes particularly relevant for animal production in temperate regions that exhibit a high aptitude for dairy farming. This study aims to examine a regenerative system implemented in central Santa Fe, with the objective of reducing greenhouse gas emissions and nitrogen losses through ammonia volatilization.

MATERIALS Y METHODS

Study site

The study was conducted at the Faculty of Agricultural Sciences, Universidad Nacional del Litoral, located in Esperanza, Santa Fe, Argentina. The experimental area consisted of a dairy cattle grazing system established with alfalfa (*Medicago sativa*), which was divided into two management treatments: conventional and regenerative since November 2023. The conventional treatment was based on frequent grazing events and high grazing (harvest) efficiency. In contrast, the regenerative treatment, which constituted the core focus of this study, was characterized by longer rest intervals between grazing events, absence of systematic weed control, and conservation of surface biomass on the soil. Treatments were arranged in a strip-plot design within three alfalfa paddocks, and systematic monitoring has been conducted from October 2024 until September 2025. In both cases, grazing in each paddock (strip) occurred for only one day, with the only difference being the grazing frequency: for the regenerative treatment, the interval between grazing events varied by 60 days, whereas for the conventional treatment it varied by 40 days.

804

Soil Analysis

Soil samples were taken at the beginning of the experiment in November 2023. Samples were taken in each strip at three different depths (0-20; 20-40; 40-60 cm). On each strip 3 locations were placed and on each location an independent sample was taken composed of 6 subsamples. In total 54 samples were taken (3 paddocks/blocks * 2 treatments * 3 locations * 3 soil depths = 54) and sent immediately to the laboratory for analysis.

Table 1. Analysis of soil samples collected from a 0–60 cm layer for conducting the experiment.

Soil depth	pH	SOM	Nt	P-Bray	Ca	Mg	Na	K	CEC
m		g kg^{-1}	g kg^{-1}	ppm	cmolc kg^{-1}				
0.00 - 0.20	06.42	23.01	01.48	26.77	05.28	02.13	00.53	00.80	12.28
0.20 - 0.40	06.94	16.92	01.14	15.24	08.58	02.57	00.45	00.87	16,00
0.40 - 0.60	07.33	09.75	00.83	14.18	10.30	02.47	00.41	01,00	18.05

Biomass Measurements

In each block (strip), four subsamples were taken to determine the available standing biomass and residual biomass for each treatment. Biomass was cut at 5 cm above the ground level. Additionally, a third sampling (four subsamples) simulated cow grazing with manual cutting (hand plucking). The samples were dried in an oven at 60ºC until constant weight was obtained. The material was weighed before and after drying to determine the dry matter content. The amount of biomass produced per hectare was calculated.

Flux Measurement

Over a one-year period (October 2024 to September 2025), measurements of soil N_2O and NH_3 emissions were conducted using static chambers, following the methodology described by Skiba et al. (1998). According to the experimental design, one chamber made of polyvinyl Chloride (PVC) was installed in each plot; the chambers had a height of 0.10 m and an area

of 0.006158 m². The chambers were properly positioned 3 days prior to the beginning of the measurements, which were performed using a portable FTIR gas analyzer (GT5000 Terra), under high air humidity conditions (>2.5% water vapor), a filter with silica gel was used to prevent moisture condensation in the instrument.

Using a reading period of five minutes for each chamber, gas measurements were carried out with the phase analyzer, which recorded a new reading every 20 seconds. To seal the chambers, lids made of PVC were used. In this regard, the initial readings were discarded, as they could have been affected by disturbances occurring at the moment of chamber closure. During gas measurements in each chamber, soil temperature and soil water content (SWC) were also recorded using a TEROS TDR probe (METER Group, Pullman, WA, USA), which was placed within a radius close to the chamber.

The experimental and statistical handling of the data was performed in the RStudio 2023.12.0 Integrated Development Environment (IDE), based on the R programming language. For data processing, the chambers of each treatment were initially identified and their emissions over time were recorded. Linear regression was then performed for each chamber, from which the slope, intercept, relative standard error, and p-value were calculated.

Subsequent steps were performed in Microsoft Excel (Office LTSC Professional Plus 2021) and consisted of calculating gas emission fluxes, considering only chambers with statistically significant p-values ($p < 0.05$). The first step involved converting gas concentration from parts per million (ppm) to moles (Equation 1), in which the number of moles of the analyzed gas (n) was obtained using atmospheric pressure (P – Pa), the universal gas constant (R – J mol^{-1} K^{-1}), soil temperature (T – K), and the gas volume inside the chamber (V – m^3), calculated by multiplying the gas concentration by the total chamber volume (ppm × 10^{-6} × V_{tot}).

$$n = \frac{P.V}{R.T} \quad \text{Equation 1}$$

Afterwards, the conversion from moles to mass of the gas was carried out using the molar mass of each gas, resulting in values expressed in mg gas s^{-1}. Additionally, the nitrogen fraction flux of each gas was calculated, and daily emissions were used to represent the measurement points recorded on specific sampling days of each month. Significant differences among treatments and chambers were assessed using the non-parametric Kruskal–Wallis test, as the data did not meet normality assumptions according to the Anderson–Darling test.

RESULTS AND DISCUSSION

Plants under RG showed a markedly higher number of nodes per plant (average= 15.8 vs. 10.4), indicating enhanced regrowth potential and a more advanced developmental stage at grazing. This greater nodal development was accompanied by increased plant height and higher amounts of surface residue, reflecting greater biomass retention and reduced harvest efficiency compared with the conventional system. Such conditions increase nitrogen inputs to the soil through plant turnover and animal excreta, with direct implications for post-grazing nitrogen transformations.

Soil water content and soil temperature did not differ significantly between treatments throughout the experimental period (Figure 1a–b), indicating that grazing management did not directly alter these variables. Nevertheless, clear seasonal patterns were observed, with lower SWC coinciding with warmer months. These environmental variables therefore acted primarily as modulators of gaseous nitrogen fluxes rather than as treatment-driven responses, interacting with nitrogen availability to control emission dynamics.

Regarding to nitrogen emissions, N_2O fluxes exhibited more pronounced and frequent emission peaks under regenerative grazing (Figure 1c). These elevated emissions are consistent with physiological differences in alfalfa between treatments, particularly the greater number of nodes per plant under RG, which may enhances biological nitrogen fixation and increases inputs of reactive N into the soil. This possible increase of mineral N pools favors both nitrification and denitrification processes, thereby increasing the potential for N_2O production (Pekas et al., 2023). Importantly, N_2O responses were strongly dependent on soil moisture conditions. Under higher SWC, the regenerative system displayed lower emissions

and, in some instances, negative fluxes, indicating net N_2O uptake. Similar patterns of reduced emissions and episodic N_2O consumption under moist conditions have been reported for grasslands and forage systems, highlighting the role of microbial reduction of N_2O to N_2 when oxygen diffusion is limited and carbon substrates are available (Flechard et al., 2007; Stacey et al., 2020). Rafique et al. (2011) likewise documented strong moisture control on N_2O exchange in European grasslands, including periods of negative fluxes, reinforcing the concept that grassland soils can function as temporary N_2O sinks under favorable conditions. In contrast, under drier conditions (when nitrification tends to dominate) the regenerative system exhibited N_2O fluxes equal to or greater than those observed under conventional management. This response can be attributed to the larger reservoirs of mineral N generated by higher biomass accumulation, symbiotic nitrogen fixation, and localized deposition of urine and feces. Such behavior is consistent with findings showing that N-rich residues with low C:N ratios, such as those derived from alfalfa, can substantially enhance N_2O emissions, particularly following rewetting events that stimulate microbial activity (Larsson et al., 1998). Together, these results indicate that the interaction between elevated N availability and short-term environmental fluctuations following grazing can amplify N_2O emissions under regenerative management, underscoring the importance of grazing timing relative to rainfall events.

The RG treatment exhibited higher NH_3 emission peaks than the traditional treatment, especially under warmer and drier conditions (Figure 1d). This patterns is likely driven by increased NH_4 availability from urine deposition and N-rich plant residues. In addition, the greater amount of surface residue could modify the near-surface microenvironment by increasing pH after urine deposition and expanding the soil–atmosphere contact area, thereby favoring the thermodynamic shift from NH_4^+ to gaseous NH_3 (Larsson et al., 1998). Conversely, the conventional system frequently exhibited negative NH_3 fluxes, particularly under lower SWC, consistent with bidirectional ammonia exchange processes in which N-limited plant–soil systems act as atmospheric sinks. This behavior has been widely documented for both NH_3 and N_2O in grasslands with low nitrogen availability (Flechard et al., 2007; Neftel et al., 2007; Rafique et al., 2011), reinforcing the interpretation that differences in nitrogen supply, rather than microclimatic conditions alone, drive the contrasting gaseous responses between grazing systems.

806

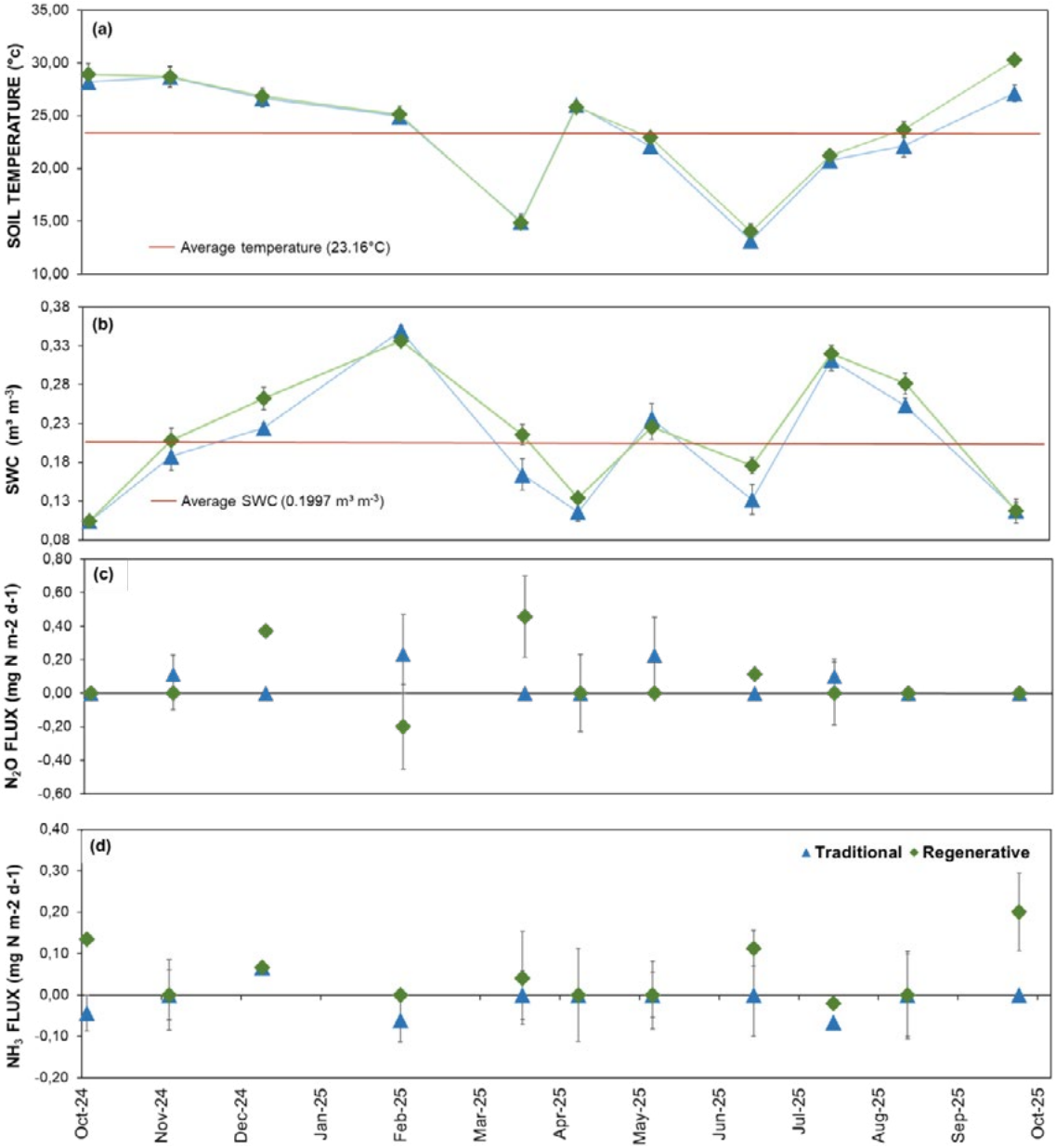


Figure 1. Dynamics of the measured data during the experimental period (October 2024 to September 2025) under traditional and regenerative grazing management: (a) soil temperature, (b) SWC, (c) N_2O fluxes, and (d) NH_3 volatilization fluxes.

CONCLUSIONS

Climate change mitigation in agriculture requires management strategies that account for both productivity and nitrogen losses, including the adoption of regenerative grazing systems. In this study, regenerative management increased forage biomass and surface residue, reflecting enhanced pasture development. However, elevated nitrogen stocks combined with soil moisture dynamics and post-grazing pulses exerted strong control over N_2O fluxes, highlighting that regenerative grazing alone does not necessarily reduce greenhouse gas emissions. The contrasting responses between systems indicate that nitrogen-rich residues under regenerative grazing can enhance N_2O emissions during warm and dry periods, whereas the lower nitrogen availability in the conventional system favored smaller emission peaks and, in some cases, negative gaseous fluxes, including atmospheric NH_3 uptake. These results underscore the importance of integrating regenerative grazing with complementary

mitigation strategies, such as grazing timing relative to rainfall, to optimize climate benefits while minimizing nitrogen losses.

BIBLIOGRAFÍA

Dyer, J. A., & Desjardins, R. L. (2021). Reconciling reduced red meat consumption in Canada with regenerative grazing: implications for GHG emissions, protein supply and land use. Atmosphere, 12(8), 945.

Flechard, C. R., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Leifeld, J., & Fuhrer, J. (2007). Bidirectional soil–atmosphere N_2O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices. Global Change Biology, 13(1), 172–186.

Ju, X. T., Yu, Z., Quanjiu, W., Malhi, S. S., & Yangyang, L. (2014). Effect of straw management on soil temperature, water content, and microbial biomass in a semi-arid area. Soil Science Society of America Journal, 78(2), 410–420.

Larsson, M. H., Klemedtsson, L., & Stenberg, M. (1998). Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 51, 41–46.

Ma, R., Yu, K., Xiao, S., Liu, S., Ciais, P., & Zou, J. (2022). Data-driven estimates of fertilizer-induced soil NH3, NO and N2O emissions from croplands in China and their climate change impacts. Global Change Biology, 28(3), 1008-1022.

Neftel, A., Flechard, C. R., Ammann, C., Conen, F., Emmenegger, L., & Zeyer, K. (2007). Experimental assessment of N_2O background fluxes in grassland systems. Agriculture, Ecosystems & Environment, 121(3), 191–205.

Pekas, K. M., Phillips, C. L., DeLucia, E. H., & Bernacchi, C. J. (2023). Carbon-sink potential of continuous alfalfa agriculture lowered by short-term nitrous oxide emission events. Nature Communications, 14, 2008.

Qin, W., Hu, C., & Oenema, O. (2015). Modelling soil temperature, soil water content, and crop production under mulch management. Soil & Tillage Research, 150, 9–21.

Rafique, R., Kumar, A., Wania, R., Tuzson, B., Emmenegger, L., Henne, S., Leifeld, J., & Neftel, A. (2011). Nitrous oxide emissions from managed grassland: Effects of environmental controls. Biogeosciences, 8, 3009–3025.

Ramos, T. B., Darouich, H., & Pereira, L. S. (2024). Soil water dynamics and evaporation under different ground cover conditions: Modelling and field observations. Agricultural Water Management, 299, 108764.

Skiba, U.M., Sheppard, L.J., MacDonald, J.& Fowler, D., 1998. Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. Atmos. Environ. 32 (19), 3311–3320.

Stacey, D. A., Reay, D. S., & Bell, M. J. (2020). Experimental assessment of N_2O background fluxes in grassland systems. Agriculture, Ecosystems & Environment, 287, 106677.

Van der Stelt, B., Temminghoff, E. J. M., Van Vliet, P. C. J., & Van Riemsdijk, W. H. (2007). Volatilization of ammonia from manure as affected by manure additives, temperature and mixing. Bioresource technology, 98(18), 3449-3455.

Zurek, M., Hebinck, A., & Selomane, O. (2022). Climate change and the urgency to transform food systems. Science, 376(6600), 1416-1421.

ANÁLISIS ESPACIAL DE LAS CONTRIBUCIONES DE ESTIÉRCOLES GANADEROS AL BALANCE DE NUTRIENTES EN SISTEMAS AGRÍCOLAS DE ARGENTINA

Olivo, A. J.[1], Pegoraro, V.[2]*, Carciochi, W. D.[3, 4]

[1]School of Environmental Sciences, University of Guelph. [2]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Marcos Juárez. [3] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. [4] Department of Agronomy, University of Nebraska–Lincoln. *Ruta Provincial N° 12 km 3 (2580), Prov. de Córdoba, pegoraro.vanesa@inta.gob.ar

RESUMEN: La intensificación y concentración de los sistemas ganaderos en Argentina ha incrementado la generación de grandes volúmenes de estiércoles, particularmente en regiones con alta densidad de producción animal. Estos residuos contienen cantidades significativas de nitrógeno (N) y fósforo (P), los cuales representan una oportunidad para su aprovechamiento agronómico, pero también un riesgo ambiental si no son gestionados adecuadamente. El objetivo de este trabajo fue estimar la generación anual de N y P recuperables provenientes de sistemas ganaderos intensivos (tambo, feedlot bovino, porcinos y pollos parrilleros) a escala departamental en Argentina, y evaluar su potencial contribución a los requerimientos de fertilización de los cultivos. Para ello, se integraron datos provenientes de SENASA, la Secretaría de Agricultura y el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero. La excreción y pérdidas de N se estimaron siguiendo las directrices del Panel Intergubernamental de Cambio climático (IPCC) , mientras que la excreción de P se obtuvo de valores de referencia de la Sociedad Americana de Ingenieros Agrícolas y Biológicos. La disponibilidad de nutrientes recuperables se relacionó con la superficie agrícola reportada en el Censo Nacional Agropecuario 2018. Los resultados muestran que la mayor disponibilidad de N y P recuperables se concentra en el centro del país, especialmente en departamentos de Entre Ríos, Buenos Aires, Santa Fe y Córdoba. En estas áreas, los nutrientes provenientes de estiércoles podrían cubrir una fracción significativa de los requerimientos de fertilización, destacando la necesidad de estrategias de manejo que promuevan su uso agronómico eficiente y minimicen impactos ambientales.

PALABRAS CLAVE: efluentes, áreas críticas (*hot-spots*), nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de producción de bovinos, porcinos y aves han atravesado en las últimas décadas en Argentina un proceso de intensificación y concentración. Este proceso permitió optimizar la producción, pero también incrementó la generación de grandes volúmenes de estiércoles y efluentes animales en una superficie de tierra reducida, generando desequilibrios en los balances de nutrientes y potenciales impactos ambientales (Gil et al., 2021). Sin embargo, frente a la necesidad de reponer nutrientes en una agricultura donde la materia orgánica y nutrientes está disminuyendo (Casas y Cruzate, 2021) es esencial para la producción de cultivos, el aporte que se pueden realizar con los estiércoles animales no debe ser subestimada. Esto representaría una oportunidad estratégica para mejorar la eficiencia del sistema agroalimentario nacional, en línea con propuestas de integración agricultura-ganadería discutidas por Spiegal et al. (2020).

Los estiércoles presentan elevadas cantidades de macro y micronutrientes, principalmente N y P, siendo un recurso valioso como fertilizantes y/o enmiendas si son adecuadamente utilizados (Gil et al., 2021). En este contexto, resulta fundamental cuantificar la disponibilidad espacial de nutrientes provenientes de estiércoles y su relación con la demanda de los

cultivos, con el fin de promover esquemas de manejo agronómico ambientalmente sustentables. Por lo tanto, los objetivos del presente trabajo son 1) estimar la generación anual de nitrógeno (N) y fósforo (P) contenidos en los estiércoles animales provenientes de sistemas de producción animal intensivos (tambo, ganadería bovina de carne, porcinos y pollos parrilleros), a escala departamental en Argentina, y 2) evaluar las contribuciones potenciales de los nutrientes de los estiércoles a los requerimientos de fertilización de los cultivos a la misma escala espacial, así como identificar posibles áreas críticas (hot-spots) de acumulación de nutrientes y oportunidades para su redistribución.

MATERIALES Y MÉTODOS

Estimación de la generación y destino de N y P en sistemas pecuarios

El estudio se desarrolló a escala departamental para todo el territorio argentino, considerando sistemas avícolas, porcinos, bovinos de engorde a corral y tambos. Las existencias animales se obtuvieron de fuentes oficiales incluyendo el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) y el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) publicado en el año 2022 (IBA 5). La excreción anual de nitrógeno (N) se estimó a partir de cálculos en el INGEI, siguiendo las directrices del IPCC (2019) mediante estrategias de Tier 1 y 2, aplicando factores de excreción por categoría animal y considerando características específicas de cada uno de los sistemas de producción en Argentina. La excreción de fósforo (P) se calculó utilizando factores publicados por la Sociedad Americana de Ingenieros Agrícolas y Biológicos (ASABE), una fuente utilizada en estudios similares en Estados Unidos, Canada y Bolivia.

El análisis se centró en los nutrientes recuperables, definidos como la fracción de estiércol gestionada en sistemas de almacenamiento o tratamiento (lagunas anaeróbicas, biodigestores, compostaje, pilas de sólidos y corrales) y con potencial para uso agronómico. Esto excluye la deposición directa de nutrientes en pasturas. Las pérdidas de N durante almacenamiento y tratamiento se estimaron utilizando los coeficientes de volatilización, emisiones gaseosas y lixiviación propuestos por IPCC (2019). La disponibilidad de nutrientes por unidad de superficie se estimó utilizando la superficie agrícola para los principales cultivos de interés comercial reportada en el Censo Nacional Agropecuario 2018 (INDEC, 2019). Este enfoque permite identificar áreas con mayor potencial de reciclaje de nutrientes y riesgo de concentración espacial.

Porcinos

Las estimaciones iniciales consideradas en el INGEI fueron utilizadas, con actualización del peso animal para diferentes categorías, sistemas de manejo de estiércoles y factores de excreción de acuerdo con niveles de productividad (baja, media y alta) según estratificación de establecimientos por tamaño (<50, 51–500 y >500 madres). Los sistemas de tratamiento de estiércoles asociados a cada una de las categorías de producción fueron definidos de acuerdo con bibliografía local y consulta a expertos.

Sistemas de producción de leche (tambos)

La generación y destino de N en sistemas de producción de leche se estimó inicialmente con base a datos del INGEI, ajustados de acuerdo con datos de la encuesta sectorial lechera nacional (Engler et al., 2024). Estos últimos permitieron definir la proporción de animales manejados a campo (pastura), en corral (confinado) o en galpón (confinado) para cada categoría. Cada sistema fue vinculado con las categorías de manejo establecidas por el IPCC (2019) para estimar las pérdidas de N. Para vacas en ordeño se consideró la deposición diferencial de excretas en pasturas, corrales y lagunas anaeróbicas según sistema de manejo, incluyendo la diferenciación entre camas de compostaje y sistemas free-stall dentro de la categoría galpón. Para las restantes categorías animales se asignaron fracciones de deposición acordes al tipo de manejo predominante. Se incorporó además la separación sólido–líquido, distribuyendo el N entre fracción sólida y líquida. Similar a otras producciones, fracciones de pérdidas fueron aplicadas de acuerdo a IPCC (2019) para cada sistema de tratamiento considerado.

Engorde a corral (bovinos)

Con base a estimaciones del INGEI, múltiples sistemas modales de producción fueron caracterizados para ocho regiones agroecológicas con características productivas y ambientales similares en todo el país. Para cada sistema modal se definieron estrategias alimentarias específicas, duraciones del ciclo de engorde y categorías animales. Para cada categoría animal se estimaron los factores de excreción correspondientes según peso vivo y desempeño productivo definido. La asignación de las excretas a sistemas de manejo se realizó inicialmente considerando la proporción de tiempo que los animales permanecen en pasturas, y corrales, de acuerdo con los criterios establecidos en el INGEI. Esta distribución fue actualizada de acuerdo con un relevamiento realizado por la Camara Argentina del Feedlot en 2016 (fuente disponible más reciente) sobre sistemas de tratamiento de estiércoles en feedlots de la región central de Argentina.

Pollos parrilleros

Para el cálculo de la generación anual de N se aplicó un enfoque Tier 1 utilizando factores de excreción por categoría animal, debido a la limitada disponibilidad de información nacional sobre ingesta y retención de N que permita implementar un enfoque Tier 2. Considerando que la producción avícola nacional se desarrolla predominantemente en sistemas confinados e intensivos (Arrieta et al., 2022) se asumieron solo los sistemas de alta productividad (IPCC, 2019). Las excretas fueron asignadas a la categoría de manejo con cama para pollos parrilleros, y las pérdidas de N se estimaron con los coeficientes propuestos (IPCC, 2019). Las existencias animales a nivel provincial fueron obtenidas de estimaciones de la Secretaria de Agricultura de la Nación. La distribución de las existencias provinciales a nivel departamental se realizó considerando datos de una encuesta sobre capacidad instalada de producción a nivel departamental llevada adelante por la Secretaria de Agricultura en 2019.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados evidencian que, con excepción de los sistemas bovinos extensivos, la producción ganadera intensiva se concentra principalmente en la región centro del país (Figura 1). Los mayores aportes de N y P recuperables se registraron en departamentos de Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba y norte de Buenos Aires (Figura 2A, 2B), coincidiendo con las principales áreas de producción avícola, porcina y lechera de Argentina (Figura 2C). Esta concentración espacial refleja la superposición de sistemas intensivos y alta densidad animal en regiones con fuerte tradición agroindustrial. Estos patrones son consistentes con lo reportado por Spiegal et al. (2020), quienes señalan que la concentración regional de la producción animal incrementa la probabilidad de acumulación de nutrientes cuando no existen mecanismos efectivos de redistribución.

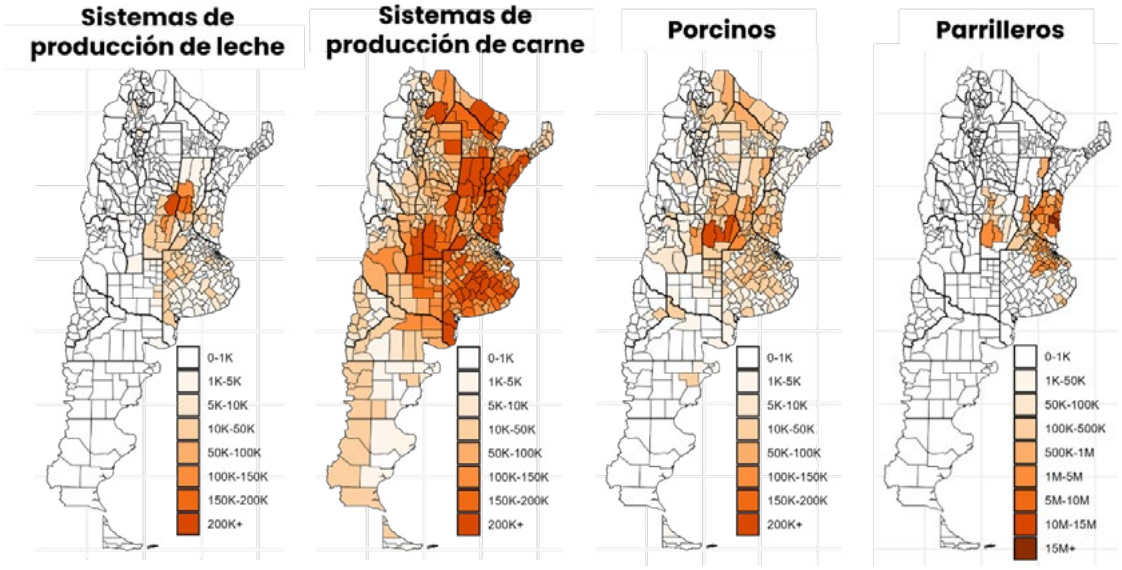


Figura 1. Distribución de existencias animales totales (pastura y confinado) en sistemas de producción de leche, carne, cerdos y aves a nivel departamental en Argentina.

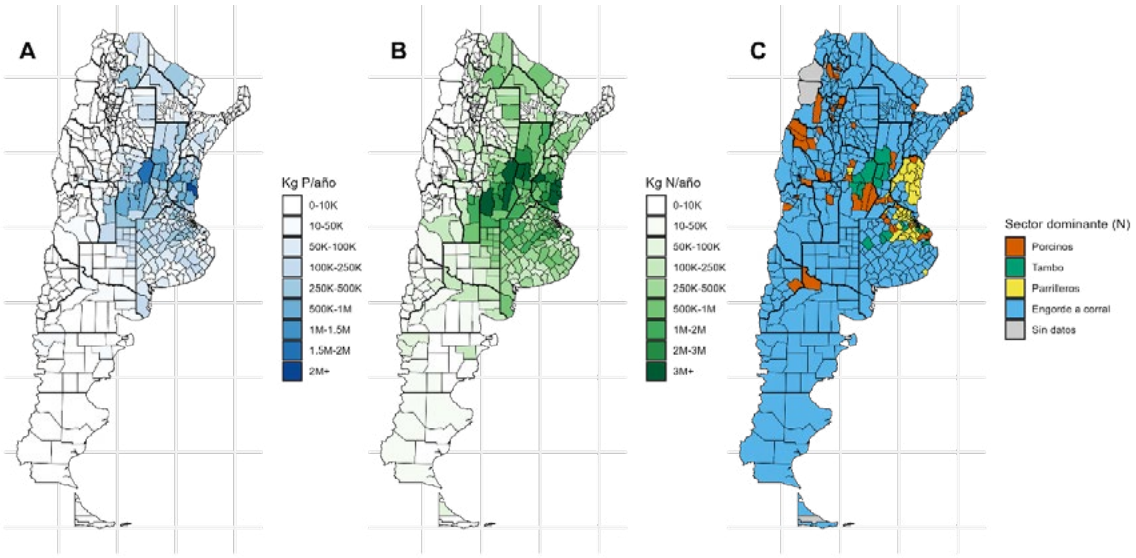


Figura 2. Distribución geográfica del nitrógeno (N) y fosforo (P) recuperable (A y B, respectivamente) de los estiércoles y efluentes, y principales fuentes de producción (C).

Los diez departamentos con mayor N recuperable potencial (Tabla 1) se localizan mayormente en Entre Ríos (ER) y Córdoba (CBA), destacándose Uruguay (ER) y San Justo (CBA) con valores superiores a 6,5 millones de kg N año^{-1}. Un patrón similar se observa para P recuperable (Tabla 2), donde Uruguay (ER) también lidera el ranking, seguido por San Justo (CBA) y Colón (ER). La coincidencia parcial entre ambos rankings responde a la distribución territorial de las especies productivas y a las diferencias en la relación N:P de los estiércoles según el tipo de sistema (avícola, porcino o bovino). En departamentos con fuerte predominio de sistemas avícolas y porcinos (Figura 2C), la contribución relativa de P tiende a ser mayor en comparación con sistemas predominantemente bovinos.

Si bien la cantidad total de nutrientes recuperables es elevado en estos departamentos, su relevancia agronómica depende de la relación entre oferta potencial y superficie agrícola disponible para su distribución. Al expresar los resultados por hectárea (Figura 3), se identifican áreas con mayor presión potencial de nutrientes, particularmente en el sur de Entre Ríos y noroeste de Buenos Aires. Estos territorios pueden considerarse "*hot-spots*" de nutrientes, donde la generación de nutrientes podría superar la capacidad local de absorción definida por los requerimientos de los cultivos.

Tabla 1. Principales diez departamentos del país con mayor aporte de N recuperable a partir de estiércoles y efluentes (kg año^{-1})

N°	Provincia	Departamento	N recuperable (kg año^{-1})
1	Entre Ríos	Uruguay	7.668.768
2	Córdoba	San Justo	6.613.204
3	Entre Ríos	Colón	4.354.409
4	Santa Fe	Las Colonias	4.222.784
5	Córdoba	Río Cuarto	4.015.032
6	Córdoba	Unión	3.884.771
7	Entre Ríos	Paraná	3.806.350
8	Santa Fe	Castellanos	3.489.099
9	Entre Ríos	Gualeguaychú	3.262.291
10	Santa Fe	San Cristóbal	2.923.501

Tabla 2. Principales diez departamentos del país con mayor aporte de P recuperable a partir de estiércoles y efluentes (kg año⁻¹)

N°	Provincia	Departamento	P recuperable (kg año⁻¹)
1	Entre Ríos	Uruguay	2.643.489
2	Córdoba	San Justo	1.742.947
3	Entre Ríos	Colón	1.444.911
4	Entre Ríos	Paraná	1.189.892
5	Santa Fe	Las Colonias	1.175.126
6	Santa Fe	Castellanos	996.462
7	Córdoba	Río Cuarto	962.677
8	Córdoba	Unión	951.856
9	Entre Ríos	Gualeguaychú	935.320
10	Santa Fe	San Cristóbal	772.517

Desde una perspectiva productiva, los nutrientes provenientes de estiércoles y efluentes representan una fuente significativa para la fertilización de cultivos extensivos, con potencial para reducir la dependencia de fertilizantes minerales importados. Sin embargo, la elevada concentración espacial también implica riesgos de acumulación de P en suelo, volatilización de N y pérdidas por escorrentía o lixiviación, especialmente en contextos de manejo inadecuado o limitaciones logísticas para su redistribución Spiegal et al. (2020). En este sentido, los resultados ponen de manifiesto la necesidad de estrategias territoriales de gestión y reciclaje de nutrientes que permitan maximizar su aprovechamiento agronómico y minimizar impactos ambientales.

Este análisis constituye una etapa preliminar centrada en la estimación de la oferta potencial de nutrientes. La evaluación de su vinculación con los requerimientos específicos de fertilización de acuerdo con el patrón de cultivos en cada departamento y los balances agronómicos a escala departamental se encuentra actualmente en desarrollo.

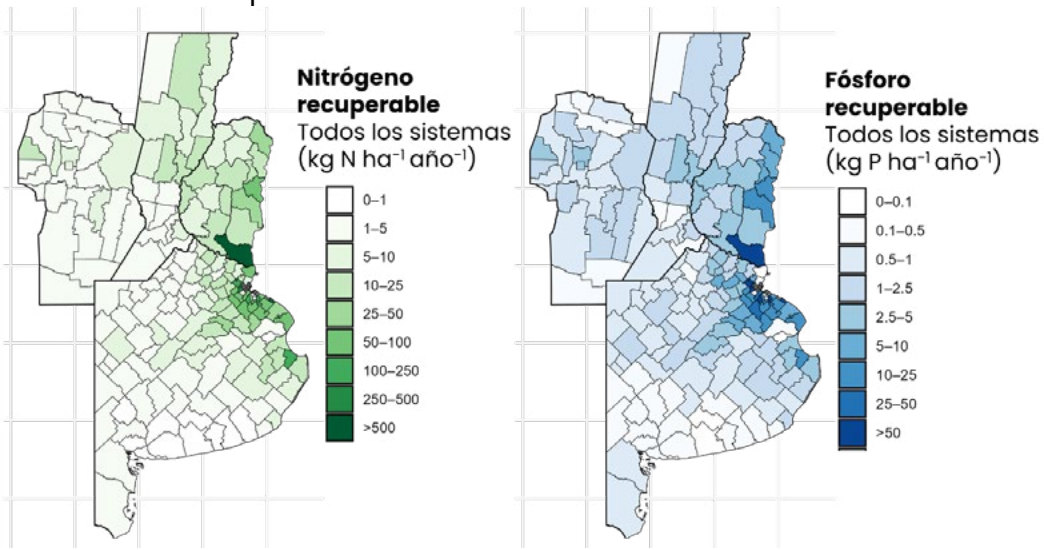


Figura 3. Distribución geográfica del nitrógeno (N) y fosforo (P) recuperable de los estiércoles y efluentes por hectárea para el centro de Argentina.

CONCLUSIONES

Existe una elevada disponibilidad de nutrientes recuperables provenientes de estiércoles ganaderos en regiones agrícolas clave de Argentina. Su aprovechamiento agronómico representa una oportunidad para mejorar la eficiencia en el uso de nutrientes y reducir impactos ambientales, siempre que se implementen prácticas de manejo basadas en criterios agronómicos, ambientales y territoriales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Patricia Engler (INTA), Alejandra Cuatrin (INTA), Karina Garcia (INTA), Juan Gange (INTA), y Karina Lamelas (Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación) por sus contribuciones proveyendo datos y comentarios sobre la metodología y los resultados preliminares.

BIBLIOGRAFÍA

Arrieta, E. M., Aguiar, S., Fischer, C. G., Cuchietti, A., Cabrol, D. A., González, A. D. y Jobbágy, E. G. (2022). Environmental footprints of meat, milk and egg production in Argentina. Journal of Cleaner Production, 347, 131325.

ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers). Manure Production and Characteristics.

Casas, R. R. y Cruzate, G. A. (2021). ¿Agricultura con reposición de nutrientes o minería de suelos?. Revista de Investigaciones Científicas de la Universidad de Morón. Año 4 / N°8

Engler, P. L., Cuatrin, A., Apez, M. E., Maekawa, M., Litwin, G. M., Centeno, A. R., ... y Almada, G. (2024). Encuesta Sectorial Lechera del INTA. Resultados y análisis del ejercicio productivo 2022-2023.

Gil, S. B., Carbó, L. y Herrero, M. A. (2021). Gestión de residuos e indicadores de manejo de nutrientes en sistemas ganaderos intensificados. InVet, 23(2), 14-14.

INDEC. (2019). Censo Nacional Agropecuario 2018. Buenos Aires: Instituto Nacional de Estadística y Censos.

IPCC (2019). Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

Spiegal, S., Kleinman, P. J., Endale, D. M., Bryant, R. B., Dell, C., Goslee, S., ... y Yang, Q. (2020). Manuresheds: Advancing nutrient recycling in US agriculture. *Agricultural Systems*, *182*, 102813.

ESTIMACIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA DESDE RENDIMIENTOS: INSUMO PARA INVENTARIOS DE N_2O EN SUELOS.

Perez, M. G.[1], Vangeli, S.[2*], Said, A.[3], Iglesias, P.[4], Gamarra, A.[5], Biassoni, M.[6], Kettler, B.[7], Acreche, M.[8, 9], Araujo, J.[11], Carrizo, M.[8], Chalco Vera, J.[8, 9], García, F.[4], Gregorutti, C.[5], Lewczuk, N.[10], Melchiori, R.[5], Namtz, Y.[7], Neiff, N.[7], Rodríguez, P.[4], Salvagiotti, F.[8, 11], Stahringer, N.[7], Wyngaard, N.[4, 8], Toribio, M.[12], Reussi Calvo, N.[4, 8]

[1]Instituto de Suelos, Centro de Investigación de Recursos Naturales, INTA; [2]Departamento de Ingeniería Agrícola y Uso de la Tierra, Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires,[3] Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires, [4]Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [5]EEA INTA Paraná; [6]Facultad de Ciencias Agrarias, UNR; [7]Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE; [8]CONICET; [9]EEA INTA Salta; [10]EEA INTA Balcarce; [11]EEA INTA Oliveros; [12]Profertil S.A. * Nicolás Repetto y De los Reseros S/N, Hurlingham, Provincia de Buenos Aires, Argentina (1686), perez.monicag@inta.gob.ar

RESUMEN: La mejora de los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (GEI) requiere datos de actividad locales y trazables, que condicionan la representatividad espacial y temporal de las estimaciones. En el sector agropecuario, los residuos de cosecha constituyen una fuente importante de GEI, ya que aportan nitrógeno (N) al suelo y pueden contribuir a las emisiones de óxido nitroso (N_2O); en este marco, un componente clave para estimar emisiones directas según las Directrices del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) es el retorno de N al suelo vía residuos de cosecha (F_{CR}), cuya cuantificación depende de la biomasa residual aérea (A_{GR}) y de parámetros asociados (p. ej., destino/remoción y contenido de N del residuo). En Argentina, si bien los datos de superficie y rendimiento del inventario son locales, la conversión de rendimiento a biomasa residual suele apoyarse en relaciones por defecto derivadas de evidencia internacional, debido a que la información nacional disponible ha sido limitada y metodológicamente heterogénea.
El objetivo de este trabajo fue generar modelos regionales rendimiento–residuos para estimar biomasa residual aérea de cultivos extensivos en la Región Pampeana. Se compiló una base con 218 observaciones (18 localidades) de rendimiento de grano y residuos aéreos (base seca) para maíz (*Zea mays* L.; n=137), soja (*Glycine max* (L.) Merr.; n=33) y trigo (*Triticum aestivum* L.; n=48), integrando fuentes publicadas y datos no publicados de ensayos de maíz. Se ajustaron modelos por cultivo y se seleccionaron con AIC, RMSE y diagnósticos de residuos. En maíz, el modelo cuadrático superó al lineal (R^2=0,216; RMSE=2,56 t MS ha^{-1}); en soja y trigo, los modelos lineales presentaron ajustes robustos (R^2=0,75; RMSE=1,58 t MS ha^{-1}) y altos (R^2=0,806; RMSE=0,785 t MS ha^{-1}), respectivamente.
Las ecuaciones permiten transformar series de rendimiento en estimaciones consistentes de A_{GR} y mejorar la trazabilidad del cálculo de F_{CR} como base para futuras actualizaciones metodológicas.

PALABRAS CLAVE: nitrógeno, gases de efecto invernadero, biomasa residual.

INTRODUCCIÓN

Los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (GEI) cuantifican emisiones por sector y sustentan el seguimiento de tendencias y la evaluación de medidas de mitigación (Jonas et al., 2019). En Argentina, dada la relevancia del sector agropecuario, el óxido nitroso (N_2O) constituye un componente crítico por su estrecha vinculación con el manejo de los suelos y el ciclo del nitrógeno (Piñeiro-Guerra et al., 2025). De acuerdo con las Directrices del IPCC, las emisiones directas de óxido nitroso (N_2O) desde suelos agrícolas se estiman a partir de las entradas de nitrógeno (N) al sistema y parámetros metodológicos asociados.

Actualmente, una parte sustantiva de estas estimaciones se realiza bajo el enfoque de Nivel 1 del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), que emplea factores por defecto y puede no reflejar adecuadamente condiciones locales de suelo, clima y manejo, aumentando la incertidumbre. En este contexto, una vía clave para mejorar la robustez del inventario es fortalecer la estimación del retorno de nitrógeno por residuos de cosecha (F_{CR}), componente cuya cuantificación depende directamente de la biomasa residual aérea (A_{GR}).
Entre las entradas de N, F_{CR} resulta particularmente desafiante porque combina variables productivas (rendimiento/producción) con supuestos asociados a la biomasa residual, incluyendo la definición de residuo, la base de materia seca, la remoción/destino y las relaciones residuo: producto y raíz: producto (Torma et al., 2018). En términos del IPCC, A_{GR} representa la biomasa residual aérea derivada de la producción a partir de relaciones residuo: producto; junto con supuestos de remoción/destino del residuo y su contenido de N, constituye un insumo directo para el cálculo de F_{CR}. Idealmente, avanzar hacia enfoques metodológicos de mayor nivel para esta fuente requiere más evidencia local y mayor coherencia entre los componentes del cálculo. Sin embargo, en Argentina las mediciones de biomasa residual son limitadas y metodológicamente heterogéneas, en contraste con la disponibilidad continua de series estadísticas de rendimiento y superficie. Ante esta disparidad en la disponibilidad de datos, el desarrollo de funciones de conversión rendimiento–residuos se presenta como una alternativa pragmática para operacionalizar y mejorar el inventario: dichas funciones permiten traducir series históricas de rendimiento en estimaciones consistentes de A_{GR} y, a partir de allí, derivar el retorno de N por residuos (F_{CR}) con mayor base local, reduciendo la dependencia de relaciones genéricas provenientes de síntesis internacionales (Torma et al., 2018; Olesen et al., 2023).
El objetivo de este trabajo fue generar modelos regionales rendimiento–residuos para cultivos extensivos de la Región Pampeana, que permitan estimar la biomasa residual aérea como insumo local para el cálculo del retorno de N por residuos en los inventarios nacionales de emisiones de N_2O.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se compiló una base de datos con 218 observaciones de la Región Pampeana (18 localidades) que vinculan rendimiento de grano (kg ha^{-1}) y biomasa de residuos aéreos (kg ha^{-1}), ambos expresados en base seca. La base incluyó maíz (n=137; 7 localidades), soja (n=33; 8 localidades) y trigo (n=48; 6 localidades), integrando publicaciones científicas, tesis e informes técnicos, y registrando metadatos mínimos (cultivo, localidad/zona y referencia/fuente). En maíz, se incluyeron datos no publicados de ensayos en curso en Balcarce y Oliveros (n=97 y n=27 observaciones, respectivamente).
Se armonizaron unidades y definiciones, y se excluyeron registros incompletos o no comparables. Luego se ajustaron modelos de regresión por cultivo entre residuos y rendimiento: en maíz se evaluaron alternativas lineales y no lineales y se seleccionó un modelo cuadrático; en soja y trigo se ajustaron modelos lineales. La selección se basó en el criterio de información de akaike (AIC) y el error cuadrático medio (RMSE), verificando diagnósticos de residuos; cuando se detectó heterocedasticidad, se consideraron errores robustos (HC3) para la inferencia. Las ecuaciones finales se reportaron con sus estadísticas de desempeño y soporte gráfico; en maíz, además, se calculó RMSE_LOOCV (validación cruzada *leave-one-out*) para comparar el desempeño predictivo relativo entre el ajuste lineal y el cuadrático.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El desempeño y la significancia de los modelos ajustados por cultivo se presentan en la tabla 1. Para cada cultivo se reporta el número de observaciones (n), el coeficiente de determinación (R^2), el RMSE, el AIC y la significancia de los términos asociados al rendimiento (*valor p*). Como verificación adicional, se reporta RMSE_LOOCV únicamente para maíz.

Tabla 1. Desempeño y significancia de los modelos rendimiento–residuos por cultivo.

Cultivo	Modelo	n	R^2	RMSE	IC	*Valor p*	RMSE_ LOOCV
Maíz	Lineal	137	0.0233	2.86	2576	$7.51x10^{-2}$	2.91
Maíz	Cuadrático	137	0.216	2.56	2548	$8.55x10^{-7}$	2.64
Soja	Lineal	33	0.75	1.58	586	$7.65x10^{-11}$	
Trigo	Lineal	48	0.806	0.785	746	$4.97x10^{-19}$	

La Figura 1 a su vez, muestra las relaciones rendimiento–residuos para maíz, soja y trigo en la Región Pampeana (Figura 1a–c). En todos los paneles, el eje x corresponde al rendimiento de grano (kg ha^{-1}) y el eje y a la biomasa residual aérea (kg ha^{-1}; base seca). Los puntos representan observaciones individuales y las líneas corresponden a los modelos ajustados.
En maíz (Figura 1a), el ajuste cuadrático representó mejor el patrón observado que el ajuste lineal, con mayor R^2 (0,216 vs 0,023), menor RMSE (2,56 vs 2,86 t MS ha^{-1}) y menor AIC (2548 vs 2576) (Tabla 1), y la mejora al incorporar el término cuadrático fue estadísticamente significativa en la comparación de modelos anidados (lineal vs cuadrático: $p = 6{,}2\times10^{-8}$). Sin embargo, el ajuste global se mantuvo moderado-bajo ($R^2 \approx 0{,}22$), indicando que el rendimiento explica solo una parte de la variabilidad de la biomasa residual aérea, en línea con la marcada heterogeneidad entre ambientes y manejos a igual rendimiento; por ello, el término cuadrático debe entenderse como un recurso descriptivo que mejora el desempeño comparativo frente al modelo lineal para representar la tendencia central dentro del rango observado, sin implicar un mecanismo causal. Desde una perspectiva agronómica, una relación no estrictamente lineal resulta plausible porque la biomasa total y la partición hacia grano versus tejidos vegetativos pueden variar con genotipo, ambiente y manejo, afectando el índice de cosecha y, por ende, la cantidad de rastrojo producida por unidad de grano a lo largo del gradiente de rendimiento (Echarte y Andrade, 2003; Caviglia et al., 2014). En este marco, la curvatura capturada por el modelo cuadrático se interpreta como evidencia estadística de que la relación rendimiento–residuo no es estrictamente lineal en la base analizada y, dado su carácter empírico y su capacidad explicativa limitada, su uso debe restringirse al dominio cubierto por la base de datos y evitar extrapolaciones fuera de ese rango (Echarte y Andrade, 2003; Caviglia et al., 2014).

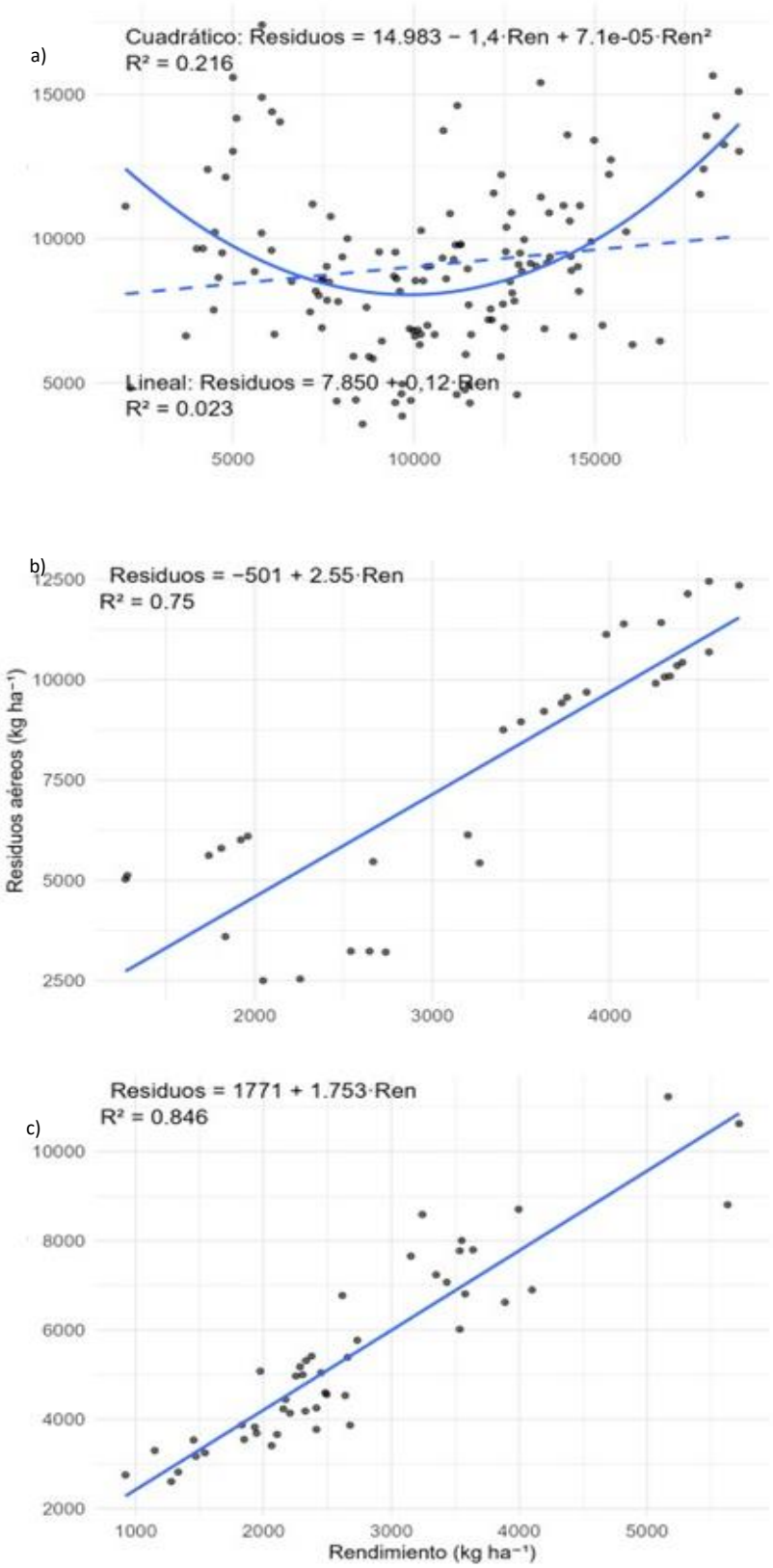


Figura 1. Relaciones entre rendimiento de grano (Rendimiento, kg ha⁻¹) y biomasa residual aérea (Residuos, kg ha⁻¹) para (a) maíz, (b) soja y (c) trigo en la Región Pampeana. En las ecuaciones, Ren corresponde al rendimiento de grano en kg ha⁻¹. En todos los paneles se reporta el R^2.

En soja (Figura 1b), la relación entre rendimiento y biomasa residual aérea fue lineal y ascendente, con un ajuste robusto (R^2 = 0,75; RMSE = 1,58 t MS ha^{-1}; Tabla 1) y un término de rendimiento altamente significativo (p = 7,65×10^{-11}), lo que indica que, dentro del rango empírico analizado, el rendimiento explica la mayor parte de la variabilidad de los residuos y respalda el uso de una única ecuación lineal para estimar biomasa residual aérea a partir de rendimiento; en este marco, la dispersión remanente puede atribuirse a diferencias de ambiente y manejo entre sitios, por lo que la relación debe interpretarse como empírica y utilizarse dentro del rango observado, evitando extrapolaciones.
En trigo (Figura 1c), el modelo lineal también fue estadísticamente significativo ($_P$ = 4,97×10^{-19}) y presentó un ajuste moderado a alto (R^2 = 0,806; RMSE = 0,785 t MS ha^{-1}; Tabla 1), lo que sugiere que, en la base compilada, el rendimiento capturó una fracción importante de la variabilidad de la biomasa residual aérea; por lo tanto, al igual que en soja, la ecuación se considera una función empírica útil para representar la tendencia central en el dominio cubierto por los datos y debe aplicarse dentro del rango de rendimientos representado.
Desde la perspectiva de inventarios, estos resultados consolidan funciones rendimiento–residuos cultivo-dependientes que permiten transformar series anuales de rendimiento en estimaciones consistentes de biomasa residual aérea y, con ello el retorno de N por residuos conforme a las directrices del IPCC. En conjunto, este avance no implica por sí solo un salto metodológico completo, pero mejora la trazabilidad del cálculo, al anclar la estimación de A_{GR} en evidencia compilada y criterios estadísticos explícitos, y ayuda a delimitar prioridades para futuras actualizaciones.
Aunque aún no se dispone de un factor de emisión (EF) Tier 2 específico para residuos de cosecha en Argentina, el presente trabajo propone una mejora sustantiva y trazable del dato de actividad respaldada por datos nacionales y selección/modelado estadístico, que puede contribuir a reducir la incertidumbre del componente de actividad sin modificar el valor central del EF utilizado; en paralelo, estos resultados refuerzan la necesidad de generar nuevos ensayos diseñados específicamente para derivar EF de residuos, con tratamientos controlados, medición estandarizada de biomasa residual y su N, y replicación espacial y temporal suficiente, como paso clave hacia una futura implementación completa de un Tier 2 para esta categoría.

CONCLUSIONES

Este estudio generó y evaluó funciones empíricas rendimiento–residuos para cultivos extensivos de la Región Pampeana, aportando ecuaciones locales para estimar biomasa residual aérea a partir de series de rendimiento. En la base analizada, soja y trigo se describieron adecuadamente mediante relaciones lineales con alta significancia estadística, mientras que en maíz se detectó evidencia estadística de una relación no estrictamente lineal, cuyo valor principal es descriptivo dentro del dominio observado. En conjunto, los modelos obtenidos constituyen un insumo reproducible para actualizar el componente de residuos del inventario nacional, al ofrecer una conversión explícita y consistente entre rendimiento y biomasa residual. No obstante, los ajustes reflejan variabilidad residual atribuible a diferencias de ambiente y manejo, por lo que su aplicación debe restringirse al rango cubierto por los datos y evitar extrapolaciones. Finalmente, estos resultados delimitan con claridad los requerimientos para mejoras futuras: ampliar la cobertura de ambientes y manejos, armonizar criterios de medición y reporte (materia seca y remoción/destino) y fortalecer la información local sobre contenido de N en residuos, además de impulsar ensayos diseñados para derivar factores de emisión compatibles con las Directrices del IPCC.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se desarrolló en el marco del programa The Scaling up Climate Ambition on Land Use and Agriculture through Nationally Determined Contributions and National Adaptation Plans (SCALA) programme, implementado conjuntamente por el PNUD y la FAO, y financiado por el Ministerio Federal de Alemania de Medio Ambiente, Acción Climática, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear (BMUKN) a través de su Iniciativa Internacional del Clima (IKI).

BIBLIOGRAFÍA

Caviglia, O. P., Melchiori, R. J. M. y Sadras, V. O. (2014). Nitrogen utilization efficiency in maize as affected by hybrid and N rate in late-sown crops. Field Crops Research, 168, 27-37.

Echarte, L. y Andrade, F. H. (2003). Harvest index stability of Argentinean maize hybrids released between 1965 and 1993. Field Crops Research, 82(1), 1-12.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (E. Calvo Buendia, K. Tanabe, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau y S. Federici, Eds.). IPCC. Geneva, Suiza. ISBN 978-92-9169-158-6.

Jonas, M., Bun, R., Nahorski, Z., Marland, G., Gusti, M. y Danylo, O. (2019). Quantifying greenhouse gas emissions. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 24(6): 839-852.

Olesen, J. E., Rees, R. M., Recous, S., Bleken, M. A., Abalos, D., Ahuja, I., ... y Topp, C. F. (2023). Challenges of accounting nitrous oxide emissions from agricultural crop residues. *Global change biology*, *29*(24): 6846-6855.

Piñeiro-Guerra, J. M., Lewczuk, N. A., Della Chiesa, T., Araujo, P. I., Acreche, M., Alvarez, C., ... y Piñeiro, G. (2025). *Spatial variability of nitrous oxide emissions from croplands and unmanaged natural ecosystems across a large environmental gradient* (Vol. 54, No. 2, pp. 483-498).

Torma, S., Vilček, J., Lošák, T., Kužel, S. y Martensson, A. (2018). Residual plant nutrients in crop residues–an important resource. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science*, *68*(4): 358-366.

RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN Y RESIDUALIDAD DE FÓSFORO EN OXISOLES DEL ESTE DE BOLIVIA

Reussi Calvo, N. I.[1, 2*], Cortez, D.[3], Trujillo, R.[3], Wyngaard, N.[1, 2], Iglesias, M. P.[1], Correndo, A.[4], García, F. O.[5]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [2]CONICET; [3]Asociación de Productores de Oleaginosas y Trigo (ANAPO); [4]Department of Plant Agriculture, University of Guelph, Ontario, Canada; [5]Consultor privado, Balcarce [*]Ruta Nacional 226, km 73.5, (7620) Balcarce, Prov. de Buenos Aires, nahuelreussicalvo@mdp.edu.ar

RESUMEN: La deficiencia de fosforo (P) es muy frecuente en suelos Oxisoles de la Chiquitania del Departamento Santa Cruz (Bolivia). Si bien estudios recientes han establecido umbrales críticos de P extractable, aún no se ha evaluado la residualidad de P en estos suelos. Los objetivos de este trabajo fueron: a) determinar la respuesta directa y residual a la fertilización para diferentes dosis de P y b) establecer relaciones entre el análisis de P-Olsen y el balance de P. Durante las campañas de verano 2022-2023, 2023-2024 y 2024-2025 se realizó un experimento en San Ignacio de Velasco, siguiendo la secuencia soja-soja-maíz. Se evaluaron cinco tratamientos: un testigo (0P), 25 kg P ha^{-1} (25P), 50 kg P ha^{-1} (50P) y 100 kg P ha^{-1} (100P) aplicados el primer año, y 25 kg P ha^{-1} aplicados anualmente (25P_A). A la siembra del cultivo se determinó el P-Olsen. A madurez fisiológica, se determinó el rendimiento de cada cultivo y la concentración de P en grano. Se calculó la respuesta en rendimiento por cultivo, la respuesta acumulada, y el balance parcial de P. Los resultados indicaron respuesta en rendimiento por efecto de la aplicación anual y residual de P. En el año 3 hubo diferencias entre tratamientos con P (25P_A ≥ 100 P ≥ 50P > 25P = 0P). El rendimiento acumulado fue de 10815, 12722, 13100 y 13772 kg ha^{-1} para 25P, 50P, 100P y 25P_A, respectivamente. Además, se determinó una relación lineal entre el balance parcial de P y el nivel de P Olsen, siendo necesario aplicar ~11 kg P ha^{-1} por encima de la extracción del cultivo para incrementar 1 mg P-Olsen kg^{-1}. Futuras investigaciones deberían analizar el efecto de la fertilización con fósforo a largo plazo en suelos con diferente capacidad de sorción de P de la región
.

PALABRAS CLAVE: dosis de P, P-Olsen, balance de P.

INTRODUCCIÓN

Bolivia es uno de los principales países productores de cereales y oleaginosas de América del Sur, principalmente de soja (*Glycine max* L.) y maíz (*Zea mays* L.) en el Departamento Santa Cruz. La fertilidad natural de los suelos del Departamento Santa Cruz es variable, desde Molisoles en la zona central hasta Oxisoles hacia el este en la zona de la Chiquitania. Esta última región, se caracteriza por presentar suelos Oxisoles y Ultisoles por lo que la deficiencia de fósforo (P) es muy frecuente dado que este nutriente se acumula principalmente en fracciones inorgánicas de moderada y baja labilidad (Rodrigues *et al.*, 2016).

Estudios recientes han reportado umbrales críticos de P extractable en el suelo para soja y maíz (Reussi Calvo *et al.,* 2025). No obstante, otro componente clave para definir estrategias de fertilización con P, consiste en determinar la tasa a la cual el nivel de P extractable en el suelo disminuye o aumenta en función del balance parcial de este nutriente (remoción-aplicación) (Sucunza *et al.,* 2018). La residualidad de P depende principalmente del balance de P y de las características de sorción de P del suelo (Blake *et al.,* 2003), es decir, en aquellos suelos con mayor capacidad de fijar P el efecto residual de la fertilización

es reducido. Hasta el momento, no existen estudios donde se evalúe la residualidad de P en suelos Oxisoles y Ultisoles de la región de la Chiquitania. Por este motivo, los objetivos de este estudio fueron: a) determinar la respuesta directa y residual a la fertilización para diferentes dosis de P y b) establecer relaciones entre el análisis de P-Olsen y el balance de P.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante las campañas de verano 2022-2023, 2023-2024 y 2024-2025 se realizó un experimento en la región de la Chiquitania (San Ignacio de Velasco) sobre un suelo Oxisol. La secuencia de cultivos fue soja-soja-maíz. El diseño fue en bloques completamente aleatorizados con 3 repeticiones. Se evaluaron cinco tratamientos de fertilización con P: un testigo (0P), 25 kg P ha^{-1} (25P), 50 kg P ha^{-1} (50P) y 100 kg P ha^{-1} (100P) aplicados el primer año (2022-2023, Año 1), y 25 kg P ha^{-1} aplicados anualmente (25P_A). A la siembra del cultivo se realizó una caracterización inicial del sitio (Tabla 1). A su vez, a la siembra del cultivo siguiente se determinó el P extractable, P-Olsen (0-20 cm). A madurez fisiológica del cultivo de soja y de maíz, se determinó el rendimiento en grano mediante la cosecha manual de 2 y 10 m^{-2} de cada unidad experimental, respectivamente. El rendimiento se expresó al contenido de humedad 13,5% para soja y 14,5% para maíz. A su vez, se determinó la concentración de P en grano (Walinga *et al.*, 1995).

Tabla 1. Caracterización edáfica a la siembra del sitio experimental. MO: materia orgánica. CE: conductividad eléctrica, CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Profundidad	MO	pH	CE	P Olsen	CIC	Ca	Mg	K	Na	$S\text{-}SO_4^{-2}$	Cu	Fe	Mn	Zn
(cm)	(%)		(µS cm^{-1})	(mg kg^{-1})	------($cmol_c$ kg^{-1})--------					----------(mg kg^{-1})----------				
0-20	2,1	6,1	98	7	7,4	6,1	0,3	0,8	0,2	65	0,1	1,8	18	1,5
20-40	1,9	6,0	107	6	6,3	4,9	0,3	0,9	0,2	76				

Se calculó la respuesta en rendimiento por cultivo a la fertilización con P como la diferencia entre el rendimiento del tratamiento fertilizado y el tratamiento testigo, y la respuesta acumulada como la suma de las respuestas por cultivo. Se analizó mediante ANOVA el efecto de la fertilización con P sobre rendimiento de cada cultivo y el rendimiento acumulado. La comparación de medias se realizó mediante el test de Tukey (p-valor= 0,05). A su vez, se realizó un balance de P para lo cual se consideró como ingreso la cantidad de P aplicado como fertilizante y como egreso el P exportado en granos (Oenema *et al.*, 2003). El P exportado se calculó como el producto entre el rendimiento del cultivo y la concentración de P en grano. Finalmente, se estableció una relación lineal entre el P-Olsen y el balance de P.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respuesta a la fertilización fosfatada

El rendimiento de soja varió entre 3020 y 5265 kg ha^{-1} en el Año 1 y entre 1078 y 2533 kg ha^{-1} en el Año 2, mientras que el maíz varió entre 2710 y 6810 kg ha^{-1} en el Año 3 (Figura 1). Solo se detectaron diferencias significativas entre aplicar y no aplicar P durante los dos primeros años. La respuesta en rendimiento en el primer año fue del 48%, 53% y 53% para 25P, 50P y 100P, respectivamente; mientras que en el año 2 fue del 50%, 64% y 64% para 25P, 50P y 100P, respectivamente. En cambio, para maíz la tendencia fue: 25P_A ≥ 100 P ≥ 50P > 25P = 0P, siendo las respuestas del 42% para 25P, del 67% para 50P, del 72% para 100 P y del 81% para 25P_A. Estas respuestas fueron superiores a las observadas para molisoles de la zona norte y este de Santa Cruz del Sierra (10-14%) (Reussi Calvo *et al.*, 2025) y similares a las observadas para Oxisoles, en los cuales se han reportado respuestas de un 26-32% para soja (Fageria *et al.*, 2011; Antonangelo *et al.,* 2019) y de un 22-38% para maíz (Pavinato *et al.,* 2017).

Es importante destacar que en el año 2, la respuesta a la aplicación anual de 25P no se diferenció significativamente de la aplicación de 50P en el primer año. Asimismo, la

respuesta acumulada para los tratamientos 50P, 100P y 25P_A no presentaron diferencias significativas, lo cual demuestra el efecto residual del P incluso en suelos oxisoles. Estas respuestas positivas fueron consistentes dado que previamente se realizó la corrección del pH del suelo.

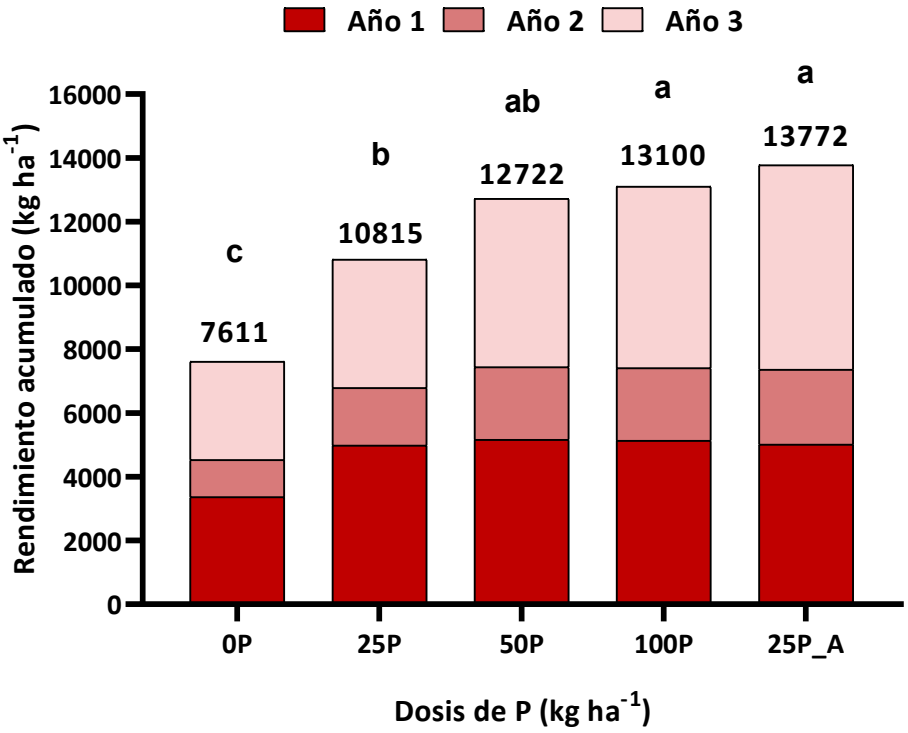


Figura 1. Rendimiento acumulado (kg ha^{-1}) de soja (Año 1 y 2) y maíz (Año 3) para tratamientos de fertilización con P el primer año (25P, 50P y 100P) y anual (25P_A). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para el rendimiento acumulado en 3 años ($p<0,05$).

Relación entre el P-Olsen y el balance de P

Se estableció una relación lineal entre la concentración de P-Olsen (0-20 cm) (mg kg^{-1}) a la siembra de cada cultivo y el balance parcial de P (kg ha^{-1}). Esta respuesta lineal coincide con lo reportado por Sucunza *et al.* (2018) para balances positivos de P. A medida que el balance de P fue positivo, la concentración de P-Olsen en suelo se incrementó, lo cual indica que, a medida que se incrementa la dosis de P el suelo, tiende al nivel de saturación con P y su capacidad de adsorber P disminuye (Wyngaard *et al.*, 2012).

A partir de la relación lineal determinada entre el P-Olsen y el balance parcial de P, se determinó que es necesario aplicar alrededor de 11 kg P ha^{-1} por encima de la extracción de P en grano para incrementar 1 mg kg^{-1} de P-Olsen (Figura 2). Este requerimiento resultó superior a los determinados en estudios previos para suelos Molisoles (2,5-3,3 kg P ha^{-1}) (Ciampitti *et al.*, 2011; Sucunza *et al.*, 2018) y para suelos Argiudoles vérticos con mayor fijación de P (7,2 kg de P ha^{-1} por 1 mg P-Bray kg^{-1}) (Barbagelata y Chesta, 2016). En cambio, el requerimiento fue inferior al reportado para Ultisoles, en los cuales se ha determinado que es necesario aplicar alrededor de 36 kg P ha^{-1} (Cao *et al., 2012*). Estas diferencias se deberían a que la relación entre el P extractable y el balance de P es regulado por las propiedades fisicoquímicas del suelo y el clima, entre los más importantes contenido y tipo de arcilla, P extractable inicial, y contenidos de hierro y aluminio intercambiable (Sucunza *et al.*, 2018).

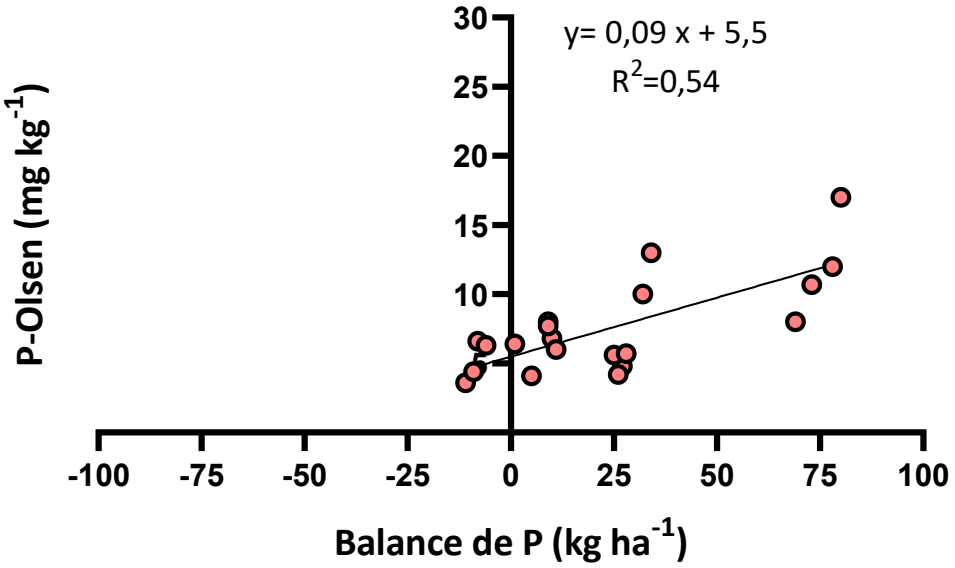


Figura 2. Concentración de P-Olsen en función del balance parcial de P.

CONCLUSIONES

Se determinó respuesta residual a la fertilización con P para la rotación soja-soja-maíz en la región de Chiquitania, siendo el rendimiento acumulado promedio en tres campañas de 10815, 12722, 13100 y 13772 kg ha^{-1} para 25P, 50P, 100P y 25P_A, respectivamente. Además, se estableció que es necesario aplicar ~11 kg P ha^{-1} por encima de la extracción para incrementar 1 mg P-Olsen kg^{-1}, información relevante para los modelos de recomendación con P en la región. Futuras investigaciones deberían analizar el efecto de la fertilización con fósforo a largo plazo en suelos con diferente capacidad de sorción de P de la región.

824

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Asociación de Productores de Oleaginosas y Trigo (ANAPO), CREA Santa Cruz Este y la Fundación de Desarrollo Agrícola de Santa Cruz (Fundacruz) por proporcionar los datos provenientes de la red de experimentos; así como a los productores, agrónomos, actores involucrados y al personal de los establecimientos donde se llevaron a cabo los ensayos.

BIBLIOGRAFÍA

Antonangelo, J. A., Firmano, R. F., Alleoni, L., Oliveira Junior, A., Zhang, H. (2019). Soybean Yield Response to Phosphorus Fertilization in an Oxisol under Long-Term No-Till Management. *Soil Science Society of America Journal*, 83, 173-180. DOI: 10.2136/sssaj2018.07.0251

Barbagelata, P.A., Chesta, M. (2016). Evolución del P Bray del suelo en función del balance de P en el largo plazo. IPNI, IAH, 23, 9-13.

Blake, L., Johnston, A.E., Poulton, P.R., Goulding, K.W.T. (2003). Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. *Plant and Soil*, 254, 245–261.

Cao, N., Chen, X., Cui, Z., Zhang, F. (2012). Change in soil available phosphorus in relation to the phosphorus budget in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 94, 161-170. DOI 10.1007/s10705-012-9530-0

Ciampitti, I. A., Garcia, F. O., Piccone, L. I., Rubio, G. (2011). Phosphorus budget and soil extractable dynamics in field crop rotations in Mollisols. *Soil Science Society of America Journal*, 75, 131–142. https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0345

Fajaría, N.K., Moreira, A., Castro, C. (2011). Response of soybean to phosphorus fertilization Brazilian Oxisol. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42, 2716-2723. DOI: 10.1080/00103624.2011.622819Oenema, O., Kros, H., De Vries, W. (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20, 3–16.

Pavinato, P., Rodriguez, M., Soltangheisi, A., Sartor, L. R., Withers, P. (2017). Effects of cover crops and phosphorus sources on maize yield, phosphorus uptake, and phosphorus use efficiency. *Agronomy Journal*, 109, 1039-1047. DOI: 10.2134/agronj2016.06.0323

Reussi Calvo, N. I., Cortez, D., Crespo, C., Wyngaard, N., Terrazas, J., Paz, C., Trujillo, R., Correndo, A., Garcia, F. O. (2025). Soil test correlation of Olsen-P for corn and soybean in a subtropical humid region. *Agronomy Journal*, 117, e70009. https://doi.org/10.1002/agj2.70009

Rodrigues, M., Pavinato, P. S., Withers, P. J. A., Teles, A. P. B., Herrera, W. F. B. (2016). Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. *Science of the total environment,* 542, 1050–1061. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.118

Sucunza, F. A., Gutierrez Boem, F. H., García, F.O., Boxler, M., Rubio, G. (2018). Long-term phosphorus fertilization of wheat, soybean and maize on Mollisols: Soil test trends, critical levels and balances *European Journal of Agronomy*, 96, 87-95. https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.03.004

Walinga, L., Van der Lee, J. J., Houba, V. J. G., Van Vark, W., Novozamsky, I. (1995). Digestion in tubes with H_2SO_4–salicylic acid–H_2O_2 and selenium and determination of Ca, K, Mg, N, Na, P and Zn. In: Walinga, L., van der Lee, J.J., Houba, V.J.G., van Vark, W., Novozamsky, I. (Eds.), Plant Analysis Manual. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, p. 258.

Wyngaard, N., Echeverría, H. E., Sainz Rozas, H. R., Divito, G. A. (2012). Fertilization and tillage effects on soil properties and maize yield in a Southern Pampas Argiudoll. *Soil & Tillage Research*, 119, 22-30. DOI:10.1016/j.still.2011.12.002

CURVAS DE CALIBRACIÓN DE NITRÓGENO EN MAÍZ, TRIGO Y GIRASOL PARA EL ESTE DE BOLIVIA

Reussi Calvo, N. I.[1, 2*], Cortez, D.[3], Trujillo, R.[3], Iglesias, M. P.[1], Correndo, A.[4], García, F. O.[5]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [2]CONICET; [3]Asociación de Productores de Oleaginosas y Trigo (ANAPO); [4]Department of Plant Agriculture, University of Guelph, Ontario, Canada; [5]Consultor privado, Balcarce [*]Ruta Nacional 226, km 73.5, (7620) Balcarce, Prov. de Buenos Aires, nahuelreussicalvo@mdp.edu.ar

RESUMEN: El nitrógeno (N) es el principal nutriente que limita el rendimiento de maíz, trigo y girasol. Si bien se han desarrollado métodos de diagnóstico de N basados en el análisis de suelo, no obstante, hasta el momento no han sido calibrados en la región de Santa Cruz, Bolivia. Los objetivos de este trabajo fueron: a) determinar la respuesta en rendimiento a la fertilización nitrogenada, y b) calibrar métodos de diagnóstico de N basados en el análisis de suelo para maíz, trigo y girasol. Se realizaron 23 experimentos de maíz, 5 de trigo y 7 de girasol en el Departamento Santa Cruz y se evaluaron cuatro tratamientos de N: 0, 50, 75 y 100 kg N ha^{-1}. A madurez fisiológica se determinó el rendimiento de cada cultivo. Se calculó el rendimiento relativo (RR) como el cociente entre el rendimiento del tratamiento y el rendimiento máximo de cada sitio. Por último, se establecieron relaciones entre el RR y el N disponible (suelo+fertilizante). Se obtuvieron respuestas en el 74% de los sitios para maíz, y en el 100% para trigo y girasol. Las respuestas promedio fueron de 583, 287 y 499 kg ha^{-1} para maíz, trigo y girasol, respectivamente. La respuesta se incrementó con dosis de N aplicada, excepto para trigo. Se determinaron umbrales críticos de 103, 70 y 76 kg N ha^{-1} para maíz, trigo y girasol, respectivamente. Los resultados de este estudio representan los primeros modelos de recomendación para la definición de la dosis de N basadas en el análisis de suelo en Santa Cruz de la Sierra. Investigaciones futuras deberían mejorar estos modelos de diagnóstico de N considerando el aporte de N por mineralización, el efecto antecesor, y la disponibilidad hídrica, entre otros.

PALABRAS CLAVE: diagnóstico de N, umbrales críticos, respuesta a N.

INTRODUCCIÓN

La agricultura basada en una elevada extracción de nutrientes con baja reposición, conduce a balances negativos y al deterioro de las propiedades del suelo, afectando tanto el rendimiento de los cultivos como la disponibilidad de nutrientes y de carbono orgánico. Bolivia es uno de los principales países productores de cereales y oleaginosas de América del Sur, principalmente de soja (*Glycine max* L.) y maíz (*Zea mays* L.) en el Departamento Santa Cruz. En varios países de América del Sur, incluido Bolivia, se ha reportado un uso limitado de fertilizantes (Ludemann *et al.*, 2024). En este contexto, la nutrición balanceada se presenta como una estrategia clave para optimizar el suministro de nutrientes, cerrar brechas de rendimiento, reducir costos y mitigar el impacto ambiental (Johnston y Bruulsema, 2014).

Dado que el nitrógeno (N) es el nutriente que con mayor frecuencia limita la producción de los cultivos, se han desarrollado diversos métodos de diagnóstico para determinar la dosis óptima de N en cultivos como maíz, trigo (*Triticum aestivum* L.) y girasol (*Helianthus annuus* L.) (Correndo *et al.*, 2021; Diovisalvi *et al.*, 2018; Reussi Calvo *et al.*, 2013). En general, estos métodos se basan en establecer relaciones entre el rendimiento alcanzable y el N disponible (suelo + fertilizante). No obstante, con el fin de mejorar la predicción de la

respuesta en rendimiento a la fertilización nitrogenada, se han propuesto análisis químicos y biológicos para estimar el aporte de N por mineralización (Reussi Calvo *et al.*, 2018), así como la incorporación de factores como la textura del suelo y las precipitaciones (Tremblay *et al.*, 2012). No obstante, hasta el momento no existen antecedentes en el desarrollo de métodos de diagnóstico de N para maíz, trigo y girasol en la región de Santa Cruz, Bolivia. Por lo tanto, los objetivos de este trabajo fueron: a) determinar la respuesta en rendimiento a la fertilización nitrogenada, y b) desarrollar métodos de diagnóstico basados en el análisis de suelo para establecer niveles críticos de N para maíz, trigo y girasol.

MATERIALES Y MÉTODOS

Desde la campaña de verano 2022-2023 hasta la campaña de invierno 2024 se realizaron experimentos de nutrición nitrogenada en maíz (n= 23), trigo (n= 5) y girasol (n= 7) en la región de Santa Cruz de la Sierra, Bolivia (16°46′46″S; 63°32′39″W hasta 17°09′06″S; 62°56′52″W). Las fechas de siembra fueron en abril y mayo para la estación de invierno y noviembre y diciembre en verano, donde se emplearon híbridos y variedades adaptados a la región. El diseño fue en bloques completamente aleatorizados con 3 repeticiones. Se evaluaron cuatro tratamientos de fertilización con N: un testigo (0N), 50 kg N ha^{-1} (50N), 75 kg N ha^{-1} (75N) y 100 kg N ha^{-1} (100N). Se aplicó urea en superficie en el estadio de 4 hojas desarrolladas en girasol y maíz y en 2 hojas en trigo. A la siembra del cultivo se tomaron muestras en superficie (0-20 cm) para determinar materia orgánica, pH (1:2,5 suelo y agua), conductividad eléctrica (CE) (1:2 suelo y agua) y P-Olsen, y en profundidad (0-60 cm) para determinar el contenido de N-nitrato (Keeney y Nelson, 1983). En la Tabla 1, se presenta la caracterización inicial promedio de todos los sitios experimentales.

Tabla 1. Caracterización edáfica a la siembra de los sitios experimentales para el cultivo de maíz, trigo y soja. n= número de experimentos. Valores medios ± desvío estándar. MO: materia orgánica. CE: conductividad eléctrica. $N\text{-}NO_3^-$: nitrógeno de nitrato.

Cultivo	MO (g kg^{-1})	pH	CE (µS cm^{-1})	P-Olsen (mg kg^{-1})	$N\text{-}NO_3^-$ (kg ha^{-1})
			0-20 cm		0-60 cm
Maíz (n=23)	20,6 ± 8,7	7,1 ± 0,8	158,1 ± 157,1	24,7 ± 18,8	141 ± 86
Trigo (n=5)	20,2 ± 8,3	7,2 ± 0,8	179,8 ± 168,6	27 ± 18	108 ± 49
Girasol (n=7)	19,6 ± 7,7	7,2 ± 0,9	179,3 ± 171,1	30 ± 19	88 ± 42

A madurez fisiológica de cada cultivo, se determinó el rendimiento en grano mediante la cosecha manual de 2 m^2 de cada unidad experimental para trigo y 10 m^2 para girasol y maíz. El rendimiento se expresó al contenido de humedad 14%, 14,5% y 11% para trigo, maíz y girasol, respectivamente. Se calculó la respuesta por cultivo a la fertilización con N como la diferencia entre el rendimiento del tratamiento fertilizado y el tratamiento testigo. Se analizó mediante ANOVA el efecto de la fertilización con N sobre la respuesta en rendimiento de cada cultivo. La comparación de medias se realizó mediante el test de Tukey (p-valor 0,05).
La relación entre el rendimiento relativo (RR) y el N disponible (suelo + fertilizante) para cada cultivo fue descripta mediante el método de calibración arcoseno-logaritmo modificado propuesto por Correndo *et al.* (2017). El RR resultó del cociente entre el rendimiento promedio del tratamiento y el rendimiento máximo de cada sitio. A partir de dichas relaciones, se determinaron umbrales y rangos críticos para lo cual se fijó el RR al 90%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respuesta a la fertilización nitrogenada

Los rendimientos fueron medios para la región, variando entre 1862 y 8427 kg ha^{-1} para maíz, entre 1952 y 3870 kg ha^{-1} para trigo, y entre 1089 y 3352 kg ha^{-1} para girasol. Estas variaciones en rendimiento pueden ser explicadas en parte por diferentes características edafoclimáticas, siendo en general, la zona Norte y la de Chiquitania caracterizadas por un mayor potencial de rendimiento respecto a la zona Este la cual generalmente presenta

restricciones hídricas durante el ciclo de los cultivos (Reussi Calvo *et al.*, 2025). El porcentaje de sitios con respuesta fue del 74% para maíz, del 100% para trigo y del 100% para girasol. Para maíz, la respuesta a N fue, en promedio, de 384, 654 y 710 kg ha^{-1} para 50N, 75N y 100N, respectivamente (Figura 1). En trigo, las respuestas fueron de 219, 236 y 406 kg ha^{-1} para 75N, 100N y 50N, respectivamente. Por último, en girasol, las respuestas fueron de 399 kg ha^{-1} para 50N, 447 kg ha^{-1} para 75N y 651 kg ha^{-1} para 100N. No se observaron diferencias significativas entre las dosis de N aplicadas sobre la respuesta en rendimiento. Sin embargo, se observó una tendencia general a mayor respuesta al incrementar la dosis de N, excepto para trigo. Si bien hubo respuesta a la fertilización con N, estas fueron relativamente bajas, lo cual podría atribuirse a las condiciones meteorológicas durante el ciclo del cultivo, la alta concentración inicial de N en el suelo, problemas de compactación y, por último, al tiempo transcurrido desde el desmonte de los sitios experimentales.

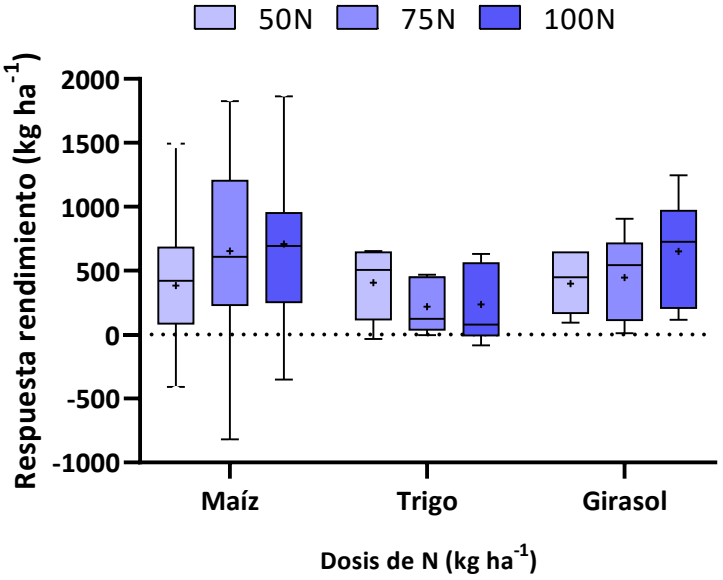


Figura 1. Estadísticos descriptivos para la respuesta en rendimiento a la fertilización con N para maíz, trigo y girasol. Los límites de las cajas corresponden al primer y tercer cuartil, la línea dentro de la caja indica la mediana, y los extremos de los bigotes representan los percentiles 5 y 95.

Métodos de diagnóstico de N

Se determinaron umbrales críticos de 103, 70 y 76 kg N ha^{-1} para maíz, trigo y girasol, respectivamente (Figura 2). Esto indica que, por encima de dichos valores de N disponible, la probabilidad de respuesta a la fertilización nitrogenada es baja o nula, lo que podría generar situaciones de exceso de N. En el caso de trigo y girasol, se observó superposición de los intervalos de confianza, mientras que para maíz, el límite superior del intervalo de confianza al 90% del umbral estimado (92-116 kg N ha^{-1}), fue superior a los de los otros dos cultivos. El umbral determinado para maíz se encontró por debajo del rango propuesto para Argentina (109-298 kg N ha^{-1}) por Correndo *et al.* (2021) dependiendo del potencial de rendimiento y de la clase textural. En trigo se han propuesto niveles críticos de 174 kg N ha^{-1} para ambientes de mayor potencial de rendimiento (Babieri *et al.*, 2012), y de 92 kg N ha^{-1} para ambientes de similar potencial de rendimiento al presente trabajo (Salvagiotti, 2004). Otros trabajos han señalado que la incorporación del aporte de N por mineralización a los modelos de diagnóstico mejoraría la estimación del N disponible y, en consecuencia, la recomendación de fertilización (Reussi Calvo *et al.*, 2013). Para girasol, el umbral obtenido fue inferior a los reportados en Argentina (125 kg N ha^{-1}) por Diovisalvi *et al.* (2018) para ambientes de mayor potencial de rendimiento. Es importante destacar que dicho nivel crítico podría ser afectado no solo por el potencial del ambiente, sino también por la disponibilidad

hídrica, la fertilidad física de suelo, el potencial de mineralización y el efecto antecesor, aspectos que deberían ser tenidos en cuenta para mejorar los modelos de diagnóstico obtenidos en este estudio.

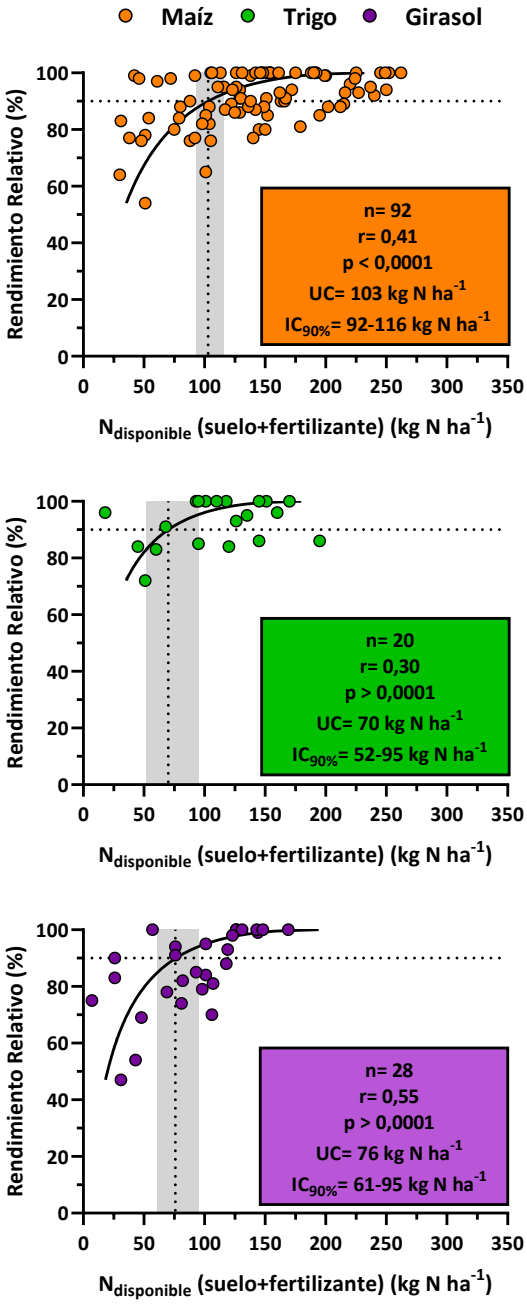


Figura 2. Rendimiento relativo (RR) (%) en función del N disponible (suelo+fertilizante) (kg N ha^{-1}) para maíz, trigo y girasol. La franja gris vertical indica el intervalo de confianza al 90% del umbral estimado por el método del arcoseno-logaritmo modificado. La línea horizontal representa el RR del 90%.

CONCLUSIONES

Se determinó respuesta a la fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz (+38,6%), trigo (+11,8%) y girasol (+29,5%) para la zona de Santa Cruz. Además, fue posible definir umbrales críticos de N disponible para cada cultivo, siendo para maíz > trigo = girasol. Los resultados de este estudio representan los primeros modelos de recomendación para la definición de la dosis de N basadas en el análisis de suelo, en la región de Santa Cruz.

Investigaciones futuras deberían mejorar estos modelos de diagnóstico de N considerando el aporte de N por mineralización, el efecto antecesor, y la disponibilidad hídrica, entre otros.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Asociación de Productores de Oleaginosas y Trigo (ANAPO), CREA Santa Cruz Este y la Fundación de Desarrollo Agrícola de Santa Cruz (Fundacruz) por proporcionar los datos provenientes de la red de experimentos; así como a los productores, agrónomos, actores involucrados y al personal de los establecimientos donde se llevaron a cabo los ensayos.

BIBLIOGRAFÍA

Barbieri, P.A., Echeverría, H.E., Sainz Rozas, H.R. (2012). Alternatives for nitrogen diagnosis for wheat with different yield potentials in the humid pampas of Argentina. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 43, 1512–1522. DOI:10.1080/00103624.2012.675388

Correndo, A. A., Salvagiotti, F., García, F. O. y Gutiérrez-Boem, F. H. (2017). A modification of the arcsine–log calibration curve for analyzing soil test value–relative yield relationships. *Crop & Pasture Science*, 68, 297–304. https://doi.org/10.1071/CP16444

Correndo, A. A., Gutiérrez-Boem, F. H., García, F. O., Alvarez, C., Alvarez, C., Angeli, A., Barbieri, P., Barraco, M., Berardo, A., Boxler, M., Calviño, P., Capurro, J. E., Carta, H., Caviglia, O., Ciampitti, I. A., Díaz-Zorita, M., Díaz- Valdéz, S., Echeverría H. E., Espósito, G., ..., Salvagiotti, F. (2021). Attainable yield and soil texture as drivers of maize response to nitrogen: A synthesis analysis for Argentina. *Field Crops Research*, 273, 108299. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108299

Diovisalvi, N., Reussi Calvo, N., Izquierdo, N., Echeverría, H., Divito, G. A., García, F. (2018). Effects of genotype and nitrogen availability on grain yield and quality in sunflower. *Agronomy Journal*, 110, 1532-1543. https://doi.org/10.2134/agronj2017.08.0435

Johnston, A. M., y Bruulsema, T. W. (2014). 4R Nutrient Stewardship for Improved Nutrient Use Efficiency. *Procedia Engineering*, 83, 365-370. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.09.029

Keeney, D. R., y Nelson, D. W. (1983). Nitrogen—inorganic forms. Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties, 9, 643-698.

Ludemann, C. I., Wanner, N., Chivenge, P., Dobermann, A., Einarsson, R., Grassini, P., Gruere, A., Jackson, K., Lassaletta, L., Maggi, F., Obli-Laryea, G., Van Ittersum, M. K., Vishwakarma, S., Zhang, X. and Tubiello, F. (2024). A global FAOSTAT reference database of cropland nutrient budgets and nutrient use efficiency (1961-2020): nitrogen, phosphorus and potassium. *Earth System Science Data*, 16, 525-541. https://doi.org/10.5194/essd-16-525-2024

Reussi Calvo, N.I., Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H., Berardo, A. (2013). Contribution of Anaerobically Incubated Nitrogen to the Diagnosis of Nitrogen Status in Spring Wheat. *Agronomy Journal*, 105, 1-8. DOI: 10.2134/agronj2012.0287

Reussi Calvo, N. I., Wyngaard, N., Orcellet, J., Sainz Rozas, H., Echeverria, H. E. (2018). Predicting field-apparent nitrogen mineralization from anaerobically incubated nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 82, 502-508. https://doi.org/10.2136/sssaj2017.11.0395

Reussi Calvo, N. I., Cortez, D., Crespo, C., Wyngaard, N., Terrazas, J., Paz, C., Trujillo, R., Correndo, A., Garcia, F. O. (2025). Soil test correlation of Olsen-P for corn and soybean in a subtropical humid region. *Agronomy Journal*, 117, e70009.

Salvagiotti, F. (2004). Estrategias en el manejo de nutrientes en el sur de Santa Fe. p. 13 – 18. En: Simposio: Fertilidad de suelos para una agricultura sustentable. Abril 2004. Rosario, Argentina.

Tremblay, N., Bouroubi, Y. M., Bélec, C., Mullen, W. R., Kitchen, N. R., Thomason, W. E., Ebelhar, S., Mengel, D. B., Raun, W. R., Francis, D. D., Vories, E. D., Ortiz-Monasterio, I. (2012). Corn Response to Nitrogen is influenced by Soil Texture and Weather. *Agronomy Journal*, 104, 1658–1671. DOI: 10.2134/agronj2012.0184.

EFECTO DE LA INTERACCIÓN MAGNESIO-POTASIO EN VARIEDADES DE PAPA EN EL SUDESTE BONAERENSE

Rodriguez, S.[1*], Laborde Amador, J. C.[1], Silva, S. E.[1], Cassino, M. N.[1], Bocanera, E.[1], Giletto, C. M.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias-UNMdP; Ruta Nac. 226, km 73,5 (7620), Balcarce, Buenos Aires.
* srodriguez@mdp.edu.ar

RESUMEN: La intensificación agrícola y la exportación sostenida de nutrientes han favorecido la disminución del magnesio (Mg) en los suelos de la Región Pampeana. Asimismo, se ha documentado que la disponibilidad de potasio (K) puede afectar la absorción de Mg debido a la interacción antagónica existente entre ambos nutrientes. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización con Mg y su interacción con K sobre el rendimiento, la concentración de Mg en hojas a los 70 días después de la plantación (Mg-hj) y en tubérculos a cosecha (Mg-tub), el contenido de materia seca (MS) y la acumulación de Mg en tubérculos (Mg-acum) en las variedades Spunta (Balcarce) e Innovator (Lobería) durante la campaña 2023/24, utilizando un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en: testigo, 40 kg Mg ha^{-1} (Mg-K0), 40 kg Mg ha^{-1} + 75 kg K ha^{-1} (Mg-K1) y 40 kg Mg ha^{-1} + 150 kg K ha^{-1} (Mg-K2). En Spunta no se observaron diferencias significativas en rendimiento ni en MS (promedio 50,2 t ha^{-1} y 15,2 g 100 g^{-1}, respectivamente), aunque la aplicación combinada Mg-K2 presentó menor concentración de Mg-tub (-18%) y Mg-acum (-13%) respecto del tratamiento Mg-K1. En Innovator, la fertilización con Mg aumentó significativamente el rendimiento (28,3%), la concentración de Mg-hj y la cantidad de Mg-acum, sin evidenciar diferencias entre las dosis de K, aunque existe una leve tendencia a menor acumulación del nutriente con la mayor dosis de K. Los resultados indican que, en estas condiciones, la fertilización potásica no limitó la respuesta del cultivo a Mg, aunque se observaron diferencias en el comportamiento de la interacción Mg-K que pueden deberse a las diferencias en las concentraciones de ambos cationes en el suelo y a las variedades.

PALABRAS CLAVE: Interacción catiónica, Innovator, Spunta.

INTRODUCCIÓN

La papa (*Solanum tuberosum* spp. *tuberosum*) constituye el principal cultivo hortícola a escala mundial y nacional. En Argentina se implantan anualmente cerca de 75.000 ha (FAOSTAT, 2022), concentrándose los mayores niveles productivos en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (SEB), región que reúne la mayor superficie destinada al cultivo y donde se alcanzan rendimientos promedio cercanos a 45 t ha^{-1} (Caldiz et al., 2018; Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca [MAGyP], 2023). En el SEB se produce papa para consumo fresco, principalmente de la variedad Spunta, y para procesamiento industrial, destacándose Innovator (Huarte y Capezio, 2013; Bergonzi y Costantino, 2021).

El adecuado manejo nutricional resulta determinante para reducir la brecha entre el rendimiento potencial y el efectivamente alcanzado en el cultivo de papa (Caldiz, 2007). Si bien el nitrógeno y el fósforo son los elementos que con mayor frecuencia condicionan el rendimiento, la intensificación productiva y la continua exportación de nutrientes sin una reposición equilibrada han favorecido la disminución de otros elementos esenciales, entre ellos el magnesio (Mg) (Sainz Rozas et al., 2025). En los suelos agrícolas de la Región Pampeana, se ha registrado una reducción significativa de los niveles de Mg intercambiable (Mg_i) durante la última década, lo que sugiere un escenario de potencial deficiencia (Sainz Rozas et al., 2025). A su vez, la absorción de Mg puede verse afectada por la competencia con otros cationes. En el cultivo de papa, la deficiencia inducida de Mg asociada a elevados

aportes de potasio (K) constituye uno de los casos más documentados, dado que el incremento en la disponibilidad de K reduce la concentración foliar de Mg como consecuencia de la mayor afinidad de los sistemas de transporte radicular por el K en detrimento del Mg (Koch et al., 2019; Soares et al., 2020; Naumann & Pawelzik, 2023). Frente a este contexto, el presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de la fertilización con Mg y de la interacción Mg-K sobre el rendimiento, la concentración de Mg en hojas a los 70 días después de la plantación (ddp) (Mg-hj) y en tubérculos a cosecha (Mg-tub), así como sobre el contenido de materia seca (MS) de los tubérculos de papa para las condiciones productivas del SEB.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos ensayos en lotes de producción de papa variedad Spunta (Balcarce) e Innovator (Lobería) durante la campaña 2023/24, en suelos Argiudol Típico (Soil Survey Staff, 1999). Se evaluaron cuatro tratamientos: testigo (sin aplicación de Mg y K); 40 kg Mg ha^{-1} (Mg-K0); 40 kg Mg ha^{-1} + 75 kg K ha^{-1} (Mg-K1); y 40 kg Mg ha^{-1} + 150 kg K ha^{-1} (Mg-K2). Los fertilizantes se aplicaron a la plantación (sobre el camellón e incorporados), garantizando el suministro adecuado del resto de los nutrientes. El diseño fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones (cada unidad experimental tuvo una superficie de 34 m^2). La plantación se realizó con una sembradora de dos filas con una densidad promedio de 5 cortes por metro. Antes del cierre del surco, se realizó el aporque. El control de enfermedades e insectos se llevó a cabo mediante la aplicación de productos específicos y para el control de malezas se utilizaron métodos químicos y mecánicos (Caldiz, 2007). El riego se aplicó desde los 50 ddp y hasta la madurez del cultivo. Previo a la plantación se extrajeron muestras de suelo (compuestas por 20 submuestras) de 0-20 cm de profundidad, con un muestreador tubular. Las muestras se secaron en estufa (30°C), se molieron hasta pasar por un tamiz de 2 mm y en ellas se determinó: materia orgánica (MO) (Walkley & Black, 1934), pH (relación suelo/agua 1:2,5) (Dewis y Freitas, 1970) y concentración de Mg_i y K intercambiable (K_i). Ambos cationes se determinaron mediante extracción con acetato de amonio (solución 1 N, pH=7) (Schollenberger & Simon, 1945). La cuantificación de Mg_i se realizó con espectrofotometría de absorción atómica (Shimadzu AA-6200, Japón), y la de K_i con fotómetro de llama (Sherwood model 360, Inglaterra). A los 70 ddp se cosecharon muestras de la primera hoja completamente expandida del tallo principal (Westermann, 1993) en 40 plantas elegidas al azar de cada unidad experimental del ensayo ubicado en Lobería; sin embargo, en Balcarce se registró un evento de granizo que imposibilitó el muestreo de hoja. Las muestras de hojas fueron secadas en estufa con circulación forzada de aire (a 60 °C) hasta peso constante, molidas y conservadas hasta el momento de realizar las determinaciones analíticas. A la madurez del cultivo se cosecharon manualmente 2 m de los dos surcos centrales de cada unidad experimental y se estimó el rendimiento total. En una submuestra de tubérculos se determinó la concentración de materia seca (MS) (g 100 g^{-1}) por el método gravimétrico. En hojas y tubérculos se determinó la Mg-hj y Mg-tub, respectivamente por digestión ácida (Shaw, 1959) y posterior lectura con espectrofotometría de absorción atómica (Shimadzu AA-6200, Japón). Ambas concentraciones se expresaron como porcentaje (g 100 g^{-1}). El Mg acumulado por los tubérculos (Mg-acum) se estimó a partir de la concentración de Mg-tub y del rendimiento en peso seco. Para evaluar el efecto de los tratamientos sobre las variables estudiadas, se realizó un análisis de varianza utilizando el programa R (R Core Team, 2020), para cada sitio experimental. Cuando el ANOVA fue significativo, las medias de los tratamientos fueron comparadas mediante el test de diferencia mínima significativa (DMS). Se ajustó un modelo de regresión entre el Mg-acum y el rendimiento. El nivel de significación utilizado fue de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 detalla la caracterización edáfica de ambos sitios experimentales. El pH, el contenido de MO y las concentraciones de Mg_i y K_i presentaron valores que concuerdan con los informados para la Región Pampeana (Sainz Rozas et al., 2025).

Tabla 1. Características edáficas previas a la plantación a 0-20 cm de profundidad (pH, materia orgánica: MO, concentración de magnesio intercambiable: Mg_i, concentración de potasio intercambiable: K_i) y manejo del cultivo (variedad, fecha de plantación y fecha de cosecha) de cada sitio experimental.

Sitio	Variedad	pH	MO	Mg_i	K_i	Fecha de plantación	Fecha de cosecha
			(g 100 g^{-1})	(cmolc kg^{-1})			
Balcarce	Spunta	5,9	5,5	2,80	3,10	30/10/2023	29/02/2024
Lobería	Innovator	7,0	4,8	1,44	1,31	10/11/2023	10/03/2024

En la variedad Spunta, el rendimiento de tubérculos varió entre 45,7 y 52,4 t ha^{-1} (Tabla 2) con un valor promedio de 50,2 t ha^{-1}. Si bien no se registraron diferencias significativas por efecto del tratamiento, el testigo tendió a presentar menor rendimiento que los fertilizados. La falta de respuesta a la fertilización posiblemente se debió a la elevada concentración de Mg_i y K_i en el suelo (Tabla 1). El rango de rendimiento obtenido para esta variedad de consumo fresco resultó ligeramente superior a los valores reportados para la región (Costantino y Bergonzi, 2020). La cantidad de MS no varió por efecto de la fertilización y el valor promedio fue de 15,2 g 100 g^{-1}, coincidiendo con lo determinado por Koch et al. (2020). La concentración de Mg-tub varió entre 0,08 y 0,11 g 100 g^{-1}, valores similares a los reportados por Laborde et al. (2025) para la misma variedad e inferiores a los publicados por Fernandes et al. (2011) para diferentes variedades de papa. En el tratamiento Mg-K1, la concentración de Mg-tub fue significativamente superior al resto. La cantidad de Mg-acum varió entre 5,31 y 8,22 kg ha^{-1} y aumentó significativamente por efecto de la fertilización (Tabla 2). El tratamiento Mg-K2 presentó menor Mg-tub (-18%) y menor Mg-acum (-13%) que el tratamiento Mg-K1, lo que podría ser una evidencia del efecto antagónico del K sobre la acumulación de Mg en los tubérculos (Koch et al., 2019; Soares et al., 2020).

En la variedad Innovator, el rendimiento de tubérculos osciló entre 45,1 y 55,8 t ha^{-1} (Tabla 2). El testigo presentó el menor rendimiento y difirió significativamente del resto de los tratamientos, probablemente debido a las bajas concentraciones de Mg_i y K_i en este sitio experimental (Tabla 1). La respuesta a la fertilización fue de 10,5 t ha^{-1} (+28,3%). Estos resultados indican que la fertilización con K no modificó la respuesta al Mg. Los rendimientos determinados en esta variedad destinada a la industria fueron similares a los reportados para el SEB (Viani y Caldiz, 2021; Laborde et al., 2025). La concentración de MS en los tubérculos no varió por efecto del tratamiento y el valor promedio fue de 19,3 g 100 g^{-1}. Estos valores coinciden con los informados para la zona (Viani & Caldiz, 2021) y superan el umbral de 18% utilizado como referencia por la industria (Caldiz, 2007). La concentración de Mg-hj varió entre 0,33 y 0,38 g 100 g^{-1} (Tabla 2) y coincide con los valores reportados en la bibliografía (Fernandes et al., 2011; Laborde et al., 2025). El testigo presentó la menor concentración de Mg-hj y difirió significativamente del resto de los tratamientos. La fertilización incrementó la concentración de Mg-hj en 0,05 g 100 g^{-1} (+15%) respecto al testigo. La concentración de Mg-tub no varió por efecto del tratamiento y el promedio fue de 0,075 g 100 g^{-1}. La cantidad de Mg-acum varió entre 5,31 y 8,96 kg ha^{-1} y aumentó por efecto de la fertilización, siendo el testigo el tratamiento que presentó el menor valor ($p < 0,05$). Además, los tratamientos fertilizados con K (Mg-K1 y Mg-K2) tendieron a presentar menor Mg-acum que el Mg-K0. Los resultados obtenidos con esta variedad no constituyen evidencia suficiente para indicar la existencia del efecto antagónico del K sobre el Mg, tal como lo reportaron Koch et al. (2019), Soares et al. (2020) y Naumann y & Pawelzik (2023). Para ambas variedades, el Mg-acum aumentó linealmente ($p < 0,05$) a medida que aumentó el rendimiento (Figura 1); y la extracción fue de 0,30 kg Mg t^{-1} y 0,22 kg Mg t^{-1} para Innovator y Spunta respectivamente.

Tabla 2. Rendimiento (Rto), cantidad de materia seca de los tubérculos (MS), concentración de magnesio en hoja (Mg-hj), concentración de magnesio en los tubérculos (Mg-tub) y magnesio acumulado en los tubérculos a cosecha (Mg-acum) para las variedades Spunta e Innovator, en función del tratamiento de fertilización: testigo, 40 kg Mg ha^{-1} (Mg) y la combinación de magnesio con dos dosis de potasio (40 kg Mg ha^{-1} + 75 kg K ha^{-1} (Mg-K1) y 40 kg Mg ha^{-1} + 150 kg K ha^{-1} (Mg-K2)).

Variedad	Tratamiento	Rto	MS	Mg-hj	Mg-tub	Mg-acum
		(t ha^{-1})	----------	(g 100 g^{-1})	----------	(kg ha^{-1})
Spunta	**testigo**	45,7	14,9	sd	0,08 b	5,31 c
	Mg-K0	51,9	15,2	sd	0,09 b	6,74 b
	Mg-K1	50,6	15,4	sd	0,11 a	8,22 a
	Mg-K2	52,4	15,2	sd	0,09 b	7,16 bc
ANOVA						
Tratamiento		ns	ns		**	**
Innovator	**testigo**	45,1 b	18,7	0,33 b	0,06	5,31 b
	Mg-K0	55,8 a	19,5	0,38 a	0,08	8,40 a
	Mg-K1	55,5 a	19,5	0,38 a	0,08	8,96 a
	Mg-K2	55,5 a	19,5	0,38 a	0,08	8,31 a
ANOVA						
Tratamiento		**	ns	*	ns	*

Letras diferentes dentro de cada columna indican diferencias significativas según el test de diferencias mínimas significativas ($p<0,05$). sd: sin dato. ** Significativo a $p<0,01$; * significativo a $p<0,05$; ns = no significativo.

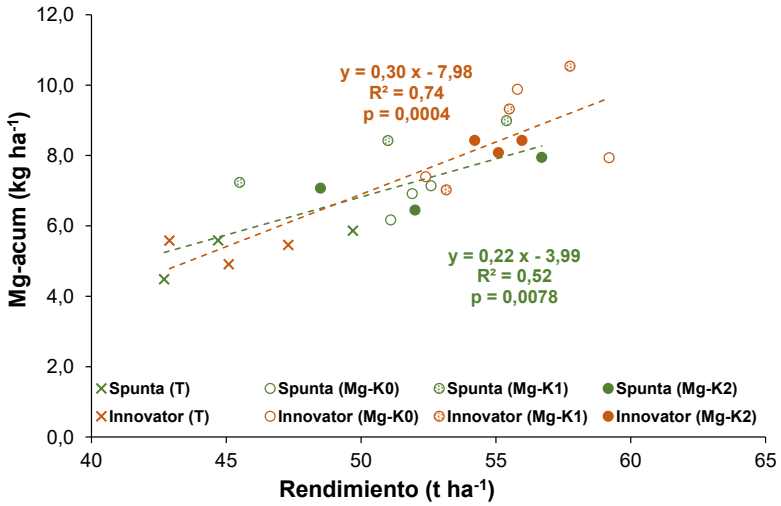


Figura 1. Magnesio acumulado en los tubérculos a cosecha (Mg-acum) en función del rendimiento para las variedades Spunta (verde) e Innovator (naranja) en los tratamientos de fertilización: T (testigo), Mg-K0 (40 kg Mg ha^{-1}), Mg-K1 (40 kg Mg ha^{-1} + 75 kg K ha^{-1}) y Mg-K2 (40 kg Mg ha^{-1} + 150 kg K ha^{-1}). Las líneas discontinuas corresponden a las variedades Spunta (verde) e Innovator (naranja).

CONCLUSIONES

Para las condiciones del SEB, la fertilización con Mg incrementó la cantidad de Mg-acum y, en la variedad Innovator, promovió un aumento significativo del rendimiento respecto del testigo debido a la menor concentración de Mg_i y K_i en el sitio experimental. La aplicación conjunta de Mg y K no evidenció un efecto antagónico marcado sobre la absorción de Mg, especialmente en Innovator, donde la concentración foliar y en tubérculos no se vio afectada

por el incremento de las dosis de K. En la variedad Spunta, si bien se observó una tendencia a menor cantidad de Mg-acum en los tratamientos con mayor dosis de K, esta variación no se tradujo en cambios significativos en el rendimiento debido a la elevada concentración de Mg_i y K_i en el sitio experimental. Estos resultados sugieren la necesidad de profundizar estudios que permitan ajustar recomendaciones nutricionales específicas según la concentración de ambos cationes en el suelo y el destino productivo del cultivo de papa.

BIBLIOGRAFÍA

Bergonzi, R. y Costantino, S. (2021). Argentina: El consumo de papa en el país aumentó a 52 kg/hab/año. https://www.argenpapa.com.ar/noticia/10486-argentina-aumenta-el-consumo-de-papa-y-llego-el-dia-en-que-las-fritas-ocupan-mas-espacio-que-los-bifes-en-el-plato (Acceso: 08/04/2021).

Caldiz, D. O. (2007). Producción, cosecha y almacenamiento de papa en la Argentina. McCain Argentina S.A., Balcarce-Basf Argentina SA. Capital Federal. Argentina. 226 p.

Caldiz, D. O., Viani, P. G., Giletto, C. M., Zamuner, E. C., Echeverría, H. E. (2018). Improving yield and quality of processing potato crops grown in the Argentinian pampas: the role of N, P and S and their impact on CO_2 emissions. *Potato Res.* 61:147-168. https://doi.org/10.1007/s11540-018-9364-5.

Costantino, S. y Bergonzi, R. (2020). Argentina: La cosecha de papa llega entre buenos rindes y altos costos de producción en el sudeste bonaerense. https://www.argenpapa.com.ar/noticia/8369-argentina-la-cosecha-de-papa-llega-entre-buenos-rindes-y-altos-costos-de-produccion-en-el-sudeste-bonaerense (Acceso: 23/01/2020).

Dewis, J. y Freitas, F. (1970). Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. *FAO soils Bulletin* 10:36-57.

FAOSTAT. 2022. https://www.fao.org/faostat/es/#data/QV (Acceso: 02/08/2022).

Fernandes, A., Soratto, R. y Silva, B. L. (2011). Extração e exportação de nutrientes em cultivares de batata: i – macronutrientes. *Revista Brasileira de Ciencia do solo* 35(6):2039-2056. https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000600020

Huarte, M. A. y Capezio, S. (2013). Cultivo de papa. En: Cahuepe, M.; Gutheim, F. (Eds.). Agricultura y ganadería pampeanas. (pp. 172-202). EUDEM.

Koch, M., Busse, M., Naumann, M., Jákli, B., Smit, I., Cakmak, I., Hermans, C. and Pawelzik, E. (2019). Differential effects of varied potassium and magnesium nutrition on production and partitioning of photoassimilates in potato plants. *Physiologia plantarum* 166(4):921-935. https://doi.org/10.1111/ppl.12846

Koch, M., Naumann, M., Pawelzik, E., Gransee, A. and Thiel, H. (2020). The Importance of Nutrient Management for Potato Production Part I: Plant Nutrition and Yield. *Potato Research* 63:97-119. https://doi.org/10.1007/s11540-019-09431-2

Laborde, A. J. C., Giletto, C. M., Rodriguez, S., Silva, S. E., Cassino, M. N., Esperon, L., Sainz, R. H., Reussi, C. N. (2025). Efecto de la fertilización con magnesio en variedades de papa. *Horticultura Argentina* 44(115):21-31. https://id.caicyt.gov.ar/ark:/s18519342/1aruulkr3

MAGyP (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca). (2023). Producción de papa en Argentina. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/informe_papa_2023-_final_enviado.pdf

Naumann, M. and Pawelzik, E. (2023). Chapter 6. Nutrient management in potato. In Çalişkan, M.E.; Bakhsh, A.; Jabran, K. (Eds.) Potato Production Worldwide. Academic Press. pp. 101-120. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822925-5.00018-9

R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/.

Sainz Rozas, H., Reussi Calvo, N., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Angelini, H., Larrea, G., Martínez Cuesta, G., Garello, F., Avila Manotoba, O., Orcellet, J. M., González San Juan, F. y Ciarlo, E. (2025). Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina. Actas del Simposio Fertilidad. Rosario. pp. 3.

Schollenberger, C. J. and Simon, R. H. (1945). Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soils-ammonium acetate method. *Soil Sci.* 59(1):13-24.

Shaw, W. M. (1959). Sulfur Determination, Nitric-Perchloric Acid Oxidation for Sulfur in Plant and Animal Tissues. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 7(12):843-847.

Soares, M. E. P., Cavalcante, A. C. P., Andrade, G. A. V. de, Barbosa, I. R., Lima, N. J. C., Aquino, L. A. (2020). Productivity, cation absorption and severity of alternaria potato influenced by potassium fertilization. *Scientia Plena* 16(7):1-8. https://doi.org/10.14808/sci.plena.2020.070203

Soil Survey Staff. (1999). Mollisols In: Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd. ed. USDA, Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. Agriculture Handbook N°436. pp.555-654.

Viani, G. and Caldiz, D. O. (2021). Phosphurus use efficiency, tuber yield and quiality of potato processing varieties grown under different P levels in the Argentinian pampas. *Revista Latinoamericana de la Papa* 25(2):39-54. https://doi.org/10.37066/ralap.v25i2.424

Walkley, A. and Black, Y. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-37.

Westermann, D. T. (1993). Fertility Management. In: Rowe, R. C. (Ed.). Potato Health Management. APS Press Minnesota, USA. pp.77-86.

APORTE AÉREO Y RADICAL DE VICIA: DINÁMICA DE N Y S EN EL CULTIVO SUCESOR

Rodríguez, M. P.[1*], Crespo, C.[1], Carciochi, W. D.[1], Sainz Rozas, H. R.[1, 2], Barbieri, P. A.[2]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP; [2]EEA INTA Balcarce; [*]Ruta Nacional 226, km 73.5, (7620) Balcarce, Buenos Aires; [*] rodr.mariapia@gmail.com

RESUMEN: Los cultivos de servicio como vicia (*Vicia villosa* Roth.) pueden mejorar la disponibilidad de nutrientes en las rotaciones. Aunque la mayor atención se ha centrado en la biomasa aérea, las raíces aportan cantidades relevantes de nitrógeno (N) y ciclan azufre (S), nutriente cuya deficiencia se ha vuelto frecuente en la Región Pampeana. Los objetivos planteados fueron: (1) analizar la acumulación de N, S en biomasa aérea y radical en vicia de distinto ciclo; (2) relacionar la liberación de ambos nutrientes con la disponibilidad en el suelo y la absorción en soja (*Glycine max* L.), en una rotación de vicia-soja. Se evaluaron siete tratamientos que combinaron dos siembras de vicia: temprana (S1) y tardía (S2), con tres terminaciones: temprana (TE), intermedia (TI), tardía (TT) y un testigo (T) sin vicia. En vicia se cuantificó la acumulación de N y S; en soja, el N-NO_3^- y S-SO_4^{-2} en V6, el N y S acumulados en V6 y R2, y la fijación biológica de N (FBN). Las raíces en S1-TT produjeron 2100 kg MS ha^{-1}, 40 kg N ha^{-1}, 5 kg S ha^{-1} y duplicó los valores de S2-TI. El N-NO_3^- fue mayor en siembras tempranas (114-120 kg ha^{-1}) con relación a tardías o T (73-89 kg ha^{-1}); mientras que el S-SO_4^{-2} no difirió significativamente (29-36 kg ha^{-1}). El modelo estructural indicó que la mayor acumulación de N (aérea+radical) de vicia, incrementó el N-NO_3^-, redujo la FBN (R^2=0,57) e incrementó levemente el N absorbido en soja (R^2=0,27), mientras que la acumulación de S en vicia aumentó el S-SO_4^{-2}, sin modificar la absorción de S por soja (p=0,64). El presente análisis integrado, destaca la necesidad de considerar el efecto antecesor (aporte aéreo+radical) para ajustar estrategias de fertilización en la rotación, dada su incidencia en la disponibilidad de nutrientes y absorción por el cultivo siguiente.

PALABRAS CLAVE: ciclado de nutrientes, raíces, soja.

INTRODUCCIÓN

El uso de cultivos de servicio, como la vicia (*Vicia villosa* Roth.), se ha expandido en la Región Pampeana Argentina por sus múltiples beneficios, entre ellos, el control de malezas, el ciclado de nutrientes o el control de la erosión (Restovich *et al.*, 2012). La vicia constituye una fuente relevante de N para los cultivos siguientes en la rotación debido a su capacidad de fijar N atmosférico (FBN). Además, en su biomasa acumula otros nutrientes esenciales, como el azufre (S), lo que contribuye a reducir pérdidas por lavado de S en el suelo y a disminuir la probabilidad de respuesta de los cultivos a la fertilización con S (Divito et al., 2015). Si bien la mayor atención se ha centrado en la biomasa aérea de los cultivos de servicio, las raíces representan una fracción significativa de N y S acumulados (e.g. 30-40% para el N total, Oderiz et al., 2017), y su cuantificación permitiría estimar con mayor precisión la provisión de nutrientes al cultivo siguiente. Además, las raíces contribuyen a mejorar la formación de agregados en el suelo, la porosidad y la disminución del lavado de NO_3^- y SO_4^-, propiedades que inciden sobre la eficiencia con que pueden ser absorbidos por los cultivos siguientes (Eriksen and Thorup-Kristensen, 2000). A pesar de su importancia, la información disponible sobre las raíces es menor que la existente para la biomasa aérea. El aporte de N desde vicia ha sido mayormente estudiado como antecesor a maíz (*Zea mays*), girasol (*Helianthus annuus*) o soja (*Glycine max* L.) (Tordó et al., 2024). Sin embargo, el ciclado del S (i.e. su liberación, mineralización y sincronización con la demanda del cultivo) ha recibido menor atención. La adecuada disponibilidad de S durante los primeros estadios de la soja favorece el establecimiento del

cultivo y la nodulación (Divito et al., 2014). Analizar simultáneamente la dinámica de N y S permite identificar la disponibilidad de ambos nutrientes en momentos de mayor demanda de la soja, mejorando la sincronía entre oferta y demanda. En este marco, los objetivos de este estudio fueron: **1)** analizar la acumulación de S, N en la biomasa aérea y radical en vicia de distinto ciclo; y **2)** relacionar la liberación de S y N desde la vicia con la disponibilidad de estos nutrientes en el suelo en el ciclo de soja, la FBN y la absorción en la soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo durante la campaña 2020-2021 en Balcarce, Argentina (37,8° S, 58,2° O, 130 m s. n. m.), en secano y bajo siembra directa. El suelo corresponde a un Argiudol típico; a 0-20 cm el contenido inicial de materia orgánica fue de 48,6 g kg^{-1}, el pH 5,6 y la densidad aparente (DAP) 1,26 Mg m^{-3}; a 0-60 cm el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ fue de 56,2 kg ha^{-1} y el $S\text{-}SO_4^{-2}$ de 30,2 kg ha^{-1}. La rotación de cultivos estudiada fue vicia-soja. El cultivo precedente a vicia fue trigo (*Triticum aestivum* L.).

El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Cada parcela midió 10 x 5 m. Los tratamientos se definieron mediante la **combinación** de **dos** momentos de **siembra**: temprana (S1) realizada el 16 de marzo y tardía (S2) el 13 de mayo, con **tres** fechas de **terminación**: temprana (TE) realizada el 13 de octubre, intermedia (TI) el 2 de noviembre, tardía (TT) el 9 de noviembre y un testigo sin vicia (T), dando un total de siete tratamientos (**S1-TE, S1-TI, S1-TT, S2-TE, S2-TI, S2-TT, T**). Se sembró vicia var. Ascasubi INTA (35 kg ha^{-1}) previamente inoculada con *Rhizobium leguminosarum* bv. Viciae. La terminación se realizó con glifosato a razón de 2,40 kg i.a. ha^{-1}. Posteriormente, se sembró la soja DM3810 (30 plantas m^{-2} espaciadas a 0,35 m) previamente inoculada con *Bradyrhizobium japonicum* (cepa E109 INTA) el 26 de noviembre. La precipitación total durante el ciclo de cultivo fue de 397 mm. Se aplicó fósforo (25 kg P ha^{-1}) a la soja en forma de SPT (0-46-0). Malezas, insectos y enfermedades se controlaron manual o químicamente cuando fue necesario.

838

Determinaciones

En vicia se cuantificó la materia seca (MS), N y S en biomasa aérea y radical (0-20 cm) (Frasier et al., 2016) previo al momento de terminación. La concentración de N se obtuvo mediante Kjeldahl y la de S por digestión nítrico-perclórica y posterior turbidimetría. En V6 en soja se determinó el N y S en residuos superficiales de vicia (kg ha^{-1}) y se calculó el N y S liberados como la diferencia entre el N y S al momento de terminación menos el obtenido en V6. Se cuantificó la concentración de $N\text{-}NO_3^-$ por colorimetría y $S\text{-}SO_4^{-2}$ por turbidimetría a 0-60 cm en V6 y luego el contenido (kg ha^{-1}) de ambos nutrientes considerando la DAP. En soja se calculó el Δ Nac y Δ Sac (kg ha^{-1}) como la diferencia de N y S acumulados entre R2 y V6. En R5 se midió la concentración de ureidos en tallo (Hungria y Araujo, 1994), variable estrechamente relacionada con la FBN, es por ello que en este trabajo se expresa como % FBN, aclarando que deriva de la concentración de ureidos. A madurez fisiológica se determinó el rendimiento en grano (13,5 g $100g^{-1}$) de la soja.

Análisis estadístico

Las variables MS, acumulación de N y S en biomasa aérea y radical en vicia, N y S liberados desde vicia, contenido de $N\text{-}NO_3^-$ y $S\text{-}SO_4^{-2}$, Δ Nac y Δ Sac en soja, se analizaron mediante ANOVA en función de los tratamientos de vicia. Las medias se compararon mediante Tukey ($\alpha = 0,05$). Se implementaron modelos de ecuaciones estructurales (SEM, *path analysis*), que permiten analizar el sistema de manera integrada bajo el supuesto de relaciones lineales entre variables. Para N se modelaron rutas que vincularon la acumulación de N (Nt) en la biomasa total de vicia (BT Nt = biomasa aérea Nt + raíces Nt) con el $N\text{-}NO_3^-$ en V6, la FBN en R5 y el Δ Nac en soja; y para S, las rutas vincularon la acumulación de S (St) en biomasa aérea (BA St) y raíces St, el $S\text{-}SO_4^{-2}$ y el Δ Sac en soja. Se consideró un ajuste aceptable de los modelos cuando los índices CFI > 0,95 y RMSEA < 0,05.

Los efectos *directos* entre variables se interpretaron mediante coeficientes estandarizados (β_{est}). Un β_{est} es la pendiente del modelo, expresada en desvío estándar (DE). A diferencia del coeficiente no estandarizado (β), que está en unidades reales de las variables, el β_{est} permite evaluar la magnitud de los efectos en una escala común que va -1 a 1. Por ejemplo, un β_{est} =

0,46 entre BA St y S-SO_4^{-2} indica que un aumento de 1 DE en BA St se asocia a un incremento de 0,46 DE en S-SO_4^{-2}.
Una ventaja del SEM es que cuantifica efectos *indirectos*. Por ejemplo, para N se evaluó la secuencia: N en Vicia → N-NO_3^- en suelo → FBN en soja → Δ Nac en soja, que se obtuvo multiplicando los β_{est} de cada paso (β_{est1}xβ_{est2}xβ_{est3}).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los incrementos en la acumulación de MS aérea se asociaron a ciclos de crecimiento más prolongados de la vicia (Figura 1a). La MS de raíces mostró una tendencia similar, aunque con contrastes menos pronunciados. En particular, S1-TT alcanzó la mayor acumulación de MS aérea, seguido por S1-TE y S1-TI, mientras que S2-TE y S2-TI presentaron valores significativamente más bajos. Este mismo patrón se observó en la acumulación de N y S para la biomasa aérea y raíces, si bien la exploración y distribución de las raíces en el perfil puede generar cierta variabilidad (Figura 1b, 1c). La biomasa de raíces aquí observada particularmente en S1-TT (2100 kg MS ha^{-1} y 40 kg N ha^{-1}) coincide con lo informado por Oderiz et al. (2017) para los primeros 20 cm de profundidad, quienes observaron que dicha biomasa representó el 50-60% de la biomasa total de raíces medida a 1 m. La acumulación de S en las raíces fue de entre 2 a 5 kg ha^{-1} y la relación N/S se mantuvo en 12:1 (Figuras 1b, 1c).

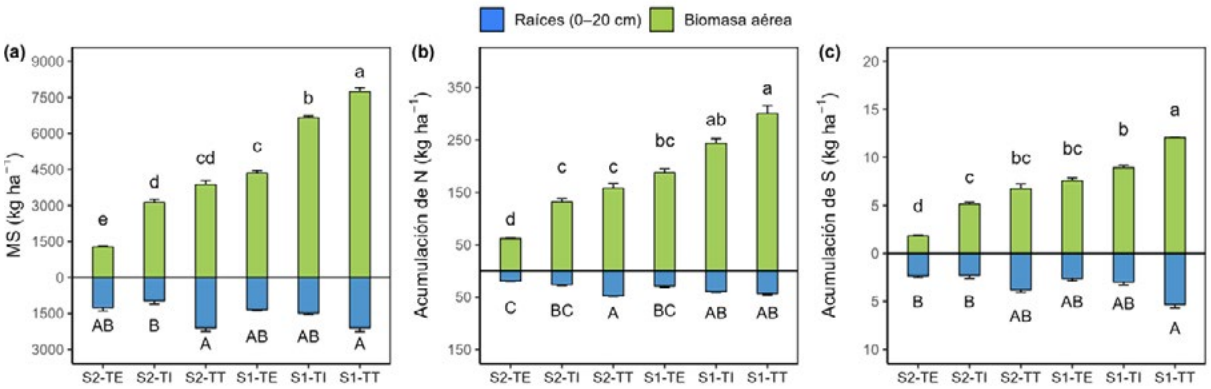


Figura 1. Acumulación de **(a)** materia seca (MS), **(b)** nitrógeno (N) y **(c)** azufre (S) en la biomasa aérea y raíces de vicia (0-20 cm). **S1** y **S2**, corresponden a la primera y segunda fecha de siembra, seguido por **TE**, **TI** y **TT**, que indican terminación temprana, intermedia o tardía, respectivamente. Las barras representan la media ± error estándar. Letras minúsculas (biomasa aérea) y mayúsculas (raíces) idénticas indican diferencias no significativas entre tratamientos (combinación siembra-terminación) según la prueba de Tukey (α = 0,05).

La diferencia observada entre tratamientos de vicia en el N y S liberado desde los residuos superficiales en V6 (Figura 2a, 2d), fue similar a la diferencia registrada en la acumulación de N y S previa a la terminación de vicia (Figura 1b, 1c). La máxima liberación se observó en S1-TT (239 kg N ha^{-1} y 9 kg S ha^{-1}), mientras que la menor liberación correspondió a S2-TE (51 kg N ha^{-1} y 1 kg S ha^{-1}). Esto indica que la tasa de descomposición (*k*) de los residuos superficiales fue similar entre tratamientos (combinación siembra-terminación) durante este periodo y que, bajo las condiciones de estudio, las diferencias observadas en V6 se explicaron principalmente por la cantidad de nutrientes acumulados al momento de la terminación (Rodríguez, 2025).
El contenido de N-NO_3^- en V6 fue significativamente mayor en S1-TT, S1-TI y S1-TE (114 a 120 kg N ha^{-1}) (Figura 2b). En cambio, S2-TT, S2-TI y S2-TE junto con T, presentaron valores menores (73 a 89 kg N ha^{-1}). Es decir, la siembra temprana favoreció una mayor disponibilidad de N-NO_3^- a 0-60 cm en dicho estadio fenológico. El aumento en la disponibilidad N-NO_3^- respalda lo observado por Crespo et al. (2022), quienes evidenciaron incrementos de 20 a 40

kg $N\text{-}NO_3^-$ ha^{-1} en el suelo en etapas tempranas de cultivos estivales precedidos por vicia, en comparación con barbechos sin vicia. En cuanto al $S\text{-}SO_4^{-2}$, siembras tempranas mostraron mayores contenidos en V6 que siembras tardías, si bien esta tendencia no fue significativa (36 kg S ha^{-1} en promedio para siembras tempranas y 29 kg S ha^{-1} en siembras tardías y T, p = 0,084) (Figura 2e), sugiriendo que, a diferencia del $N\text{-}NO_3^-$, la dinámica del $S\text{-}SO_4^{-2}$ a esa profundidad fue menos sensible a las combinaciones de siembra-terminación de vicia. En contraste con lo informado por Carciochi et al. (2019), quienes observaron una mayor disponibilidad de $S\text{-}SO_4^{-2}$ a la siembra de la soja, atribuida a la rápida mineralización del S acumulado en vicia. Respecto a Δ Nac y Δ Sac (Figuras 2c, 2f), no se evidenció un efecto atribuible al antecesor vicia. El valor de Δ Nac promedió los 73 kg N ha^{-1}, mientras que el Δ Sac promedió los 3 kg S ha^{-1}. Esto indica que, si bien la vicia modificó los niveles iniciales de $N\text{-}NO_3^-$ y, en menor medida, de $S\text{-}SO_4^{-2}$ en el suelo, dichas diferencias no se tradujeron en variaciones detectables en la absorción de nutrientes por la soja entre V6 y R2.

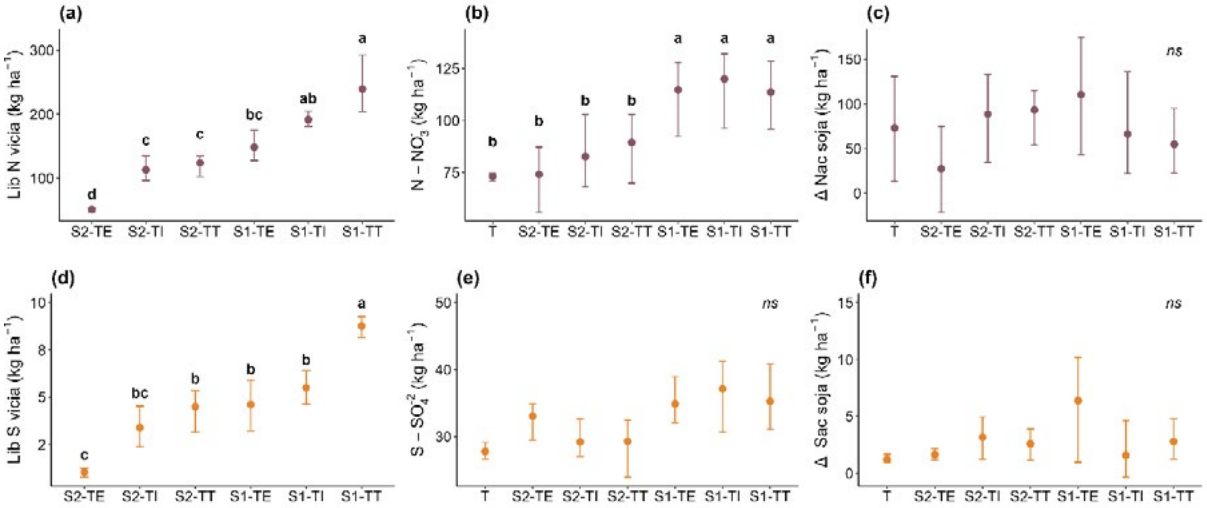


Figura 2. Efecto de distintas combinaciones de siembra-terminación de vicia sobre **(a, d)** liberación de N y S desde residuos superficiales de vicia hasta V6; **(b, e)** contenido de $N\text{-}NO_3^-$ y $S\text{-}SO_4^{-2}$ en V6 en soja a 0-60 cm; **(c, f)** diferencia de N (Δ Nac) y S (Δ Sac) acumulados en soja entre R2 y V6. **S1** y **S2** corresponden a la primera y segunda fecha de siembra de vicia, seguidos por **TE**, **TI** y **TT**, que indican terminación temprana, intermedia y tardía, respectivamente. Las barras corresponden a media ± desvío estándar. Letras idénticas indican diferencias no significativas entre tratamientos de vicia según Tukey (α = 0,05).

Como se observa en la Figura 3a, la acumulación de N en la biomasa aérea y raíces de vicia (i.e. BT = biomasa aérea + raíces) incrementó significativamente el $N\text{-}NO_3^-$ en V6 en soja (β_{est}= 0,78; R^2= 0,61); sin embargo, redujo marcadamente la FBN (β_{est}= -0,87; R^2= 0,57). Aun así, el efecto indirecto de la biomasa de vicia sobre el N absorbido por la soja (mediado por el incremento de $N\text{-}NO_3^-$) fue positivo (β_{est}= 0,45; dato no mostrado), aunque con un bajo poder predictivo (R^2= 0,27), es decir, la liberación gradual de N desde vicia pudo haber afectado la FBN pero en estadios previos a V6. A su vez el $N\text{-}NO_3^-$ en V6 se relacionó más estrecha y fuertemente con Δ Nac que la FBN.

La acumulación de S en la biomasa aérea de vicia aumentó moderadamente el $S\text{-}SO_4^{-2}$ en V6 (β_{est}= 0,46), pero este incremento no modificó la absorción de S en soja (p = 0,64, Figura 3b); en concordancia con lo observado en la Figura 2f. La acumulación de S en la biomasa radical y el $S\text{-}SO_4^{-2}$ en V6 tampoco mostraron efectos significativos sobre el Δ Sac en soja (el modelo solo explicó el 6% de la variación en el Δ Sac). Esto puede atribuirse a que el sitio experimental presentó una alta disponibilidad inicial de $S\text{-}SO_4^{-2}$ (30 kg S ha^{-1}). Si bien no superó el umbral de 45 kg S ha^{-1} informado para la región, por encima del cual no se encuentran respuestas al agregado de S (Echeverria et al., 2011), los resultados indican que la mineralización de los

residuos de vicia no constituyó una fuente diferencial de S para la soja bajo estas condiciones. Esto contrasta con la dinámica observada en N, donde la vicia tuvo una incidencia fuerte sobre la disponibilidad de N-NO_3^-, sobre la FBN y en menor medida sobre el N absorbido en soja. Lo cual se debe principalmente al aporte diferencial de N que realiza la vicia mediante la FBN (i.e. que corresponde al 60% del N total de vicia) y de la descomposición temprana de sus residuos (C/N < 20:1) (Enrico et al., 2020).

Si bien no se observaron incrementos en el rendimiento en grano en la soja, que promedió unos 3 Mg ha^{-1} (datos no mostrados), es importante destacar que en cultivos posteriores a la soja se han registrado efectos residuales de N cuando la vicia superó los 5 Mg ha^{-1} de biomasa aérea, reduciendo la respuesta a la fertilización nitrogenada en trigo (Rodríguez et al., 2024).

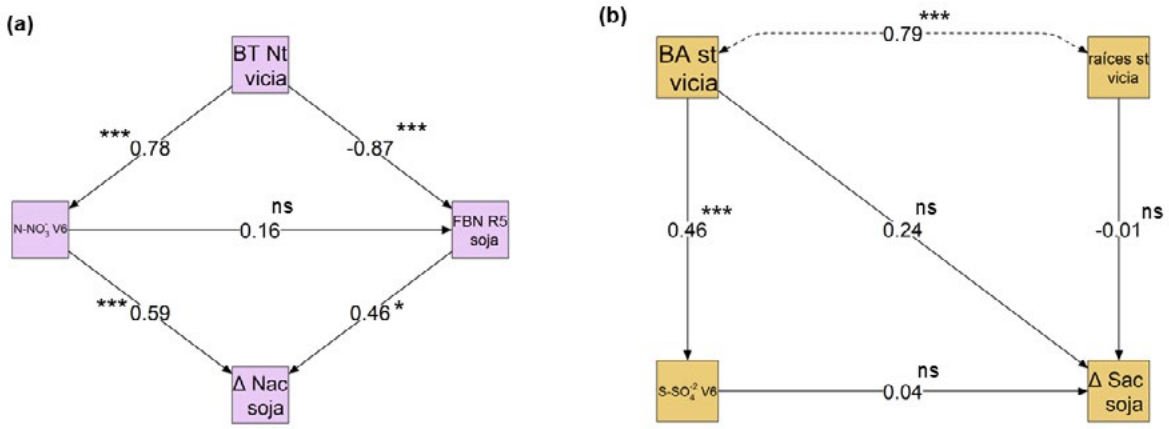


Figura 3. Diagramas de modelos estructurales para N **(a)** y S **(b)**. Flechas unidireccionales indican efectos directos (incidencia de una variable sobre otra sin intermediarias), flechas bidireccionales indican correlaciones entre variables. Los números indican coeficientes estandarizados (β_{est}), que expresan la magnitud y dirección del efecto (entre -1 y 1). Los asteriscos (*) indican relaciones significativas (* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001; ns: no significativo). Se presentan las variables: acumulación de N y S en biomasa aérea (BA Nt y St), raíces (0-20 cm), y en biomasa total de vicia (BT= BA+raíces), N-NO_3^- y S-SO_4^{-2} en V6 en soja (0-60 cm), y diferencia de N (Δ Nac) y S (Δ Sac) acumulados en soja entre R2 y V6.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en el presente trabajo aportan una visión integrada de la rotación vicia-soja, al considerar el efecto del cultivo antecesor sobre la oferta de nutrientes en el suelo y la capacidad del cultivo siguiente para utilizarlos, un enfoque de análisis que también puede extrapolarse a otros cultivos de grano. En este sentido, el manejo de la biomasa de vicia, tanto aérea como radical, puede incidir en la toma de decisiones de fertilización, dado su rol en el aporte y ciclado de nutrientes dentro de la secuencia.

BIBLIOGRAFÍA

Carciochi, W. D., Contreras, L. E., Crespo, C. y Barbieri, P. A. (2019). Cultivos de cobertura: Efecto sobre la disponibilidad de azufre en soja. Ciencia Del Suelo, 37(2), 269–280.

Crespo, C., Corral, R.A., Diez, S.N., Delgado, S.G., Domínguez, G.F., Agostini, M.A., Cendoya, M.G., Sainz-rozas, H.R., García, G.V. y Studdert, G.A. (2022). Green bridge crops to manage corn nitrogen nutrition in the Southeastern Argentinean Pampas. Soil and tillage research, 218, p.105311.

Divito, G.A. y Sadras, V.O. (2014). How do phosphorus, potassium and sulphur affect plant growth and biological nitrogen fixation in crop and pasture legumes? A meta-analysis. Field Crops Research, 156, 161-171.

Divito, G. A., Echeverría, H. E., Andrade, F. H. y Sadras, V. O. (2015). Diagnosis of S deficiency in soybean crops: Performance of S and N:S determinations in leaf, shoot and seed. Field Crops Research, 180, 167–175.

Echeverría, H., Reussi Calvo, N., Pagani, A. y Fernández, L. (2011). Métodos de diagnóstico de deficiencia de azufre en los cultivos de trigo, soja de segunda y maíz. Simposio Fertilidad 2011. pp. 98-107

Enrico, J. M., Piccinetti, C. F., Barraco, M. R., Agosti, M. B., Eclesia, R. P. y Salvagiotti, F. (2020). Biological nitrogen fixation in field pea and vetch: Response to inoculation and residual effect on maize in the Pampean region. European Journal of Agronomy, 115, 126016.

Eriksen, J. y Thorup-Kristensen, K. (2002). The effect of catch crops on sulphate leaching and availability of S in the succeeding crop on sandy loam soil in Denmark. Agriculture, Ecosystems & Environment, 90(3), 247–254.

Frasier, I., Noellemeyer, E., Fernández, R. y Quiroga, A. (2016). Direct field method for root biomass quantification in agroecosystems. MethodsX, 3, pp.513-519.

Hungria, M. y Araujo, R. S. (1994). Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola. Brasília, DF, Brasil: EMBRAPA-CNPAF. Documentos, 46.

Oderiz, J.A., Uhaldegaray, M.G., Frasier, I., Quiroga, A.R., Amiotti, N. y Zalba, P. (2017). Raíces de cultivos de cobertura: cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. Ciencia del suelo, 35(2), pp.249-258.

Restovich, S. B., Andriulo, A. E., y Portela, S. I. (2012). Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Research, 128, 62–70.

Rodriguez, P., Carcedo, A., Correndo, A., Crespo, C., Carciochi, W., Sainz Rozas, H., Ciampitti, I. y Barbieri, P. (2024). Assessing the nitrogen supply of hairy vetch in a soybean-wheat sequence. Field Crops Research, 316, 109496.

Rodríguez, M.P. (2025). Vicia como cultivo de servicio: efecto en la dinámica de nitrógeno y azufre en una rotación soja/trigo en el sudeste bonaerense. Tesis Doctorado Ciencias Agrarias. FCA UNMdP. 139 p.

Tordó, A., Crespo, C., Wyngaard, N., Sainz Rozas, H., Carciochi, W. y Barbieri, P. (2024). Manejo de vicia como cultivo de cobertura y su efecto sobre la disponibilidad de N y el rendimiento en girasol. Taller ASAGIR. Argentina.

ACTIVIDAD DE ENZIMAS B-GLUCOSIDASAS COMO INDICADORA DE CAMBIOS EN EL USO Y LA FERTILIDAD DE LOS SUELOS

Romero, J.[1], Dublan, F.[2], Crespo, C.[1], Reussi Calvo, N. I.[1, 3], Amenta, M.[1], Commatteo, J.[4], Eyherabide, M.[1, 5], Sainz Rozas, H. R.[1, 3, 5], Barbieri, P.[3, 5], García, G.[1, 6], Mateos Inchauspe, F.[4], Diovisalvi, N.[4], Wyngaard, N.[1, 3*]

[1] FCA-UNMdP; [2] Amauta; [3] CONICET; [4] Fertilab; [5] INTA Balcarce, [6] (CIC); * nwyngaard@mdp.edu.ar

RESUMEN: La actividad de enzimas relacionadas al ciclo biogeoquímico de algunos elementos ha sido propuesta como indicadora de salud edáfica. Dentro de ellas, las β-glucosidasas (BGLU) permiten estimar la actividad biológica y la capacidad de un suelo para estabilizar materia orgánica. A su vez, su actividad podría influir significativamente en la respuesta de los cultivos a la fertilización nitrogenada, debido a la estrecha relación que existe entre las tasas de mineralización de carbono y nitrógeno en el suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de la actividad enzimática BGLU para i) discriminar suelos con diferente grado de intensificación de secuencias de cultivo (SC) en el largo plazo y ii) predecir la respuesta en grano de maíz a la fertilización nitrogenada. La actividad enzimática mostro valores promedio de 185, 38 y 87 µg PNP g^{-1} h^{-1} en los estratos de 0 a 5, 5 a 20 y 0 a 20 cm, respectivamente. Además, su actividad, permitió discriminar entre SC con una tendencia general: soja/cultivo de cobertura > rotación > monocultivo de soja. Por otro lado, la respuesta en rendimiento de asoció de forma negativa con la actividad enzimática BGLU. El ajuste de un modelo entre el rendimiento relativo (RR) del cultivo de maíz y la actividad enzimática BGLU, permitió establecer un nivel crítico de 57 µg PNP g^{-1} h^{-1} para un 90% de RR. De esta manera, este estudio preliminar demuestra la potencialidad de la actividad de las BGLU como indicadora de la salud de suelos de la región pampeana.

PALABRAS CLAVE: actividad enzimática, secuencias de cultivos, rendimiento en grano.

INTRODUCCIÓN

Se define a la salud de un suelo (SE) como su capacidad para funcionar dentro de un ecosistema, sostener la producción vegetal y animal, mantener o aumentar la calidad del agua y del aire, y sostener la salud de los seres vivos (Doran y Parkin, 1997). Este concepto abarca a la fertilidad del suelo, componente crucial de la SE: un suelo saludable facilita la disponibilidad y el ciclado de nutrientes, lo que a su vez impacta en la productividad agrícola. El estado de SE depende de la interacción de propiedades físicas, químicas y biológicas (Doran et al., 1994), por lo que su determinación no es simple y directa. Por tal motivo, se recurre al uso variables edáficas que permiten estimar el estado de SE y, por ende, su fertilidad, comúnmente denominadas como indicadores de salud edáfica (ISE).

Entre los requisitos de un ISE se citan i) ser sensible a las prácticas de manejo (Doran y Parkin, 1997) y ii) ser evaluado y calibrado para las condiciones edafoclimáticas donde será utilizado (Büneman et al., 2018). Se ha propuesto como ISE a la actividad de enzimas involucradas en procesos edáficos clave (Sainju et al., 2022). Dentro de ellas, las β-glucosidasas (BGLU) permiten estimar la actividad biológica y la capacidad de un suelo para estabilizar materia orgánica (Ndiaye et al., 2000). Sin embargo, no han sido evaluadas en las condiciones edafoclimáticas y productivas de la Región Pampeana Argentina (RPA).

Los sistemas productivos en RPA se han caracterizado por una alta frecuencia de soja y rotaciones simplificadas (i.e. monocultivos), con barbechos largos y una baja cobertura vegetal (Wright y Hons, 2004). Esto ha afectado las propiedades fisicoquímicas y biológicas de los suelos (Wyngaard et al., 2022). En este contexto, la intensificación sustentable de las secuencias de cultivo (ISSC) es una alternativa para aumentar la eficiencia en el uso de

recursos y la SE (Crespo et al., 2023). Por ende, para funcionar como ISE a nivel regional, la actividad enzimática BGLU debería ser sensible a cambios edáficos en el mediano o largo plazo generados por la ISSC.
En general los ISE propuestos no consideran los aspectos relacionados a la productividad de los cultivos [e.g. maíz (*Zea mays* L.)], aspecto de principal interés agronómico. En este sentido, la actividad de BGLU en el suelo podría condicionar la respuesta de los cultivos a la fertilización nitrogenada (FN), debido a la estrecha relación que existe entre las tasas de mineralización de carbono y nitrógeno (N) en el suelo (Manzoni y Porporato, 2009). Sin embargo, no existen trabajos publicados que validen dicha hipótesis.
El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de la actividad de la enzima BGLU para i) discriminar suelos con diferente grado de ISSC en el largo plazo y ii) predecir la respuesta en grano de maíz a la FN.

MATERIALES Y MÉTODOS

i. Asociación entre actividad enzimática e intensificación de las secuencias de cultivo

Se utilizaron muestras superficiales (0 a 5 y 5 a 20 cm) de suelo obtenido de un estudio previo (Crespo et al., 2021a). Estas muestras (n = 80) corresponden a cuatro experimentos a campo de larga duración establecidos bajo siembra directa y sin riego, durante la campaña agrícola 2006/2007 en la RPA. Los sitios experimentales fueron: Sitio 1: Balcarce (Argiudol típico con textura franca), Sitio 2: Marcos Juárez (Argiudol típico con textura franco arcillo limoso), Sitio 3: Paraná (Argiudol Ácuico con textura franco arcillosa) y Sitio 4: General Villegas (Hapludol típico con textura franco arenosa). El diseño experimental en cada sitio fue un diseño en bloques completos al azar (DBCA) con tres repeticiones, donde se evaluaron tres secuencias de cultivos: Sj: monocultivo de soja [Glicine max (L.) Merr.]; Sj/CC: cultivo de cobertura seguido de soja; y ROT: rotación de cultivos con maíz, trigo y soja doble cultivo. Los cultivos de cobertura utilizados correspondieron a una gramínea de invierno. Para caracterizar cada secuencia de cultivos, se calculó el índice de intensificación ecológica de cultivo (IC) para cada combinación de secuencia de cultivos y sitio. El IC se define como la proporción del año calendario que está ocupada por vegetación viva, y es una medida del grado de perennidad del agroecosistema (Videla-Mensegue et al., 2021). Se puede acceder a más información sobre suelos, diseño experimental y manejo de cultivos en Crespo et al. (2021a).
Las muestras de suelo fueron secadas y almacenadas. Para la determinación de la actividad enzimática BGLU se siguió la metodología descripta por Parham y Deng (2000). Se realizó un promedio ponderado para calcular el valor en el estrato de 0 a 20 cm. Los valores de actividad enzimática se expresaron en µg de p-nitrofenol (PNP) por gramos de suelo y hora de incubación. En las diferentes profundidades se realizaron i) análisis de varianza para evaluar la capacidad de la actividad enzimática para discriminar suelos con diferentes secuencias de cultivo y ii) análisis de regresión para vincular la actividad de las enzimas BGLU y el IC.

ii. Asociación entre actividad enzimática y la respuesta del maíz a la fertilización nitrogenada.

Durante la campaña de maíz 2020-2021 se realizaron once experimentos a campo (Tabla 1) en el sudeste y norte de la RP. El diseño experimental en todos los sitios fue DBCA con tres repeticiones y dos dosis de N: 0 y 240 kg N ha^{-1} (0N y 240N, respectivamente). La fuente de N fue urea (46-0-0) aplicada en la siembra del cultivo de maíz. La densidad y la fecha de siembra fueron óptimas según el sitio (Tabla 1). Se trabajó sin limitaciones de P, S y micronutrientes. El tamaño de la unidad experimental varió entre 60 x 60 y 80 x 80 m con un área de análisis de 50 x 50 m.
Se tomaron muestras compuestas de suelo a dos profundidades (0-20 y 20-60 cm) a la siembra del cultivo. Las muestras fueron secadas en estufa a 30 °C, molidas y tamizadas por 0,5 mm para determinar el contenido de materia orgánica (MO) (Walkley y Black, 1934), pH (relación suelo: agua 1:2,5), N mineralizado en anaerobiosis (Nan) (Keeney y Nelson, 1982) y textura (Bouyoucos, 1962) en los primeros 20 cm del suelo. Además, se determinó el N-NO_3^- (Keeney y Nelson, 1982) a la profundidad de 0 a 60 cm del perfil. A madurez fisiológica se cosecharon las parcelas y el rendimiento fue expresado a 14 % de humedad. Se calculó el rendimiento relativo (RR) como: (Rendimiento 0 N/ Rendimiento 240N) x 100. A su vez, se

utilizó el método del Arcoseno para hallar el umbral crítico de la actividad enzimática BGLU para alcanzar un RR del 90% (Correndo et al. ,2017).

Tabla 1. Características de los experimentos (Ac: arcilloso, Ar: arenoso, Fr: franco, Li: limoso)

Exp.	Siembra	Cosecha	Densidad	$N\text{-}NO_3^-$	Textura	MO	Nan	pH
			plantas m^{-2}	kg ha^{-1}		g kg^{-1}	mg kg^{-1}	
				0-60 cm	----------	0 - 20 cm	----------	
1	22-sep	23-mar	9,0	72	Fr-Ar	3,8	63	5.9
2	22-sep	23-mar	8,0	42	Ar-Li	2,5	28	5.2
3	23-sep	23-mar	9,0	70	Fr-Ar	3,7	63	5.5
4	23-sep	23-mar	8,5	46	Fr-Ar	3,5	42	5.3
5	24-sep	22-mar	8,9	48	Fr-Ar	2,9	46	5.4
6	25-sep	22-mar	7,8	34	Ar-Li	2,2	37	5.4
7	29-sep	22-mar	8,3	36	Fr-Ar	2,7	40	5.5
8	7-nov	19-may	6,7	46	Limoso	5,9	64	5.5
9	7-nov	19-may	4,7	40	Ac-Li	5,6	75	5.8
10	21-nov	26-may	4,4	78	Limoso	5,5	64	5.5
11	21-nov	26-may	3,4	90	Ac-Li	5,5	68	5.6

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

i. Asociación entre actividad enzimática e intensificación de las secuencias de cultivo

La actividad enzimática mostró valores promedio de 185, 38 y 87 µg PNP g^{-1} h^{-1} en los estratos de 0 a 5, 5 a 20 y 0 a 20 cm, respectivamente (Figura 1). La disminución de la actividad enzimática con la profundidad está asociada a la estratificación de las fracciones orgánicas y de las enzimas del suelo (Peregrina et al., 2014). En todos los sitios y profundidades, se observó la siguiente tendencia general: Sj/CC > Rot > Sj. Sin embargo, esta tendencia no fue significativa en la profundidad de 5 a 20 cm, demostrando cómo la estratificación de la actividad enzimática resulta en una disminución de la sensibilidad de esta variable ante cambios en el manejo del suelo. El incremento en la actividad enzimática en suelos con CC ha sido reportado en otros trabajos (Weerasekara *et al.,* 2017) y surge del incremento en los aportes de compuestos orgánicos al suelo que estimulan la actividad biológica. El incremento en la actividad enzimática generado por el uso de CC varió entre sitios, alcanzando valores desde 134% en Marcos Juárez y a 34% en Paraná, donde las diferencias entre tratamientos no fueron estadísticamente significativas. Este resultado evidencia cómo las condiciones edafoclimáticas pueden modificar la respuesta de la actividad enzimática ante cambios en el manejo.

La actividad enzimática en Rot no difirió, en general, respecto a Sj y fue menore que en SJ/CC. Esto se debe a que Rot demostró un menor ingreso de carbono (Mg ha^{-1}) acumulado a lo largo del ensayo de larga duración respecto a Sj/CC (Crespo et al., 2021b). Además, el tratamiento Sj/CC presentó un IC promedio 12% superior al de Rot (Crespo et al., 2023), resultando en un mayor período del año ocupado por cultivos vivos que estimulan en su zona radicular la actividad biológica y enzimática (Sanaullah et al., 2016). De esta manera, se observa que existe una relación entre la intensificación de las secuencias de cultivos y la actividad de las enzimas BGLU (Figura 2). Estudios en otras condiciones edafoclimáticas han demostrado que la diversificación y aumento del número de cultivos por unidad de tiempo resultan en un incremento de la actividad de BGLU (Hamer et al., 2021).

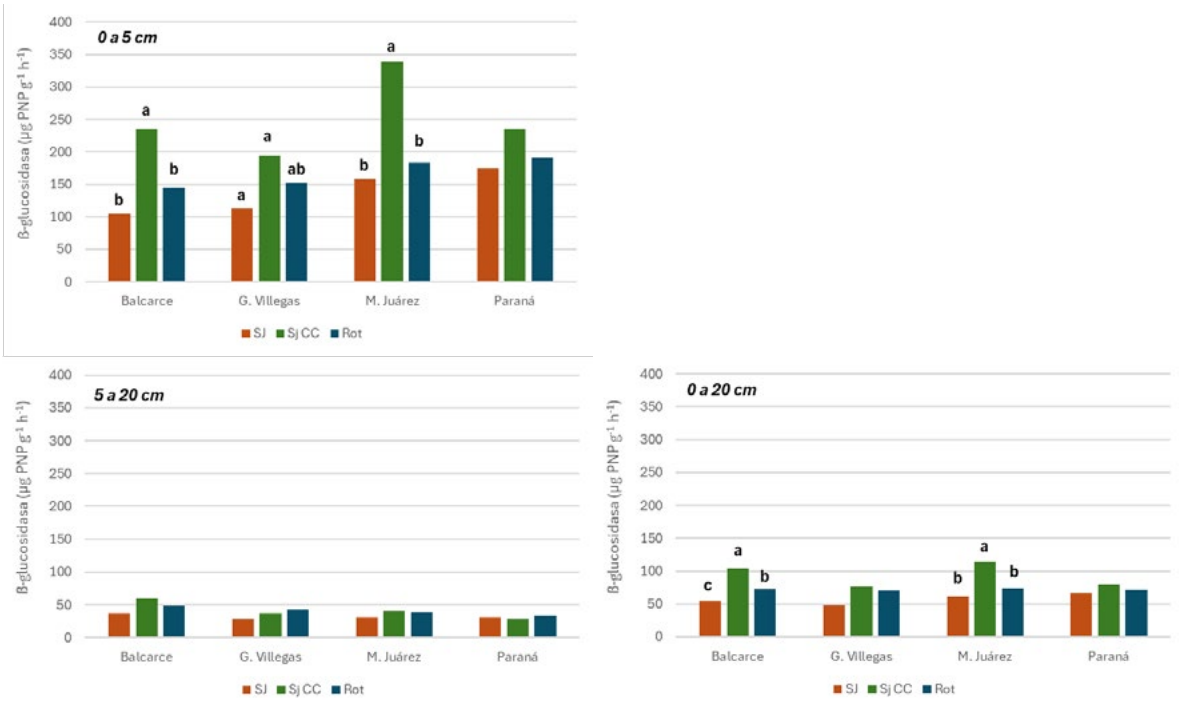


Figura 1. Actividad de enzimas β-glucosidasas en 4 sitios de la región pampeana en 3 secuencias de cultivo (Sj: soja, Sj CC: soja/ cultivo de cobertura, Rot: rotación maíz, trigo y soja) en 3 diferentes estratos del suelo. *Nota: en cada sitio, letras distintas indican diferencias significativas*

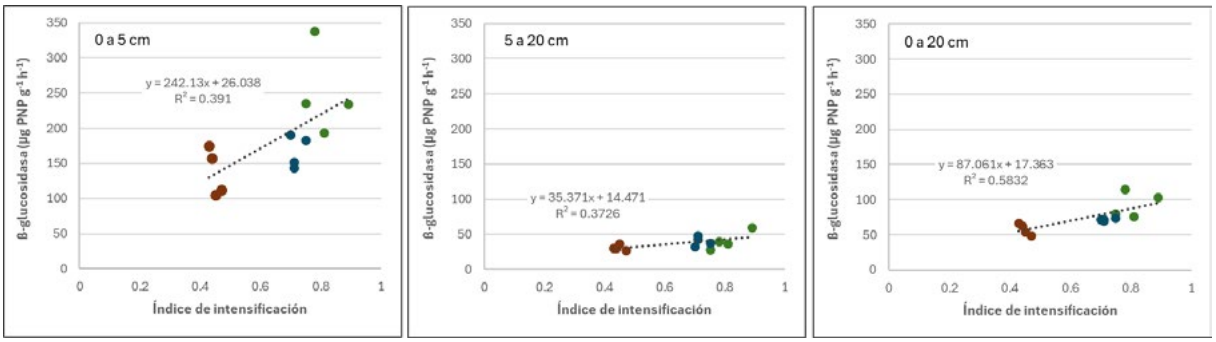


Figura 2. Asociación entre el índice de intensificación y la actividad de las enzimas β-glucosidasas.

ii. Asociación entre actividad enzimática y la respuesta del maíz a la fertilización nitrogenada

El rendimiento de los tratamientos 0N varió entre 4846 y 13630 kg ha^{-1}. Estos valores están dentro del rango de valores reportados para maíz en la RPA ante condiciones de limitantes productivas (Merlos et al., 2015). La fertilización nitrogenada generó aumentos en promedio de 3894 a 10730 kg ha^{-1}. La respuesta en rendimiento de asoció de forma negativa con la actividad enzimática BGLU, cuyos valores tuvieron un rango de 20 a 80 µg PNP g^{-1} h^{-1}, con un valor promedio de 48 µg PNP g^{-1} h^{-1}. Por último, se ajustó un modelo entre el RR del cultivo de maíz y la actividad enzimática de BGLU (Figura 3), siendo el nivel crítico de 57 µg PNP g^{-1} h^{-1} para un 90% de RR. Esta información preliminar podría ser utilizada para identificar ambientes de alta probabilidad de tener respuesta al agregado de N.

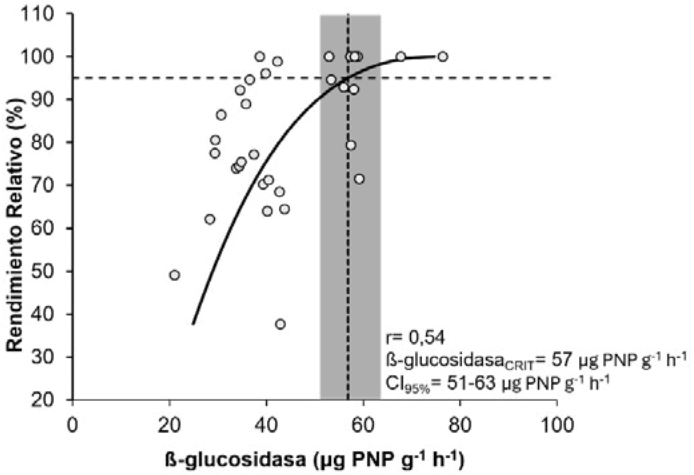


Figura 3. Asociación entre el rendimiento relativo de maíz y la actividad de las enzimas β-glucosidasas. La línea punteada vertical indica el umbral crítico al 90% de rendimiento relativo, mientras que la región sombreada en gris representa su intervalo de confianza al 95%.

La actividad enzimática BGLU en el suelo se relacionó con la respuesta del maíz a la fertilización nitrogenada (Figura 3) debido a su rol fundamental en la mineralización de la materia orgánica (Das y Varma, 2010). Al descomponer polisacáridos y otros compuestos orgánicos, las BGLU liberan nutrientes, incluyendo formas orgánicas de N. Por lo tanto, una mayor actividad enzimática BGLU puede aumentar la disponibilidad de N desde fracciones orgánicas del suelo, reduciendo las necesidades de fertilización nitrogenada. Otro estudio ha determinado asociaciones entre el rendimiento de maíz y la actividad enzimática BGLU (Lopes et al., 2018). Sin embargo, dicho estudio no evaluó el rendimiento durante un ciclo de crecimiento del cultivo, sino el rendimiento acumulado en lotes de ensayos de larga duración. De esta forma, los resultados de nuestro ensayo cobran relevancia al evaluar el potencial predictivo de la respuesta en rendimiento en grano de maíz a la fertilización nitrogenada durante una estación de crecimiento.

CONCLUSIONES

La actividad enzimática BGLU en el suelo surge como un posible ISE, al ser sensible a las prácticas de manejo del suelo y capaz de identificar ambientes con elevada probabilidad de respuesta a la fertilización nitrogenada. Sin embargo, es necesario validar el modelo desarrollado en un rango más amplio de condiciones edafoclimáticas.

BIBLIOGRAFÍA

Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils1. Agron. J., 54: 464-465.

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., Deyn, G. D., de Goede, R., … Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. Soil Biol. Biochem. 120:105-125.

Correndo, A. A., Salvagiotti, F., Garcia, F. O., Gutiérrez-Boem, F. H. (2017). A modification of the arcsine–log calibration curve for analysing soil test value–relative yield. Crop Past. Sci. 68:297-304.

Crespo, C., Wyngaard, N., Sainz Rozas, H., Barbagelata, P., Barraco, M., Gudelj, V., Barbieri, P. (2021a). Improving soil organic nitrogen and sulfur pools by cover cropping and fertilization in soybean-based cropping systems. Soil Till. Res. 213:105138

Crespo, C., Wyngaard, N., Rozas, H. S., Studdert, G., Barraco, M., Gudelj, V., ... Barbieri, P. (2021b). Effect of the intensification of cropping sequences on soil organic carbon and its stratification ratio in contrasting environments. Catena, 200, 105145.

Crespo, C., Novelli, L., Wyngaard, N., Martínez, R. D., Barraco, M., Gudelj, V., ... Barbieri, P. A. (2023). Optimizing resource productivity in soybean-based sequences through long-term crop intensification. Field Crop. Res. 301, 109018.
Das, S. K., Varma, A. (2010). Role of enzymes in maintaining soil health. In Soil enzymology, pp. 25-42. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
Doran J. W., Parkin T. B., Coleman, D. C., Bezdicek, D. R., Stewart, B. A. (1994). Defining soil quality for a sustainable Environment. ASA and SSSA, Madison, WI.
Doran, J. W., Parkin, T. B. (1997). Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. En: Doran, J.W., Jones, A.J. (eds.). Methods for assessing soil quality. Soil Sci. Soc. Am. J. EEUU, pp. 25-37.
Hamer, U., Meyer, M. U. T., Meyer, U. N., Radermacher, A., Götze, P., Koch, H. J., Scherber, C. (2021). Soil microbial biomass and enzyme kinetics for the assessment of temporal diversification in agroecosystems. Basic and Applied Ecology, 53:143-153.
Keeney, D. R. (1982). Nitrogen-availability indexes. In: AL Page (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties - Agronomy Monograph 9 (2nd ed.). Pp. 643-698. ASA.SSSA. Madison, WI.
Keeney, D. R., Nelson, D. W. (1982). Nitrogen-inorganic forms. Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties, 9, 643-698.
Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., dos Reis Jr, F. B., Figueiredo, C. C., Malaquias, J. V., Souza, L. M., Mendes, I. C. (2018). Temporal variation and critical limits of microbial indicators in oxisols in the Cerrado, Brazil. Geoderma Regional, 12, 72-82.
Manzoni, S., Porporato, A. (2009). Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. Soil Biol. Biochem. 41:1355-1379.
Merlos, F. A., Monzon, J. P., Mercau, J. L., Taboada, M., Andrade, F. H., Hall, A. J., ... Grassini, P. (2015). Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. Field Crop. Res. 184, 145-154.
Ndiaye E. L., Sandeno, J. M., McGrath, D., Dick R. P. (2000). Integrative biological indicators for detecting change in soil quality. Am J Altern Agric 15:26–36
Parham, J. A., Deng, S. P. (2000). Detection, quantification and characterization of B-glucosaminidase activity in soil. Soil Biol. Biochem. 32, 1183-1190.
Sainju, U. M., Liptzin, D., Dangi, S. M. (2022). Enzyme activities as soil health indicators in relation to soil characteristics and crop production. Agrosystems, Geosciences & Environment, 5(3), e20297.
Sanaullah, M., Razavi, B. S., Blagodatskaya, E., Kuzyakov, Y. (2016). Spatial distribution and catalytic mechanisms of β-glucosidase activity at the root-soil interface. Biol. Fert. Soils. 52, 505-514.
Videla-Mensegue, H., Caviglia, O. P., Degioanni, A., Marcos, J., Bonadeo, E. (2021). Modelling water productivity for ecological intensification of crop sequences in the Inner Argentinean Pampas. Field Crop. Res. 271, 108246.
Walkley, A., Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration meted. Soil Sci. 37: 29-37
Weerasekara, C. S., Udawatta, R. P., Gantzer, C. J., Kremer, R. J. (2017). Effects of cover crops on soil quality: selected chemical and biological parameters. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 48:2074-2082.
Wright, A. L., Hons, F. M. (2004). Soil aggregation and carbon and nitrogen storage under soybean cropping sequences. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:507–513.
Wyngaard, N., Crespo, C., Angelini, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Reussi Calvo, N., Carciochi, W., Sainz Rozas, H. (2022). The effect of agriculture on topsoil carbon stocks is controlled by land use, climate, and soil properties in the Argentinean Pampas. Catena 212:106126.

RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN EN MAÍZ EN DOS AMBIENTES PRODUCTIVOS EN EL SUDOESTE CHAQUEÑO.

Sauer, M. V.[1*], Madias, A.[2]

[1]Investigadora EEA INTA LAS BREÑAS, *Ruta Nac. 89 km 227, CP 3722, LAS Breñas, Chaco, Docente IES Migue Neme de Las Breñas, sauer.mariana@inta.gob.ar, [2]Gerente de programa AAPRESID, madias@aapresid.org.ar.

RESUMEN: La región sudoeste chaqueña se ve afectada por procesos degradativo de suelos que condicionan el comportamiento de los diferentes cultivos. El cambio de uso de suelo acarrea procesos degradativos muy marcados por las condiciones ambientales imperantes en esta zona. El cultivo de maíz (Zea mays) es uno de los principales cultivos de renta que se realizan después de la soja. Este cultivo se caracteriza por ser noble ante la inversión que en él se realice. El presente trabajo tiene como objetivo verificar la respuesta del cultivo de maíz a dosis crecientes de nitrógeno (N) en suelos con historiales de uso agrícola diferentes, verificando el estado de degradación como afecta la respuesta de este, y uso de una herramienta como el medidor de clorofila para predecir rendimientos. El ensayo se llevo adelante en el sudoeste chaqueño donde se contaba con suelos con diferentes momentos de habilitaciones, 2 y 50 años de agricultura bajo labranza convencional, pudiendo verificar el comportamiento del cultivo ante el agregado creciente de unidades de N, 0,40:80 y 160 Kg ha^{-1}. Se observan diferencias estadísticamente significativas para suelos mas degradados por el historial de uso.

PALABRAS CLAVES: Rendimiento, degradación, materia orgánica.

INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de alimentos en el mundo ha generado la necesidad de aumentar la producción de estos. En el norte argentino el aumento en la producción de alimentos fue de la mano de la deforestación de ecosistemas boscosos para ser convertidos en áreas cultivables (Grau et al., 2005). Esto generó el deterioro de las propiedades físicas, químicas y/o biológicas del mismo, uno de los parámetros más evaluados es la materia orgánica (MO), acompañada de una disminución de la fracción lábil (Osinaga et al., 2018). La MO define la productividad, calidad y salud, y a la vez es uno de los componentes del suelo mas alterados por las prácticas de manejo (Noellemeyer et al., 2008). Su caída significa la reducción de la fertilidad, resistencia a la erosión, capacidad de infiltración y de almacenaje de agua, su habilidad para promover la degradación de sustancias toxicas (Allmaras, et al. 2000), y de su capacidad para reorganizarse ante las alteraciones provocadas por el uso (Kanal y Kolli, 1996). El nitrógeno es el nutriente más importante para la producción vegetal debido a las cantidades requeridas por los cultivos (Rice et al. 1986) sobre todo en ambientes con altas temperaturas como en el domo chaqueño. El cultivo de maíz presenta altos requerimientos de nitrógeno se debe asegurar al momento de la floración, alrededor del cual se define el rendimiento (Andrade et al. 1996). El período crítico de determinación del rendimiento (entre los 15 días antes hasta los 15 días después de la floración), reduce la tasa de crecimiento, afectando el número de granos por unidad de superficie (Uhart y Andrade, 1995). Estudios de Sainz Rozas y Echeverría (1998) demuestra que el medidor de clorofila (Minolta SPAD 502) es una herramienta eficaz para evaluar el estatus de nitrógeno en estadios avanzados de cultivo, y predecir el rendimiento en maíz. Existe una estrecha relación entre las lecturas SPAD y el rendimiento en grano, especialmente en estadios avanzados del cultivo, facilitando el monitoreo de la disponibilidad de N. el objetivo de este trabajo es medir la respuesta del

cultivo de maíz a diferentes dosis de N en suelos con historiales de uso disimiles, y ayudado por medidor de clorofila SPAD.

MATERIALES Y MÉTODO

El ensayo se llevó adelante en campo de productores, perteneciente a la familia Igich, ubicado en Colonia El Caburé, departamento Mayor Luis Fontana de la provincia del Chaco. Dicho campo está ubicado en las siguientes coordenadas 27°03´35" S 61° 01´57" O.

El lote donde se llevó a cabo el proyecto tiene una superficie de 90 has, de las cuales 80 has son sometidas a agricultura y un remanente de bosque, donde se presentan series de suelos como Tizón, Zanata y Las Breñas (Durustol entico), definidos con una capacidad de uso II. Clasificado texturalmente como franco limoso.

Se seleccionaron dos fracciones del mismo lote, con diferentes historiales de uso, uno denominado suelo viejo, con más de 50 años de agricultura con labranza continua, y uno nuevo, con 2 años de uso agrícola luego de efectuado el desmonte.

Se sembró maíz hibrido DUO 30, con una densidad de 2,6 semillas por metro lineal y distanciadas a 0,52 m entre líneas.

Para el barbecho se aplicaron 2 l paraquat y 1,5 l glufosinato de amonio al momento de la siembra. Se definieron parcelas de 8 surcos x 12 m de largo (4,16 x 12= 50 m^2). Se

A continuación, se muestran las condiciones de suelo para casa uno de los sitios definidos (Tabla 1).

Tabla 1. Valores comparativos de parámetros químicos de suelos con diferentes historiales de uso.

	pH	Cond	MO	COP	COP_COT	Ntotal	N-NO3 0-20	N-NO3 20-40	N-NO3 40-60	Nan
		dS/m	%	%	%	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Suelo viejo	7,1	0,1	1,84	0,17	0,17	0,09	3	3	2	39
Suelo Nuevo	6,7	0,3	3,22	0,19	0,11	0,16	17	6	5	40

	P	S	K	Ca	Mg	Na	CIC	%SB	Ca/Mg	PSI
	ppm	meq/100 gr	meq/100 gr	meq/100 gr	meq/100 gr	meq/100gr	meq/100 gr	-	-	%
Suelo viejo	47	47	1,2	15,4	2,1	0,2	18	100	7,3	1
Suelo Nuevo	53	48	1,2	15,0	1,6	0,2	19	93	9,2	0,82

	Zn	Cu	Mn	B	Co	Mo	Fe
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Suelo viejo	1,2	3,4	316	0,9	1,9	0,6	120
Suelo Nuevo	1,4	2,5	177	0,9	1,1	0,5	124

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se puede apreciar que, en suelos con mayor historial de uso agrícola, dado el deterioro de sus propiedades físicas, químicas y biológicas hay mayores diferencias estadísticamente significativas ante el agregado de N, respecto al sitio de menor uso agrícola.

Tabla 2. Rendimiento del maíz en Kg ha^{-1} para los sitios seleccionados, a) suelos viejo y b) suelo nuevo.

a)

Tratamiento	Rendimiento	
0	2088,33	a
40	4624,00	b
80	5060,33	b
160	5570,67	b

CV=13,34

b)

Tratamiento	Rendimiento	
0	5004,67	a
40	5378,00	a
80	5847,00	a
160	5910,00	a

CV=11,46

Test: Tukey Alfa=0,05

*Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

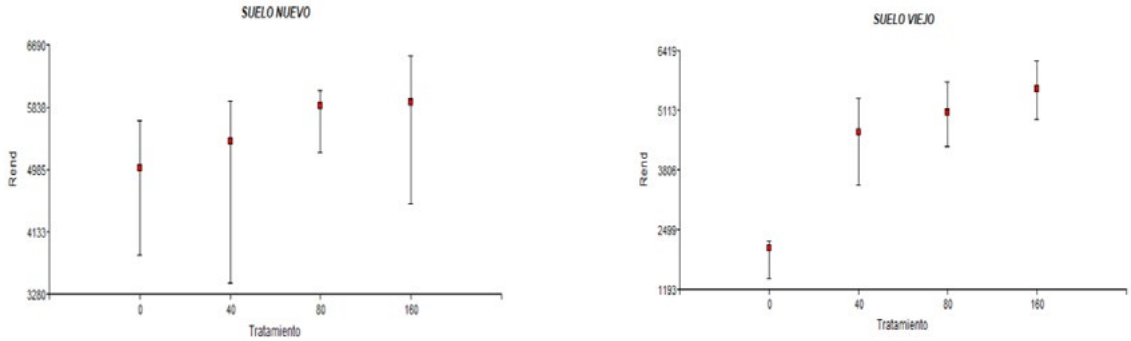


Figura 1. Representación gráfica de los Rendimientos obtenidos y sus variaciones en los dos sitios definidos, viejo y nuevo.

En cuanto a las lecturas del medidor de clorofila (Minolta SPAD 502) se refleja la misma tendencia (Tabla 3), en suelos más degradados por el uso detecta bajas unidades de SPAD indicando la deficiencia de N en estos suelos respecto del de menor uso agrícola en el tratamiento testigo (T0), haciendo correlaciones podría este índice usarse como predictor de rendimientos.

Tabla 3. Contenidos relativos de clorofila en hojas, expresadas como índice SPAD, en a) suelo viejo y b) suelo nuevo.

a)

Tratamiento	Unidades SPAD	
0	35,19	a*
40	52,59	b
80	57,09	bc
160	59,09	c

CV 4,07

b)

Tratamiento	Unidades SPAD	
0	59,60	a
40	55,28	a
80	62,18	a
160	62,24	a

CV=6,25

Test: Tukey Alfa=0,05

*Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

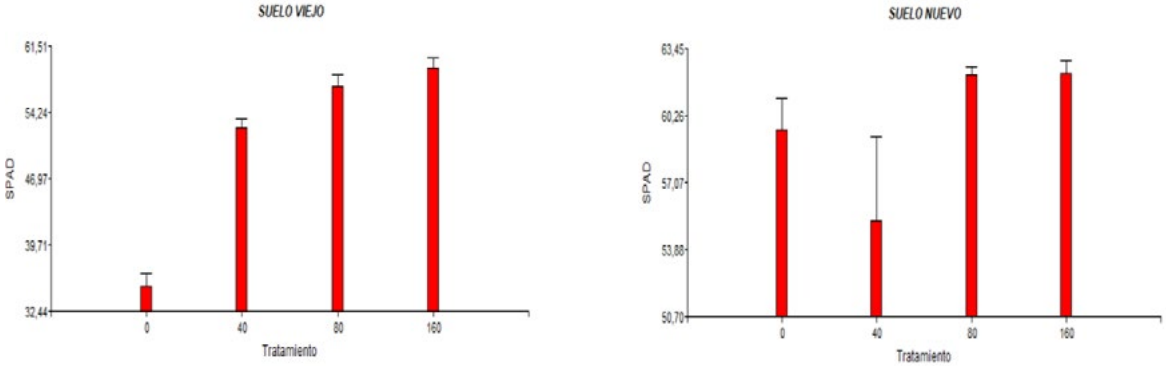


Figura 2. Representación gráfica del contenido relativo de clorofila en hojas en los sitios de estudio, suelo viejo (izquierda) y nuevo (derecha).

CONCLUSIONES

Suelos con diferentes historiales de uso muestran diferencias de respuesta de rendimiento ante el agregado de dosis de N en suelos degradados, no así en suelo más nuevos comuna fertilidad química mejor, lo cual confirma la tarea de trabajar en agricultura por ambientes, para no incurrir en gastos innecesarios de fertilizantes, donde con dosis menores pueden alcanzarse los rendimientos máximos esperados para ese sitio.

852 El medidor de clorofila SPAD refleja claramente el comportamiento del cultivo, esto permite hallar valores de correlación de respuestas, actuando como herramienta predictiva de rendimientos.

BIBLIOGRAFÍA

Allmaras, R. R., H.H. Schomberg, C.L. Douglas, Jr. y T.H. Dao. (2000). Soil organic carbon. Sequestration potential of adopting conservation tillage in U.S. croplands. J. Soil Water Cons., 55: 365-373

Andrade F.H., Cirilo A.G., Uhart S. A., Otegui M.E. (1996). Ecofisiología del cultivo de maíz. Dekalb Press. Buenos Aires, Argentina. 292 p.

Grau, H. R., Aide, T. M., y Gasparri, N. I. (2005). Globalization and Soybean Expansion into Semiarid Ecosystems of Argentina. *Ambio*, *34*(3), 265–266. https://doi.org/10.1639/0044-7447(2005)034[0265: gaseis]2.0.co,2

Kanal, A. y R. Kõlli. (1996). Influence of cropping on the content, composition, and dynamics of organic residue in the soil of the plough layer. Biol. Fert. Soils, 23:153-160.

Noellemeyer, E., Frank, F., Alvarez, C., Morazzo, G., y Quiroga, A. (2008). Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. *Soil and Tillage Research*, *99*(2), 179–190. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.02.003

Osinaga, N. A., Álvarez, C. R., y Taboada, M. A. (2018). Effect of deforestation and subsequent land use management on soil carbon stocks in the South American Chaco. *Soil*, *4*(4), 251–257. https://doi.org/10.5194/soil-4-251-2018

Rice C.W., Smith M.S., Blevins R.L. (1986). Soil nitrogen availability after long-term continuous notillage and conventional tillage corn production. Soil Sci. Soc. Am. J. 50:1206-1210.

Sainz Rozas H., Echeverría H.E. (1998). Relación entre las lecturas del medidor de clorofila (Minolta SPAD 502) en distintos estadios del ciclo del cultivo de maíz y el rendimiento en grano. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata. 103: 37-44.

Uhart, S. A. y F. H. Andrade. (1995). Nitrogen Deficiency in Maize: I. Effects on crop growth, development, dry Matter partitioning, and kernel set. Crop Science, 35:1376-1383.

UMBRAL CRÍTICO DE Zn-DTPA PARA EL CULTIVO DE PAPA EN EL SUDESTE BONAERENSE

Silva, S. E.[1*], Giletto, C. M.[1], Cassino, M. N.[1], Rodriguez, S.[1], Laborde Amador, J. C.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias-UNMdP; * Ruta Nacional 226, km 73,5 (7620), Balcarce, Prov. de Buenos Aires, ssilva@mdp.edu.ar

RESUMEN: El objetivo de este trabajo fue establecer el umbral crítico por debajo del cual aumenta la probabilidad de respuesta en rendimiento a la fertilización con zinc (Zn) para el cultivo de papa en el Sudeste Bonaerense. Se realizaron 21 ensayos de fertilización con Zn en dicha zona. Se utilizaron variedades de consumo fresco (Spunta) y de uso industrial (Innovator, Atlantic, Daisy). Se utilizó un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones, con y sin el agregado de Zn como fertilizante foliar (500 g Zn ha^{-1}). El rendimiento varió de 38,1 a 88,2 Mg ha^{-1} y de 35,9 a 95,3 Mg ha^{-1}, la cantidad de materia seca de 13,6 a 18,9 % y de 15,6 a 23,1 %, la concentración de Zn en los tubérculos de 10,1 a 28,8 mg kg^{-1} y de 7,0 a 24,0 mg kg^{-1} y el Zn acumulado en los tubérculos a la cosecha de 59,4 a 334,6 g ha^{-1} y de 53,9 a 329,3 g ha^{-1} para Spunta y las variedades de uso industrial respectivamente. Se encontró una relación significativa (p =0,01) entre el rendimiento relativo y el Zn-DTPA, obteniendo un umbral crítico de 1,52 mg kg^{-1} usando la curva de calibración arcoseno-logaritmo. Se relacionó la respuesta en rendimiento en función del Zn-DTPA y se halló un umbral crítico de 1,15 mg kg^{-1} de Zn-DTPA utilizando el método estadístico de Cate-Nelson. Se encontró una relación lineal significativa (p <0,001) entre el Zn acumulado en los tubérculos a la cosecha y el rendimiento, siendo la extracción de 3,1 g Zn/Mg tubérculo. Los resultados de este estudio, por un lado, permitirán prevenir deficiencias y evitar aplicaciones innecesarias en situaciones de elevada disponibilidad del nutriente y, por otro, establecer la dosis de reposición de Zn ante un rendimiento objetivo.

PALABRAS CLAVE: Micronutriente, Rendimiento relativo, *Solanum tuberosum spp tuberosum (L)*.

INTRODUCCIÓN

El cultivo de papa, para desarrollarse adecuadamente, necesita niveles suficientes de macronutrientes como potasio, nitrógeno (N), fósforo (P), azufre y micronutrientes, entre los que se destaca el zinc (Zn), el cual cumple funciones específicas en el metabolismo de las plantas (Marschner, 1986). La agricultura de alta producción incrementa la tasa de extracción de macro y micronutrientes, por lo que una exportación continua de micronutrientes sin reposición podría originar deficiencias y respuestas a la fertilización (Cruzate y Casas, 2009). Sainz Rozas et al. (2019) informaron que la concentración de Zn-DTPA (Zn extractable con ácido dietilentriaminopentaacético) en los suelos del Sudeste Bonaerense se mantiene por encima de 1,2 mg kg^{-1} y que la disponibilidad de Zn de toda la Región Pampeana ha presentado una marcada reducción respecto al relevamiento inicial (Sainz Rozas et al., 2013). El manejo racional de la fertilización se basa en métodos de diagnóstico que permiten estimar la fracción de Zn del suelo disponible para las plantas. Entre ellos, el análisis que emplea ácido dietilentriaminopentaacético se considera el método estándar para determinar el Zn disponible (Lindsay y Norvell, 1978). Para varios cultivos se han propuesto umbrales críticos de Zn-DTPA por debajo de los cuales aumenta la probabilidad de respuesta en rendimiento a la fertilización con Zn. En tal sentido, Barbieri et al. (2017) establecieron el umbral crítico de Zn-DTPA para maíz de 0,99 mg kg^{-1}, usando el método de Cate-Nelson (Cate y Nelson, 1971) y de 1,06 mg kg^{-1}, usando la curva de calibración arcoseno-logaritmo descripta por Dyson y Conyers (2013) y modificada por Correndo et al. (2017). Asimismo, Bustos (2022) determinó

el umbral crítico de Zn-DTPA de 1,25 mg kg^{-1} para soja usando la curva de calibración arcoseno-logaritmo. En papa no existen antecedentes nacionales e internacionales de umbral crítico de Zn-DTPA a partir de ensayos a campo utilizando diferentes variedades, es por esto que el objetivo de este trabajo fue establecer un umbral crítico de Zn-DTPA por debajo del cual aumenta la probabilidad de respuesta en rendimiento a la fertilización con Zn para el cultivo de papa en el Sudeste Bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 21 ensayos de fertilización con Zn en lotes de producción de papa en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. Se utilizaron variedades de papa de consumo fresco (Spunta) y de uso industrial (Innovator, Atlantic, Daisy). El suelo de todos los sitios fue clasificado como Argiudol típico (Soil Survey Staff, 1999), sin limitaciones en su capacidad de uso. El pH se determinó por el método potenciométrico en agua destilada, relación 1:2,5 (Dewis y Freitas, 1970), la materia orgánica por el método de Walkley y Black (1934), el fósforo disponible por el método de Bray y Kurtz (1945), el nitrógeno bajo la forma de nitrato por el método de Bremner (1965) y Keeney (1982) y la concentración de Zn mediante extracción con DTPA y cuantificación por espectrofotometría de absorción atómica (EAA 6200, Shimadzu; Lindsay y Norvell, 1978). En todos los sitios se evaluaron dos tratamientos: testigo (T, sin fertilizar con Zn) y Zn = 500 g Zn ha^{-1}. El fertilizante fue aplicado de manera foliar en una suspensión concentrada de ZnO (óxido de Zn, 70 % Zn) a razón de 150 L de agua ha^{-1} a los 60 días después de la plantación (ddp) en todos los sitios. En los sitios 12, 13, 14 y 15 además se utilizó un tratamiento de Zn cuya fuente fue acetato de amonio (19 % N + ZnO 21,5 % Zn). En los sitios 16, 17, 18, 19, 20 y 21 se utilizaron también los tratamientos que recibieron Zn y boro. Se fertilizó con N y P para asegurar que estos nutrientes no limitaran el crecimiento del cultivo. En todos los sitios se utilizó un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Cada unidad experimental tuvo una superficie de 34 m^2. El riego y la conducción del cultivo se realizaron de acuerdo a las prácticas recomendadas para la zona. A la madurez del cultivo se cosecharon 2 m de los dos surcos centrales de cada parcela para estimar el rendimiento. Una submuestra de tubérculos se pesó en fresco, se secó en estufa a 60°C hasta peso constante, se volvió a pesar para obtener el peso seco y se determinó la cantidad de materia seca de los tubérculos por el método gravimétrico. Se determinó la concentración de Zn en los tubérculos por digestión con ácido nítrico y posterior lectura por Espectrofotometría de absorción atómica (EAA 6200, Shimadzu). El Zn acumulado en los tubérculos a la cosecha se obtuvo al multiplicar la producción de tubérculos en peso seco por la concentración de Zn en los tubérculos. El rendimiento relativo se calculó como el cociente porcentual entre el rendimiento de cada tratamiento y el rendimiento promedio mayor observado en cada ensayo (Pearce et al., 2022). Los datos fueron analizados con el procedimiento PROC ANOVA del programa Statical Analysis Systems (SAS Institute, 2002). La comparación entre las medias de los tratamientos se efectuó mediante la prueba de diferencias mínimas significativas (DMS) con un nivel de significancia ≤ 0,05 cuando el ANOVA fue significativo. El valor crítico de Zn-DTPA se calculó i) para el 95 % del rendimiento relativo a partir de la curva de calibración arcoseno-logaritmo descripta por Dyson y Conyers (2013) y modificada por Correndo et al. (2017) y ii) a partir de la respuesta en rendimiento por el método estadístico Cate-Nelson (Cate y Nelson, 1971).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rendimiento varió de 38,1 a 88,2 Mg ha^{-1} y de 35,9 a 95,3 Mg ha^{-1} (Tabla 1), la cantidad de materia seca de 13,6 a 18,9 % y de 15,6 a 23,1 %, la concentración de Zn en los tubérculos de 10,1 a 28,8 mg kg^{-1} y de 7,0 a 24,0 mg kg^{-1} y el Zn acumulado en los tubérculos a la cosecha de 59,4 a 334,6 g ha^{-1} y de 53,9 a 329,3 g ha^{-1} para Spunta y las variedades de uso industrial respectivamente (datos no mostrados).

Tabla 1. Características edáficas antes de la plantación y valores promedio de rendimiento del tratamiento testigo (RTO T) y del fertilizado (RTO Zn) de todos los sitios. MO = materia orgánica; $N\text{-}NO_3^-$ = nitrógeno de nitrato; P-Bray = fósforo disponible; Zn-DTPA = zinc extractable con ácido dietilentriaminopentaacético.

Sitio	Campaña	Variedad	pH	MO	$N\text{-}NO_3^-$	P-Bray	Zn-DTPA	RTO T	RTO Zn
				%	kg ha^{-1}	mg kg^{-1} (0-20 cm)		Mg ha^{-1}	
1	2015/16	Innovator	5,8	6,4	25,8[a]	40,2	1,9	50,0	60,1
2	2015/16	Innovator	5,8	6,7	31,1[a]	26,6	1,8	58,5	77,1*
3	2016/17	Innovator	5,4	6,3	15,5[a]	32,2	1,1	61,1	71,8
4	2016/17	Innovator	6,2	4,3	44,7[a]	18,2	0,9	58,5	79,4**
5	2017/18	Innovator	6,2	5,6	71,5[b]	6,1	2,6	61,5	65,3*
6	2017/18	Innovator	6,9	5,1	56,2[b]	22,2	1,2	47,4	55,0**
7	2018/19	Spunta	7,0	5,8	50,9[a]	85,6	2,3	56,4	68,3**
8	2018/19	Spunta	6,2	6,2	65,3[a]	86,2	3,3	64,3	65,6
9	2018/19	Spunta	5,6	6,4	66,0[a]	38,9	2,6	82,7	84,7
10	2018/19	Spunta	5,4	5,1	108,2[a]	17,0	1,6	38,1	45,3
11	2019/20	Atlantic	-	5,8	27,6[a]	29,1	2,6	71,9	75,0
12	2019/20	Spunta	-	5,5	28,8[a]	29,4	1,7	68,8	75,6
								68,8	70.0
13	2019/20	Spunta	-	5,4	35,0[a]	53,3	2,0	39,9	48,3**
								39,9	46,0**
14	2019/20	Spunta	-	-	-	-	2,5	83,8	85,8
								83,8	88,2
15	2019/20	Spunta	-	5,4	25,7[a]	52,7	1,3	64,2	79,0
								64,2	68,3
16	2023/24	Spunta	5,9	5,5	38,9[b]	49,9	2,2	45,4	52,8
								45,4	57,5
17	2023/24	Spunta	5,8	6,9	15,5[b]	35,3	2,4	44,0	51,6
								44,0	58,2*
18	2023/24	Innovator	7,2	4,8	14,7[b]	12,4	0,5	41,2	56,4*
								41,2	67,1**
19	2024/25	Innovator	5,2	4,3	229,4[a]	38,8	1,2	36,0	39,4
								36,0	42,4*
20	2024/25	Spunta	5,8	6,5	85,7[a]	69,0	2,4	76,7	81,0
								76,7	85,2**
21	2024/25	Daisy	5,6	6,1	181,9[a]	68,5	1,6	87,5	95,3**
								87,5	88,1

[a]0-20 cm de profundidad; [b]0-40 cm de profundidad. Dentro de cada sitio, se indican las diferencias significativas entre el tratamiento testigo y el fertilizado a ** $p<0,05$ y * $p<0,10$.

Se halló una relación significativa ($p = 0,01$) entre el rendimiento relativo y la concentración de Zn-DTPA (Figura 1a). El ajuste del modelo permitió definir tres rangos de probabilidad de respuesta de acuerdo a la concentración de Zn-DTPA: rango de probabilidad de respuesta elevada en suelos con Zn-DTPA<1,31 mg kg^{-1}; rango de probabilidad de respuesta media en suelos con Zn-DTPA entre 1,31 mg kg^{-1} y 1,75 mg kg^{-1} y rango de probabilidad de respuesta baja en suelos con Zn-DTPA>1,75 mg kg^{-1}. Se determinó un umbral crítico de Zn-DTPA de 1,52 mg kg^{-1}, valor por debajo del cual estuvo el 43,3 % de los sitios estudiados. Probablemente, la reducida movilidad del Zn en el suelo junto con la distribución superficial de las raíces de la planta de papa hace que el umbral crítico para este cultivo sea mayor que para maíz (1,06 mg kg^{-1}; Barbieri et al., 2017) y soja (1,25 mg kg^{-1}; Bustos, 2022).

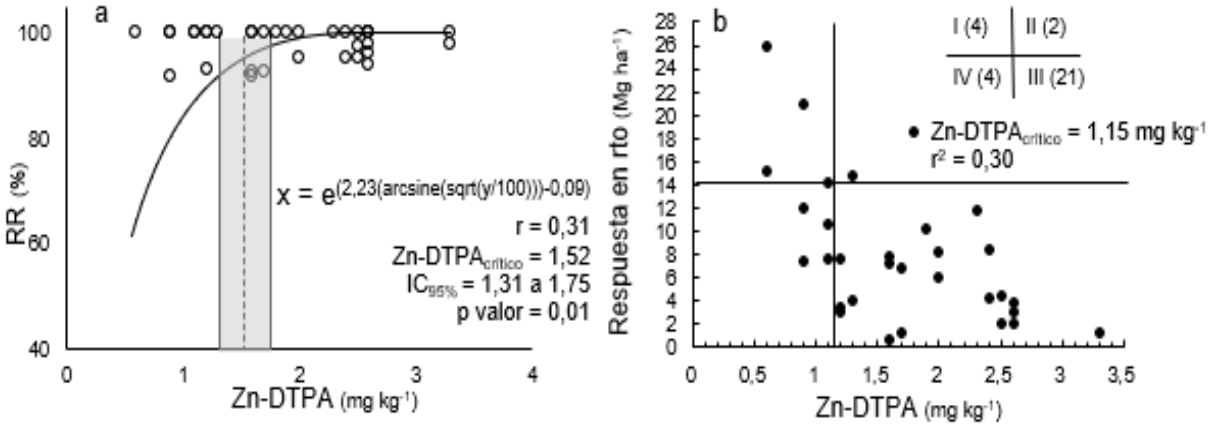


Figura 1. a) Relación entre el rendimiento relativo (RR) y la concentración de zinc del suelo (Zn-DTPA) para todos los sitios, según la curva de calibración arcoseno-logaritmo descripta por Dyson y Conyers (2013) y modificada por Correndo et al. (2017). El nivel de Zn-DTPA crítico fue estimado a un 95% del RR ($p < 0,05$). b) Respuesta en rendimiento (rto) en función del Zn-DTPA para todos los sitios, según el método Cate-Nelson (Cate y Nelson, 1971).

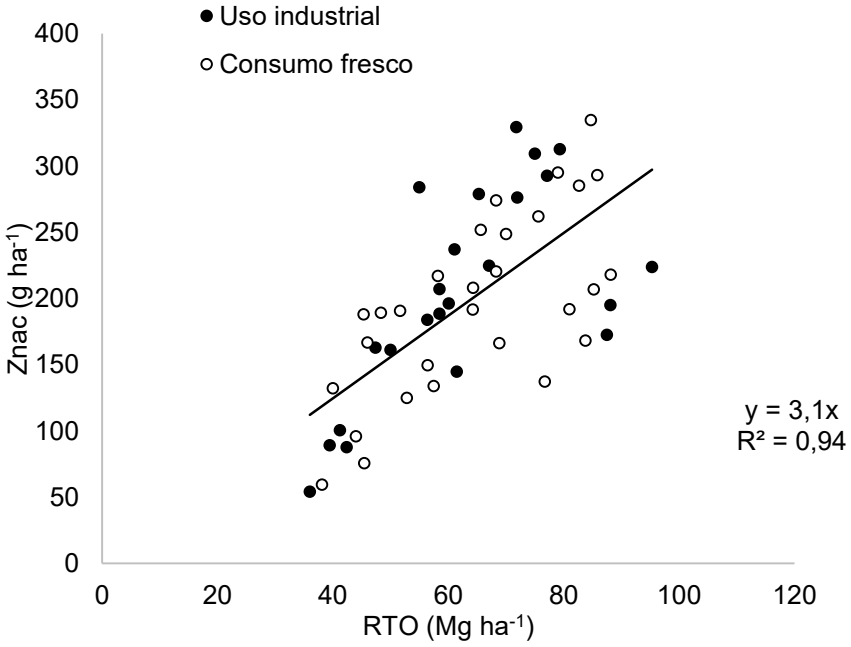


Figura 2. Zinc acumulado en los tubérculos a la cosecha (Znac) en función del rendimiento en peso fresco (RTO), para todos los sitios.

Se relacionó la respuesta en rendimiento en función del Zn-DTPA y se determinó un umbral crítico de 1,15 mg kg^{-1} de Zn-DTPA utilizando el método estadístico de Cate-Nelson (Cate y Nelson, 1971). Con este modelo, el 80,6 % de los sitios fueron correctamente diagnosticados (sitios localizados en los cuadrantes I y III, Figura 1b). Al igual que lo ocurrido para el umbral crítico de Zn-DTPA determinado a partir de la curva de calibración arcoseno-logaritmo descripta por Dyson y Conyers (2013) y modificada por Correndo et al. (2017); el umbral crítico de Zn-DTPA de 1,15 mg kg^{-1} utilizando el método estadístico de Cate-Nelson (Cate y Nelson, 1971) fue mayor que el determinado para maíz con el mismo método (0,99 mg kg^{-1}, Barbieri et al., 2017).

Se halló una relación lineal significativa (p <0,001) entre el Zn acumulado en los tubérculos a la cosecha y el rendimiento, tanto para las variedades de uso industrial como para la de consumo fresco (Figura 2). Para un rendimiento de 50 Mg ha^{-1}, los tubérculos extrajeron 156,7 g Zn ha^{-1} (3,1 g Zn/Mg tubérculo). Dicha asociación significativa entre el contenido de micronutrientes en los tubérculos y el rendimiento del cultivo puede ser de gran utilidad a la hora de fijar una dosis de reposición de Zn en función del rendimiento esperado.

CONCLUSIONES

Se estableció un umbral crítico de Zn-DTPA de 1,52 mg kg^{-1} usando la curva de calibración arcoseno-logaritmo y de 1,15 mg kg^{-1} utilizando el método estadístico de Cate-Nelson; por debajo de los cuales aumenta la probabilidad de obtener una respuesta en rendimiento a la fertilización con Zn en el cultivo de papa del Sudeste Bonaerense. Se determinó que la extracción de Zn por parte de los tubérculos fue 3,1 g Zn/Mg tubérculo. Los resultados de este estudio constituyen un valioso aporte para el manejo racional del Zn en papa, ya que, por un lado, permitirán prevenir deficiencias y evitar aplicaciones innecesarias en situaciones de elevada disponibilidad del nutriente y, por otro, establecer la dosis de reposición de Zn ante un rendimiento objetivo.

BIBLIOGRAFÍA

Barbieri, P. A., Sainz Rozas, H. R., Wyndgaard, N., Eyherabide, M., Reussi Calvo, N. I., Salvagiotti, F. (…) and Echeverría, H. E. (2017). Can edaphic variables improve DTPA-based zinc diagnosis in corn? Soil Sci. Soc. Am. J.- Soil Fertility y Plant Nutrition 81(3):556-563.

Bray, R. H. and Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic and available form of phosphorus in soil. Soil Sci. 59: 360-361.

Bremner, J. M. (1965). Total nitrogen In: Methods of soil analysis pt. 2. Chemical and microbiological properties. ASA, SSSA, Madison, W.I. Agronomy Monograph 9. pp. 1149-1178.

Bustos, A. N. (2022). Diagnóstico de la disponibilidad de zinc y boro para el cultivo de soja mediante el análisis de suelo y planta. Tesis Magister en Producción Vegetal. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. 72 p.

Cate, R. B. y Nelson, L. A. (1971). A simple statistical procedure for partitioning soil test correlation data into two classes. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35:658–660. doi:10.2136/sssaj1971.03615995003500040048x.

Cruzate, G. y Casas, R. (2009). Extracción de nutrientes en la agricultura argentina. Informaciones Agronómicas del Cono Sur 44: 21-26.

Correndo, A. A., Salvagiotti, F., García, F. O. and Gutiérrez-Boem, F. H. (2017). A modification of the arcsine–log calibration curve for analysing soil test value–relative yield relationships. Crop Pasture Sci. 68: 297–304. https://doi.org/10.1071/CP16444. http://gateway.webofknowledge.com/gateway/Gateway.cgi?GWVersion=2ySrcApp=PARTNER_APPySrcAuth=

Dewis, J. y Freitas, F. (1970). Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. FAO soils Bulletin 10:36-57.

Dyson, C. B. and Conyers, M. K. (2013). Methodology for online biometric analysis of soil test-crop response datasets. Crop Pasture Sci. 64: 435–441. https://doi.org/10.1071/CP13009. http://gateway.webofknowledge.com/gateway/Gateway.cgi?GWVersion=2ySrcApp=PARTNER_APPySrcAut.

Keeney, D. R. (1982). Nitrogen-availability indexes. En: A. L. Page et al. (eds.). Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. pp. 711-733.

Lindsay, W. L. and Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. Marschner, H. 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London. pp 347- 369.

Marschner, H. (1986). Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London. pp 347-369.

Pearce, A. W., Slaton, N. A., Lyons, S. E., Bolster, C. H., Bruulsema, T. W., Grove, J. H., Jones, J. D., McGrath, J. M., Miguez, F. E., Nelson, N. O., Osmond, D. L., Parvej, M. R., Pena-Yewtukhiw, E. M. and Spargo, J. T. (2022). Defining relative yield for soil test correlation and calibration trials in the Fertilizer Recommendation Support Tool. Soil Science Society of America Journal, 86(5), 1338–1353. https://doi.org/10.1002/saj2.20450

Sainz Rozas, H. R., Eyherabide, M., Echeverría, H. E., Barbieri, P., Angelini, H., Larrea, G. E., Ferraris, G. y Barraco, M. (2013). ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos? Actas del Simposio Fertilidad. Rosario, 22 a 23 de mayo de 2013. pp 62-72.

Sainz Rozas, H. R., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, N., Angelini, H., Reussi Calvo, N. y Wingaard, N. (2019). Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. Actas del Simposio Fertilidad. Rosario, 8 a 9 de mayo de 2019.

SAS Institute. (2001). The SAS System for Windows. Release version 6.12. SAS Inst., Cary, NC.

Soil Survey Staff. (1999). Mollisols. In: Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd. ed. USDA, Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. Agriculture Handbook N°436, pp.555-654.

Walkley, A. and Black, Y. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-37.

EFECTO DE FUENTES Y DOSIS NITROGENADAS EN LA PRODUCCIÓN DE PAPA EN TUCUMÁN

Sopena, R. A.[1*], Garcia, J. A.[1], Quiroga, R. J.[1], Gallac, M. M.[1], Martos, G. G.[1, 2]

[1] INTA EEA Famailla, Ruta Provincial 301 Km.32 Padilla, Famailla, Tucuman; [2] CONICET.
* sopena.roberto@inta.gob.ar

RESUMEN: La producción de papa en Tucumán, concentrada en el sur provincial, es clave para el mercado de primicia nacional. No obstante, la eficiencia del uso del nitrógeno (EUN) enfrenta desafíos por condiciones climáticas y falta de dosis regionales actualizadas. El exceso de nitrógeno (N) no solo afecta la calidad del tubérculo y retrasa la tuberización, sino que incrementa la lixiviación de nitratos y las emisiones de gases efecto invernadero (GEI). El objetivo de este trabajo fue analizar el efecto de diversas fuentes, dosis y fraccionamientos de fertilizantes nitrogenados sobre el rendimiento de papa. El ensayo se realizó en Los Sarmientos sobre un suelo Hapludol tapto árgico. Se evaluaron seis tratamientos: dos basados en la dosis típica del productor (205 kg N/ha con urea) y cuatro con dosis ajustadas según oferta inicial de nitratos y demanda potencial (165 kg N/ha), empleando fuentes como fosfato diamonico, urea, sulfato de amonio y nitrodoble. Las aplicaciones fueron fraccionadas (plantación y aporque). Se monitoreó la dinámica de nitratos en suelo mediante el método de Harper en cuatro momentos del ciclo. Los resultados indicaron que el tratamiento con sulfato de amonio (165 kg N/ha) obtuvo el mayor rendimiento con diferencias significativas, superando incluso a los tratamientos con dosis más elevadas (205 kg N/ha), los cuales mostraron una sobreoferta de N hacia el final del ciclo, 110 días después de plantación, (ddp). La ausencia de respuesta al fósforo se atribuyó a los altos niveles basales del suelo (137 ppm). Se concluye que la optimización de la EUN requiere el ajuste de dosis mediante análisis de suelo y el uso o aprovechamiento de otras fuentes alternativas. A futuro se recomienda integrar el nitrógeno incubado en anaerobiosis (Nan) como herramienta predictiva para mejorar el diagnóstico previo a la fertilización.

PALABRAS CLAVE: Eficiencia, Nutrientes, Sulfato de Amonio.

INTRODUCCIÓN

El cultivo de papa representa una contribución importante para la economía de Tucumán, aportando la oferta primicia al mercado nacional durante el bimestre septiembre-octubre. Con una superficie anual de entre 8.000 y 9.500 ha, concentrada principalmente en el sur provincial (Scandaliaris et al., 2025). El suministro de agua y de nitrógeno (N) son los factores que generalmente condicionan la productividad y calidad del cultivo de papa, ya que tanto el déficit como el exceso ocasionan inconvenientes. Las desviaciones hídricas, por déficit o exceso, comprometen el sistema; en particular, la sobreoferta por riego induce la percolación profunda y el arrastre de solutos, reduciendo la eficiencia de un recurso escaso. Simultáneamente, una oferta excesiva de nitrógeno (N) incrementa las pérdidas del sistema suelo-planta, promoviendo la lixiviación de nitratos hacia los acuíferos y reduciendo el contenido de materia seca en los tubérculos (Echeverría y Giletto, 2024). Por otra parte, la sobreoferta de N en etapas tempranas retrasa la tuberización (Saluzzo et al., 1999), por lo que se recomienda sincronizar la disponibilidad del nutriente con el inicio de formación y el llenado de los tubérculos.

En Tucumán, las plantaciones de junio enfrentan bajas temperaturas que limitan la mineralización nitrogenada, quedando el fertilizante expuesto a lavados por riego. La magnitud de estas pérdidas está supeditada a las propiedades edáficas, el clima y las prácticas de manejo (Giletto & Echeverría, 2013). La aplicación de fertilizantes nitrogenados

para aumentar el rendimiento de los cultivos influye de manera significativa en las emisiones de óxido nitroso (N_2 O) desde el suelo. En este sentido, mejorar la eficiencia en el uso de fertilizantes constituye una estrategia para mitigar parcialmente dichas emisiones (Maciel et al., 2025). La fertilización nitrogenada es un factor clave en la determinación del rendimiento del cultivo de papa, y en Tucuman no hay referencias actualizadas respecto a la dosis de N recomendable para maximizar la rentabilidad del cultivo y mejorar la eficiencia del uso del nutriente, por lo que se plantea la necesidad de indagar sobre este tema.
El objetivo del trabajo consistió en analizar el efecto de distintas fuentes de fertilizantes nitrogenados sobre la producción de tubérculos, con aplicaciones de dosis diferenciales y fraccionadas durante del ciclo del cultivo de papa.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se situó en la localidad de Los Sarmientos, Dpto. Rio Chico, Tucuman. Una semana previa a la plantación, se realizó muestreo inicial de suelo a una profundidad de 0,30 m. El mismo se corresponde con un Hapludol tapto argico, textura franca arcillo limosa, buen drenaje interno, con un pH de 5,6, un contenido de 2,8 % de materia orgánica y fosforo con 137 ppm (Bray II). La preparación de suelo, que tuvo como cultivo antecesor al maíz, incluyó dos labores con rastra de discos, una labranza intermedia con dos labores de cincel y finalmente uso de la rastra de disco con rolo desterronador para asegurar una buena cama de plantación. La distancia entre hileras o bordos del cultivo fue de 0,80 m, la fecha de plantación del cultivo de papa fue el 05/06/2025 y la variedad empleada corresponde a Spunta. Se realizaron seis tratamientos y el diseño experimental consistió en franjas, con ancho de 12 líneas de cultivo por cada tratamiento y largo de 75 metros, lo que equivale a una superficie de parcela de 720 m^2. Para los tratamientos 1 y 2, se consideró la dosis frecuente del productor, en base a encuestas e informantes claves en el cultivo de papa y que equivale a 205 kilos de unidades de N por hectárea (ha). Los tratamientos entre si difieren en el fraccionamiento de la fuente Urea. En los tratamientos 3, 4, 5 y 6, las dosis se definen a partir de la oferta inicial de nitratos y potencial demanda del cultivo para un rendimiento de 50 $ton.ha^{-1}$ de tubérculos, (sin considerar el nitrógeno disponible por mineralización de materia orgánica). En todos los tratamientos se fraccionan las aplicaciones, al momento de plantación y a los 40 días después de plantación (ddp), con la operación de aporque frecuentemente realizada por el productor, entre 15-20 días antes del inicio de tuberización de la papa. Las fuentes de fertilizantes empleadas fueron:

- Fosfato diamonico: 18-46-00
- Urea: 46-0-0
- Sulfato de amonio: 21-0-0-6-4-0
- Nitrodoble: 27-0-0-6-4-0

En la tabla 1 se brinda el detalle de los distintos tratamientos.

Tabla 1. Fuente de fertilizante empleada, unidades equivalentes de nutrientes y momentos de aplicación para cada tratamiento.

Tratamientos	Momentos de aplicación	Fuentes	Dosis fertilizantes kg ha^{-1}	Dosis de N kg ha^{-1}	Dosis de P kg ha^{-1}
Tratamiento 1	Plantación	18-46-0	330	59	152
	40 ddp	46-0-0	320	147	
Tratamiento 2	Plantación	18-46-0	330	59	152
		46-0-0	80	37	
	40 ddp	46-0-0	240	110	
Tratamiento 3	Plantación	18-46-0	330	59	152
		46-0-0	80	37	
	40 ddp	46-0-0	150	69	
Tratamiento 4	Plantación	21-0-0-6-4-0	260	55	
	40 ddp	21-0-0-6-4-0	520	110	
Tratamiento 5	Plantación	46-0-0	120	55	
	40 ddp	46-0-0	240	110	
Tratamiento 6	Plantación	27-0-0-6-4-0	200	54	
	40 ddp	27-0-0-6-4-0	410	111	

(ddp): días después de plantación

Al momento de plantación del cultivo (05/06/2025) se realizó el muestreo inicial de nitratos en suelo, recolectando una muestra compuesta por tratamiento, en la profundidad de 0-20 cm. Los muestreos sucesivos de nitratos en suelo se realizaron los días 29/07/2025, (55 ddp), 28/08/2025 (85 ddp) y 22/09/2025 (110 ddp). Los nitratos del suelo se determinaron por el método colorimétrico de Harper, las muestras se analizaron húmedas y la extracción se realizó con K_2 SO_4 0,05 mol L^{-1} (1:5). Los extractos reaccionaron con ácido fenol disulfónico y luego se alcalinizaron con amoníaco. La absorbancia se midió a 420 nm en UV-Vis de barrido automático (PerkinElmer LAMBDA 35) y la cuantificación se realizó mediante curva de calibración con estándares de nitrato en el rango 0–22 mg. El coeficiente de determinación (R2) de las curvas fue superior a 0.995 en todas las series analíticas, cumpliendo con el requisito de linealidad del método y para el procesamiento estadístico de datos se realizó mediante estadística descriptiva, empleando la media como medida de tendencia central y la desviación estándar como medida de dispersión.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El muestreo de precosecha se realizó el 22/09/2025 (110 ddp) a partir de la recolección total de tubérculos en 2 m lineales, dentro de las líneas centrales de cada tratamiento y en 4 puntos de recolección o pseudoreplicas. Los resultados de producción, expresados en Tn.ha^{-1} se los presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores de producción, dispuestos en orden decreciente, para cada tratamiento y expresados en Tn.ha^{-1} de tubérculos.

Tratamientos	Producción (Tn.ha^{-1})	Significancia
Tratamiento 4	52,8	B
Tratamiento 3	42,9	A
Tratamiento 5	41,0	A
Tratamiento 6	40,9	A
Tratamiento 1	37,1	A
Tratamiento 2	36,6	A

Se utilizó la prueba DGC para p-valor < 0,05, correspondiente a la versión del software estadístico INFOSTAT 2020 (Di Rienzo et al., 2020).

En cuanto a los rendimientos de tubérculos por ha. la mejor respuesta y con diferencias significativas sobre los otros tratamientos, se registra en el tratamiento 4, que corresponde a la fuente Sulfato de amonio, con 165 unidades equivalentes de N por ha. Los tratamientos 3, 5 y 6, no presentan mayores diferencias entre sí y tienen las mismas unidades equivalentes de N que el tratamiento 4. Los tratamientos 1 y 2, que se pueden interpretar como tratamientos testigos o de referencias por el productor, presentan los menores niveles de producción, con una mayor provisión de N por ha, de 205 unidades equivalentes. Por otra parte, los tratamientos que en la fuente nitrogenada empleada incluyeron fosforo (152 unidades por ha), no expresan mejores rendimientos al resto, lo que implica que la falta de respuesta se puede atribuir a los altos niveles de este elemento en el suelo (137 ppm).

Respecto a los distintos muestreos y conocer la evolución de nitratos en el suelo para los diferentes tratamientos a lo largo del ciclo del cultivo, los valores obtenidos después de procesadas las muestras se los representa en la Figura 1.

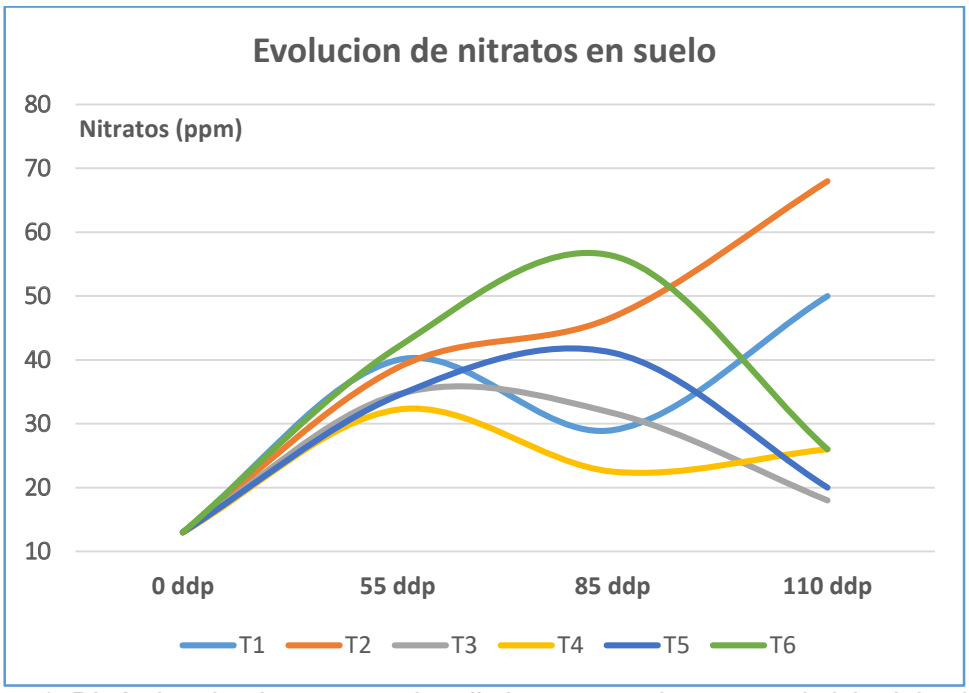


Figura 1. Dinámica de nitratos para los distintos tratamientos en el ciclo del cultivo.

Respecto a la dinámica de nitratos durante el ciclo, los tratamientos 3 y 4, reflejan los mayores valores en suelo cerca de los 55 ddp, coincidiendo con el inicio de tuberización y luego disminuye. Esto supone que a medida que avanza el ciclo del cultivo y aumenta la demanda

de N por los tubérculos la oferta en el suelo es menor. Para los tratamientos 5 y 6 se observa un pico cerca del periodo de llenado y decreciendo hacia el final. Los tratamientos 1 y 2, que coinciden con las mayores dosis de N, muestran un repunte en la oferta de nitratos en suelo desde los 85 ddp hacia fin del ciclo, lo que induce a pensar en una sobreoferta de N por el cultivo y que por los valores de producción obtenidos no se correlacionan con mayores rindes.

CONCLUSIONES

El empleo del Sulfato de Amonio, si bien es una fuente conocida por los productores, no es muy empleada en el esquema de fertilización, por lo que corresponde indagar más sobre el uso de esta. Por otra parte, será necesario considerar la respuesta positiva al agregado de azufre, en base a la disponibilidad inicial de este elemento en los suelos.
Es necesaria la definición de dosis óptimas y fraccionadas para optimizar la nutrición del cultivo. Esta estrategia previene excesos de N en etapas críticas-inicio de tuberización y llenado-, asegurando la eficiencia del recurso y mitigando la lixiviación. En las zonas productoras de Tucumán, resulta clave investigar la eficiencia de fuentes alternativas de N y validar el análisis de suelos como herramienta esencial para determinar la disponibilidad inicial de nitratos. Finalmente, sería importante incorporar como herramienta de predicción el nitrógeno incubado en anaerobiosis (Nan), para un mejor ajuste de la fertilización nitrogenada y una optimización de esta.

AGRADECIMIENTOS

Al personal de la AER Aguilares de INTA por la gestión del lote productivo para conducir el ensayo y al proyecto regional de INTA I 059, “Innovación tecnológica, social y ambiental de los sistemas productivos agrícolas de la región, por el financiamiento de las actividades.

BIBLIOGRAFÍA

Echeverria, H.E y Gilleto, C.M. (2024). Papa.Cap 21. Pág. 569-589.En Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. 2024.* Compiladores: Hernán E. Echeverría, Fernando O. García. Buenos Aires. Ediciones INTA, Centro Regional Buenos Aires Sur, 2024.878 p.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2020). InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. http://www.infostat.com.ar.

Giletto, C.M., Rattin, J. E., Echeverria, H. E. y Caldiz, D.O. (2006). Evaluación de la nutrición nitrogenada en nuevas variedades de papa aptas para el procesamiento industrial. Cienc. suelo, Buenos Aires, v. 24, n. 1, p. 65-75, jul. 2006.

Giletto, C.M. and H.E Echeverría. (2013). Nitrogen balance for potato crops in the southeast pampa’s region, Argentina. Nutr. Cycl. Agroecosys 95: 73-86.

Maciel, S.N., Angelini, H.P. y Bedogni, M.C. (2025). Evaluación comparativa de las emisiones de óxido nitroso (N_2 O) en el cultivo de papa bajo diferentes manejos de fertilización nitrogenada y su impacto ambiental. XIII Encuentro Argentino de Ciclo de Vida. XII Encuentro de la Red Argentina de Huella Hídrica. ENARCIV 2025, 25 – 27 de septiembre, Mendoza, Argentina.

Saluzzo, J.A., H.E. Echeverría, F. Andrade and M. Huarte. (1999). Nitrogen nutrition of potato cultivars differs in maturity. J. Agron. Crop Sci.183: 157-165.

Scandaliaris, P., Fandos, C., Carreras Baldrés, J.I., Soria, F., Ale, J. y Forns, A. (2025). Relevamiento del área cultivada con papa en la campaña 2024 en el pedemonte y llanura de Tucumán y comparación con campañas precedentes. Reporte Agroindustrial EEAOC, 333, enero 2025. 8 pp. Disponible en https://www.eeaoc.gob.ar/.

PRODUCTIVIDAD DE SECUENCIAS INTENSIFICADAS CON CULTIVOS DE SERVICIOS

Spinozzi, J.[1*], Berardi, J.[1], Madias, A.[2], Álvarez Prado, S.[1]

[1] Facultad Ciencias Agrarias UNR; [2] Gerente Sistema Chacras, AAPRESID. * Ruta Nacional 33, km 774, (S2123) Zavalla, Prov. de Santa Fe, joelspinozzi@gmail.com

RESUMEN: la incorporación de cultivos de servicios (CS) en secuencias agrícolas representa una alternativa para intensificar los sistemas productivos, aunque su impacto depende de la especie antecesora y del manejo nutricional aplicado tanto al cultivo invernal como al cultivo estival (CE). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintos cultivos de servicio y esquemas de manejo nutricional sobre el rendimiento en grano del maíz tardío y la productividad de la secuencia cuantificada como energía acumulada en la biomasa aérea producida. El experimento se realizó en condiciones de secano en la región pampeana, considerando tres antecesores: barbecho, gramínea y vicia. La gramínea recibió dos niveles de fertilización nitrogenada, al igual que vicia con inoculación, combinándose estos tratamientos con fertilización nitrogenada en maíz tardío. Se determinó el rendimiento en grano del cultivo estival y la productividad energética total de la secuencia. Las secuencias con gramíneas presentaron las mayores penalizaciones productivas en ausencia de fertilización nitrogenada en el cultivo estival, mientras que las secuencias con vicia mostraron rendimientos comparables o superiores al barbecho. Desde una perspectiva sistémica, la inclusión de cultivos de servicio incrementó la productividad energética total respecto al barbecho, debido al aporte adicional de biomasa invernal, destacándose particularmente las combinaciones que integraron CS inoculado o fertilizado y fertilización nitrogenada en maíz. Los resultados confirman que la evaluación basada en energía acumulada permite una valoración más integral del funcionamiento de las secuencias agrícolas, evidenciando que la incorporación de cultivos de servicio puede incrementar la productividad total del sistema aun cuando el cultivo estival no presente incrementos de rendimiento.

PALABRAS CLAVE: cultivos de servicios, maíz, productividad.

INTRODUCCIÓN

En los agroecosistemas modernos, la maximización de la rentabilidad económica suele alcanzarse a expensas de otros servicios ecosistémicos. En este contexto, la mayor proporción de la energía capturada se destina a la producción de granos, mientras que la asignación a otros servicios, como la regulación de los ciclos de nutrientes, resulta limitada. Para incrementar la provisión de estos servicios, es necesario reducir la producción de granos o aumentar la entrada de energía al sistema. La creciente demanda de producciones más sostenibles plantea la necesidad de transformar los sistemas agrícolas hacia esquemas menos agresivos con el ambiente, sin comprometer la productividad. Este desafío requiere el desarrollo de estrategias de manejo que optimicen el uso de los recursos en las secuencias agrícolas. El objetivo del presente trabajo es evaluar en diferentes secuencias agrícolas y ambientes, el efecto de la incorporación de cultivos de servicio (CS) con distinta disponibilidad de recursos sobre la productividad de la secuencia CS–Maíz sucesor.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se condujeron 34 experimentos a campo en lotes de producción entre las campañas 2019/20 (17 experimentos) y 2020/21 (17 experimentos), abarcando una gran variabilidad edáfica, climática y de manejo. Estos experimentos fueron coordinados por la Red de Cultivos de Servicios (RCS) de la Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (AAPRESID).

Los tratamientos evaluados consistieron en el aumento de la disponibilidad de nutrientes mediante la fertilización nitrogenada en cultivos de servicio gramíneas y la inoculación en cultivos de servicio leguminosas. En el caso de las gramíneas, se aplicó fertilización nitrogenada a razón de aproximadamente 50 kg N ha^{-1}, utilizando urea aplicada al voleo entre la siembra y el inicio del macollaje. Para los cultivos de vicia, se realizó la inoculación con *Rhizobium viciarum* biovar *viciae*, empleando el producto comercial Signum Vicia (Rizobacter) a una dosis de 200 mL cada 50 kg de semilla. En todos los casos se incluyó un tratamiento testigo sin fertilización ni inoculación, según correspondiera. Los experimentos se establecieron bajo un diseño en bloques completos aleatorizados con dos repeticiones. El tamaño de las parcelas varió entre 4 y 13 m de ancho y entre 100 y 300 m de largo, en función de las condiciones operativas de cada establecimiento. Cada ensayo fue manejado de acuerdo con las decisiones del productor en cuanto a fecha de siembra, densidad de plantas y manejo nutricional, utilizando la tecnología disponible en cada caso (sembradoras, pulverizadoras y cosechadoras). Este enfoque permitió que los experimentos fueran representativos de los sistemas productivos predominantes en cada región. El control de malezas, insectos y enfermedades se realizó mediante prácticas químicas estándar. El efecto de los tratamientos se evaluó sobre la producción de biomasa de los cultivos de servicio y sobre el rendimiento del cultivo estival sucesor. La biomasa de los CS se determinó mediante la cosecha manual de una superficie conocida en cada parcela; el material recolectado se secó en estufa hasta peso constante y se expresó como kilogramos de materia seca (MS) por hectárea. El rendimiento en grano del cultivo estival se determinó mediante la cosecha mecánica de la parcela completa, el pesaje de la masa total de granos cosechados y su posterior división por la superficie cosechada. El rendimiento se ajustó a una humedad estándar del 13,5%, a partir de la determinación del contenido de humedad de grano en cada parcela. La biomasa aérea del cultivo estival se estimó asumiendo un índice de cosecha fijo.

Para abordar este objetivo, se analizó en primer lugar el rendimiento en grano del cultivo estival considerando el antecesor invernal (barbecho, cultivos de servicios gramínea o cultivos de servicios vicia). Posteriormente, se incorporaron dos factores de manejo asociados a la disponibilidad de nutrientes:

- Fert1: manejo nutricional aplicado a los cultivos de servicio, que incluyó fertilización nitrogenada en cultivos de servicio gramíneos e inoculación biológica en cultivos de servicio vicia. En el tratamiento barbecho no se aplicó este factor.
- Fert2: fertilización nitrogenada aplicada al cultivo estival maíz, independientemente del antecesor y del tratamiento Fert1.

Se consideró el nivel de fertilización nitrogenada aplicada al cultivo de maíz (Fert2), el cual varió entre 30 y 148 kg ha^{-1} de N. Para analizar el efecto del antecesor y de la disponibilidad de nutrientes sobre el rendimiento del maíz tardío, se ajustaron modelos lineales mixtos utilizando el paquete **lme4** (función *lmer*; Bates et al., 2013) en el software R (R Core Team, 2023). Inicialmente, se evaluó una estructura de efectos aleatorios que incluyó bloques anidados dentro de cada sitio (año–localidad). Sin embargo, la varianza asociada al factor bloque resultó nula, por lo que el modelo final incluyó al sitio (cod) como único efecto aleatorio. Los efectos fijos considerados fueron la familia del antecesor (barbecho, gramíneas o vicia), el manejo nutricional de los cultivos de servicio (Fert1) y el nivel de fertilización nitrogenada del cultivo estival maíz (Fert2). Las medias ajustadas se estimaron mediante el paquete **emmeans** (Lenth, 2023) y las comparaciones múltiples se realizaron a través de agrupamientos con letras utilizando la función *cld()*. Los resultados se representaron gráficamente mediante diagramas de caja, comparando los rangos de rendimiento (kg ha^{-1}) entre familias de cultivos de servicio, niveles de fertilización o inoculación en los cultivos de servicio y niveles de fertilización del cultivo estival.

De manera complementaria, la productividad de las secuencias CS–CE se evaluó en términos energéticos como un indicador integrador del funcionamiento del sistema. Este enfoque permitió homogeneizar la comparación entre tratamientos, incorporando no solo el rendimiento en grano del cultivo estival, sino también el aporte de biomasa de los cultivos de servicio, el cual no se refleja al analizar exclusivamente variables productivas tradicionales. Para ello, la biomasa aérea de los cultivos de servicio y el grano y rastrojo del cultivo estival

se convirtieron a energía bruta (EB), expresada en MJ ha^{-1}, utilizando valores bibliográficos específicos para cada cultivo y componente (Baran, 2016; Heuzé et al., 2016; Huang et al., 2017; Lizotte et al., 2015; Morissette et al., 2011). La productividad energética de las secuencias CS–CE también se analizó mediante modelos lineales mixtos, con una estructura análoga a la utilizada para el análisis de rendimiento. En estos modelos, el sitio se consideró como efecto aleatorio, mientras que la familia del antecesor, el manejo nutricional de los cultivos de servicio (Fert1) y la fertilización del cultivo estival maíz (Fert2) se incluyeron como efectos fijos. Las medias ajustadas y las comparaciones múltiples se estimaron utilizando nuevamente el paquete **emmeans**, y los resultados se representaron mediante diagramas de caja, siguiendo las mismas convenciones gráficas previamente descriptas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rendimiento del maíz tardío estuvo condicionado por la interacción entre el cultivo de servicio (CS), el manejo del CS (fertilización o inoculación) y la aplicación de nitrógeno (N) al cultivo estival ($p < 0,001$; Fig. XX).

Las menores rendimientos se registraron cuando el maíz no recibió N y el antecesor fue una gramínea, con valores cercanos a 6.300–6.500 kg ha^{-1}. Estos tratamientos resultaron entre 30 y 33 % inferiores respecto de las combinaciones de mayor desempeño, evidenciando un efecto negativo del antecesor gramínea bajo restricción de N.

La fertilización nitrogenada del maíz atenuó parcialmente este efecto. En las secuencias con gramínea, la aplicación de N incrementó el rendimiento entre 18 y 34 %, respecto a los tratamientos sin N.

En contraste, las secuencias con vicia mostraron una respuesta más favorable. El mayor rendimiento se obtuvo cuando la vicia fue inoculada y el maíz recibió N (9.262 kg ha^{-1}), superando incluso al barbecho fertilizado (9.156 kg ha^{-1}). En general, la fertilización del maíz incrementó el rendimiento independientemente del antecesor; sin embargo, la combinación de inoculación en vicia y N en maíz constituyó la estrategia más eficiente.

En conjunto, los resultados indican que el efecto del CS sobre el maíz no depende únicamente de su especie, sino también del manejo nutricional aplicado tanto al cultivo de servicio como al cultivo sucesor.

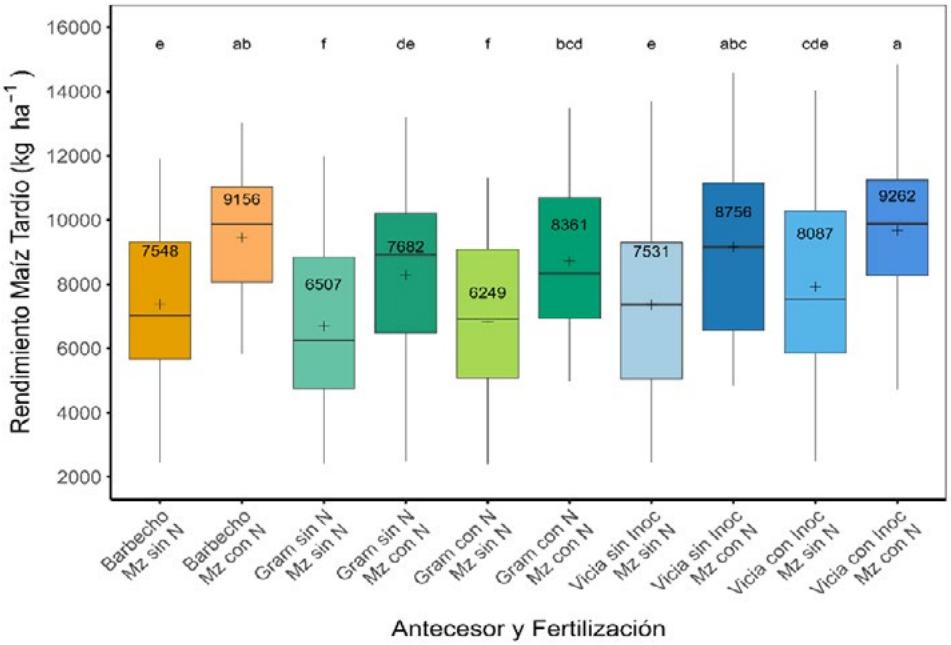


Figura 1. Rendimiento de Maíz tardío según el CS antecesor y el nivel de fertilización en el CS y el CE.

Productividad energética de la secuencia CS–maíz

La energía acumulada de la secuencia también fue afectada por la interacción entre antecesor y manejo de la fertilización ($p < 0,01$; Fig. XX).

El menor valor correspondió a la secuencia barbecho–maíz sin N (297.314 MJ ha^{-1}). La fertilización nitrogenada del maíz elevó este valor a 351.253 MJ ha^{-1}, evidenciando el efecto directo del agregado de nitrógeno sobre la productividad energética del cultivo estival.

En las secuencias con gramíneas, la aplicación de N al maíz incrementó la energía acumulada entre 11 y 18 %, respecto a los tratamientos sin N. Las secuencias con vicia mostraron un patrón similar de respuesta al N en maíz, con incrementos del orden del 13 %. No obstante, los mayores valores absolutos de energía acumulada se registraron en la combinación gramínea fertilizada–maíz fertilizado (512.298 MJ ha^{-1}), seguida por vicia inoculada–maíz fertilizado (477.948 MJ ha^{-1}).

Esto sugiere que la productividad energética no solo responde al rendimiento del cultivo estival, sino también a la secuencia rotacional y al manejo previo del CS.

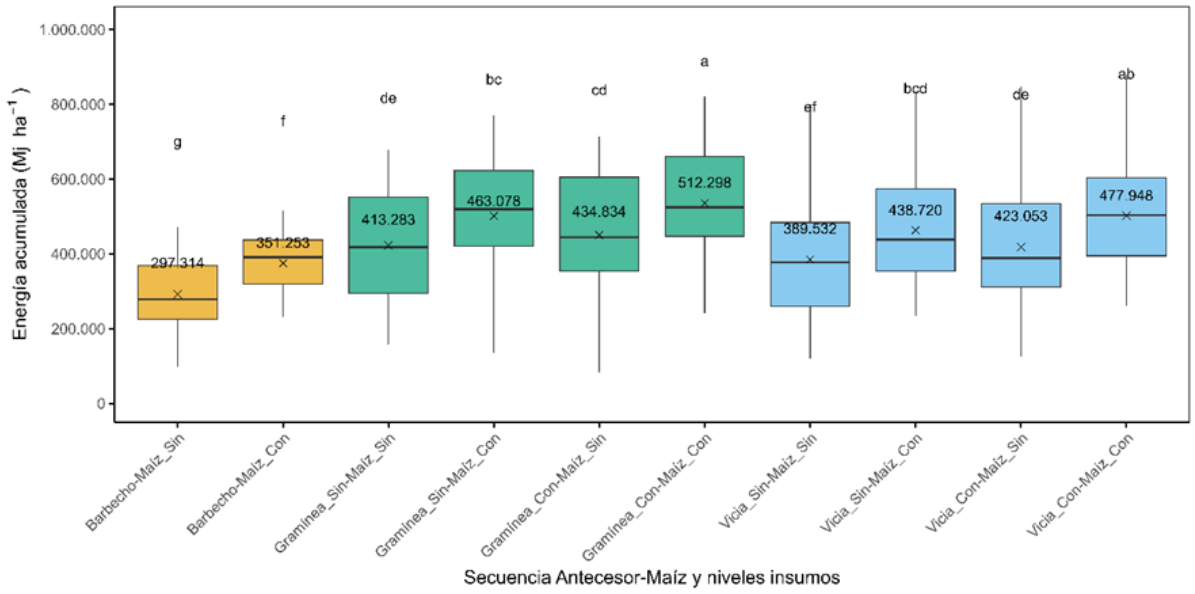


Figura 2. Energía acumulada en la secuencia con Maíz tardío según el CS antecesor y el nivel de fertilización en el CS y el CE.

CONCLUSIONES

La fertilización nitrogenada del maíz tardío constituyó un determinante principal de la productividad, evidenciando incrementos consistentes del rendimiento independientemente del cultivo de servicio (CS) antecesor. Estos resultados confirman que, aun en sistemas intensificados mediante la inclusión de cultivos invernales, el manejo del nitrógeno del cultivo estival continúa siendo un componente central en la definición del desempeño productivo.

No obstante, la magnitud de la respuesta al N estuvo condicionada por el tipo de CS incorporado en la secuencia. En las rotaciones con gramíneas, la aplicación de nitrógeno en maíz redujo parcialmente la penalización observada en ausencia de fertilización, lo que indica que una proporción importante del efecto negativo del antecesor estuvo asociada a limitaciones en la disponibilidad de N para el cultivo sucesor, en concordancia con lo reportado por Alvarez et al. (2017). Este comportamiento resulta consistente con procesos de inmovilización vinculados a residuos de elevada relación C:N. Sin embargo, aún bajo fertilización, el rendimiento no alcanzó completamente los niveles observados en otros antecesores, lo que sugiere que el efecto de las gramíneas trasciende la restricción nutricional inmediata.

En contraste, las secuencias con vicia mostraron una menor dependencia del agregado de nitrógeno en el cultivo estival, evidenciando una respuesta más moderada a la fertilización. Este patrón sugiere que parte de la demanda nitrogenada del maíz habría sido cubierta por el

aporte biológico generado durante el período invernal, tal como ha sido señalado previamente por distintos autores (Alvarez et al., 2017; Carciochi et al., 2021; Restovich et al., 2013). En este sentido, la superioridad productiva de las secuencias vicia–maíz respecto de gramínea–maíz e incluso barbecho–maíz ha sido documentada en diversos ambientes y condiciones de manejo (Barraco et al., 2022; Barberousse et al., 2020; De Sá Pereira et al., 2014), destacando la capacidad de las leguminosas para mejorar el balance de nitrógeno del sistema y la eficiencia de uso del fertilizante aplicado al cultivo sucesor.

En términos generales, la fertilización nitrogenada incrementó el rendimiento del maíz entre un 20 y un 35 % respecto a los tratamientos sin N, confirmando una respuesta robusta a lo largo de los distintos escenarios evaluados. En consecuencia, la inclusión de cultivos de servicio no reemplaza la necesidad de un manejo adecuado del nitrógeno en el cultivo de cosecha, sino que redefine el contexto en el cual dicha estrategia debe ser ajustada.

El análisis basado en productividad energética permitió ampliar la evaluación del sistema más allá del rendimiento en grano, incorporando la contribución de la biomasa generada durante el ciclo invernal. Desde esta perspectiva, el desempeño de las secuencias mostró matices que no resultan evidentes cuando se considera únicamente el cultivo estival.

Si bien las gramíneas como CS redujeron el rendimiento del maíz en determinados escenarios, su elevada producción de biomasa invernal compensó ampliamente dichas penalidades al analizar la energía acumulada total, superando al barbecho en términos de producción primaria del sistema. Esto pone de relieve que el impacto de los cultivos de servicio no debe evaluarse exclusivamente en función del cultivo sucesor, sino en el marco de la intensificación global de la secuencia.

Las secuencias con vicia, por su parte, lograron combinar rendimientos de maíz equivalentes o superiores al barbecho con un aporte adicional de biomasa, alcanzando elevados niveles de energía acumulada sin penalizaciones productivas. Particularmente, la integración de inoculación en el CS y fertilización nitrogenada en el maíz permitió maximizar el desempeño energético del sistema.

En conjunto, los resultados indican que la energía acumulada constituye un indicador integrador y superador del rendimiento individual del cultivo estival, permitiendo una valoración más completa del funcionamiento de secuencias agrícolas que incorporan cultivos de servicio.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez, R., Steinbach, H. S. y De Paepe, J. L. (2017). Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. Soil and Tillage Research, 170, 53-65.

Barraco, M., Álvarez, C., Girón, P. y Aguirre, M. A. (2022). Impacto del manejo de cultivos de cobertura sobre la productividad de maíz tardío. *XXVIII*, 976.

Baran, M. F. (2016). Energy Analysis of Summery Vetch Production in Turkey: A Case Study for Kirklareli Province. *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci*, *16*, 209-215.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. y Walker, S. (2013). lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-21. http://CRAN.R-project.org/package=lme4 (Ultimo acceso 2024)

Barberousse Aguirre, J. y Sanguinetti Young, I. (2020). *Efecto de los cultivos de cobertura y la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento del maíz.* Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Agronomía.

Carciochi, W. D., Massigoge, I., Lapaz Olveira, A., Reussi Calvo, N. I., Cafaro La Menza, F., Sainz Rozas, H. R., ... y Ciampitti, I. A. (2021). Cover crop species can increase or decrease the fertilizer-nitrogen requirement in maize. *Agronomy Journal*, *113*(6), 5412-5423.

De Sá Pereira, E., Galantini, J. A., Quiroga, A. R. y Landriscini, M. R. (2014). Efecto de los cultivos de cobertura otoño invernales, sobre el rendimiento y acumulación de N en maíz en el sudoeste bonaerense. *Ciencia del suelo*, *32*(2), 219-231.

Heuzé V., Tran G., Boudon A. y Lebas F. (2016). Oat forage. Feedipedia, a programme by INRAE, CIRAD, AFZ and FAO. https://www.feedipedia.org/node/500 Last updated on April 13, 2016, 16:26

Huang, Y. F., Gao, X. L., Nan, Z. B. y Zhang, Z. X. (2017). Potential value of the common vetch (Vicia sativa L.) as an animal feedstuff: a review. Journal of animal physiology and animal nutrition, 101(5), 807-823.

Lenth, R. (2023). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means_. *R package version 1.8. 5*.

Lizotte, P. L., Savoie, P. y De Champlain, A. (2015). Ash content and calorific energy of corn stover components in Eastern Canada. *Energies*, *8*(6), 4827-4838.

Morissette, R., Savoie, P. y Villeneuve, J. (2011). Combustion of corn stover bales in a small 146-kW boiler. *Energies*, *4*(7), 1102–1111. https://doi.org/10.3390/en4071102

Pinto, P., Fernández-Long, M. E. y Piñeiro, G. (2017). Including Cover Crops during fallow periods for increasing ecosystem services: is it possible in croplands of Southern South America? Agriculture Ecosystems and Environment, 248, pp.48–57.

R Core Team (2023). R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/).

Restovich, S. y Andriulo, A. (2013). Cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: biomasa aérea, captura de nitrógeno, consumo de agua y efecto sobre el rendimiento en grano. *Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción*, 29-35.

EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL COMPOSTADO EN SUELO DE LOTES AGRÍCOLAS

Varillas, G. B.[1*], Maekawa, M.[1], Diez, M.[2]

[1] AER INTA Trenque Lauquen; [2] EEA INTA General Villegas * Tte Gral. Uriburu 259, Trenque Lauquen, (6400). Prov. de Buenos Aires, varillas.graciela@inta.gob.ar

RESUMEN: Este ensayo se realizó sobre un suelo Hapludol éntico, de textura franco-arenosa ubicado en el oeste de la provincia de Buenos Aires. El mismo consistió en aplicar una dosis de 40000 kg ha^{-1} de estiércol de tambo compostado (base húmeda) por única vez, previo a la siembra de maíz. Se diseñaron 3 tratamientos Testigo (T) sin estiércol, estiércol crudo (E) y estiércol compostado (EC) con el objetivo de evaluar el efecto de la aplicación de E y EC sobre el rendimiento en grano, aporte de nutrientes y parámetros químicos del suelo en rotación agrícola. Se caracterizó el sitio previo a la siembra de maíz y se analizó el compost y el estiércol crudo. Al finalizar el ciclo del cultivo se midió el rendimiento en grano y se tomaron muestras compuestas de suelo a 0 -10 cm y 10 -20 cm. El rendimiento en grano no arrojo diferencias significativas ($p>0,05$) entre tratamientos. Los aportes del compost (EC) cubrieron los requerimientos de P, Ca, Mg y K del maíz. Los análisis de suelo sólo dan diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) para Mg de 0 – 10 cm y P 10 – 20 cm respecto de T y E. Esto sugiere la necesidad de seguir evaluando en los ciclos siguientes de la rotación. Los aportes de cationes Ca, Mg y K resultan interesantes ya que usualmente no se reponen con los fertilizantes comerciales de síntesis química.

870

PALABRAS CLAVE: enmienda orgánica, reposición, nutrientes.

INTRODUCCIÓN

El sector agropecuario se enfrenta a numerosos desafíos para cubrir las exigencias del consumidor y los mercados globalizados, En este contexto, los impactos ambientales de los sistemas de producción con distintos grados de intensificación deben ser considerados a nivel de uso de la tierra, recursos suelo y agua y biodiversidad.

Los problemas ambientales en los sistemas de producción animal están relacionados con el desbalance de nutrientes. Los desechos ganaderos deberán ser tenidos en cuenta como una fuente de nutrientes a reciclar dentro del propio sistema productivo, optimizando el balance y disminuyendo el riesgo ambiental por contaminación. El estiércol dejaría de ser un desecho para convertirse en un recurso de nutrientes y materia orgánica (Herrero el al, 2014).

El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de la aplicación de estiércol compostado y crudo sobre el rendimiento en grano, aporte de nutrientes y los parámetros químicos del suelo de un lote en rotación agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

El ensayo se inició en la campaña 2023/2024 en el establecimiento La Julia SACA (Partido de Tres Lomas) dedicado a la actividad lechera. El sitio corresponde a la región semiárida pampeana, suelo Hapludol éntico, asociación Epecuén 6 (Epc6) (Inta DigitalGeo).

El estiércol sólido, resultante de la separación de la fracción sólida-líquida del purín de tambo mediante tamiz, se compostó durante 100 días siguiendo el protocolo detallado en el Informe Técnico de Diez et al (2021), Una vez obtenido el estiércol compostado se aplicó en forma manual sobre un lote sin historial de uso de purines ni estiércol, destinado a una rotación agrícola. El lote presentó una textura franco-arenosa, con antecesor centeno (cultivo de cobertura). Los tratamientos fueron:1-Testigo (T) sin estiércol, 2-Estiércol crudo (E) sin

compostar y 3-Estiércol compostado (EC). El diseño estadístico fue en bloques completamente aleatorizados con 4 repeticiones. Cada unidad experimental fue de 26 m^2. Los resultados se analizaron mediante ANOVA y test de Fisher con el software Infostat (Di Renzo et al 2020). La dosis de estiércol aplicada fue de 40000 kg ha^{-1} (base húmeda) por única vez, previo a la siembra de maíz. El maíz se sembró el 21/12/2023.y se cosechó el 10/06/2024.
Se registraron las precipitaciones durante el desarrollo del ensayo.
Para caracterización inicial del sitio se tomó una muestra compuesta a 0 – 20 cm de profundidad.
Se analizó una muestra compuesta del estiércol compostado y estiércol crudo para determinar su composición química y nutricional.
Posterior a la cosecha de maíz se realizó un muestreo estratificado de suelo en 0 – 10 y 10 – 20 cm de profundidad en todos los tratamientos evaluados,
Se midió el rendimiento en grano a la madurez fisiológica del cultivo de maíz.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones durante el ciclo de desarrollo del maíz fueron 94% del promedio de los últimos 5 años (2020 – 2024), el 40% se registró durante la implantación y primeros estadios (Tabla 1).

Tabla 1. Precipitaciones mensuales registradas durante el ciclo del cultivo de maíz (diciembre – junio 2023-2024) y promedio del período 2020 – 2024. Fuente La Julia SACA

						Meses							
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	TOTAL
Media 2020-2024 (mm	105	72	99	82	23	6	13	5	70	75	86	73	709
Año 2023	148	42	6	2	62	17	31	3	47	171	43	174	746
Año 2024	81	30	80	70	0	0	0	0	12	39	110	17	439

La caracterización inicial del suelo previo a la aplicación del estiércol (tabla 2) indica que es un suelo de textura franco-arenosa, con pH y materia orgánica (MO) normal para la zona, con bajo contenido de fósforo extractable (Pe). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) presentó un valor bajo, aunque el porcentaje de saturación de bases (%SB) es aceptable (superior al 80%). El calcio (Ca) ocupa 48% (superior al 40%), el Magnesio (Mg) 17% (superior al 10%) y el sodio (Na) 2% (inferior al 5%) Tomando como referencia valores promedio para la zona de Trenque Lauquen (Quiroga el al 2007). Estos valores también resultan similares a los hallados por Lopez Seco et al (2024) evaluando suelos de tambos correspondientes a la cuenca oeste (Trenque Lauquen – General Villegas).

Tabla 2. Valores de: pH, conductividad eléctrica (CE $dSm^{-1)}$, materia orgánica (MO %) y nitrógeno total (Nt %), carbono (C g kg^{-1}), fósforo extractable (Pe mg kg^{-1}), calcio (Ca meq $100g^{-1}$), magnesio (Mg meq $100g^{-1}$), sodio (Na meq $100g^{-1}$), potasio (K meq $100g^{-1}$), capacidad de intercambio catiónico (CIC meq $100g^{-1}$), saturación de bases (SB %) y fracciones de arena, limo y arcilla en 0-20 cm de profundidad de suelo del sitio experimental.

pH	CE	Pe	MO	Nt	C	CIC	Ca	Mg	K	Na	SB	Arena	Limo	Arcilla
	dS m^{-1}	mg kg^{-1}	%		g kg^{-1}	meq 100 g^{-1}					%			
7	0,42	8,5	1,7	0,1	2,92	9,6	4,6	1,6	2,1	0,2	89	72	23	5

La composición química del E y EC se detalla en la tabla 3. Los valores obtenidos muestran una mejora de la calidad de EC, especialmente en los valores de pH y CE.

Tabla 3. Caracterización química y nutricional del estiércol crudo (E) y estiércol compostado (EC) aplicado en el ensayo.

Parámetros	Unidades	E	EC
pH		5,10	7,50
CE	dS m^{-1}	3,20	1,40
Materia Seca	%	52,60	64,90
Materia orgánica	%	20,90	10,70
Ceniza	%	79,10	89,30
CO	%	6,50	4,80
N total	%	0,36	0,40
Relación C/N		18,10	11,20
P	%	0,07	0,09
K	%	0,25	0,26
Ca	%	0,53	0,62
Mg	%	0,20	0,24
Na	%	0,18	0,18

872 Los nutrientes aportados al sistema con la dosis de 40000 kg ha $^{-1}$ se muestran en la tabla 4. los niveles de cada uno mejoran a partir del proceso de compostaje. Considerando que los predios lecheros en nuestro país arrojan un balance negativo para los cationes de intercambio, especialmente Ca y K (Abbona et al 2016), estos aportes contribuirían a reponerlos y a restituir la basicidad edáfica del material compostado. Se destaca, además, la mejora en el tamaño de partículas, la textura, ausencia de olor, facilidad de manipulación, que garantiza una aplicación más uniforme al suelo y la posibilidad de trasladar el material fuera del predio.

Tabla 4. Cantidad de nutrientes aportados al cultivo de maíz en cada tratamiento: estiércol crudo (E) estiércol compostado (EC).

Material	Dosis tal cual kg ha^{-1}	MS aportada Kg ha^{-1}	Aporte nutrientes Kg ha^{-1}						Equivalente fertilizante químico Kg ha^{-1}		
			N	P	Ca	Mg	K	Na	Urea	PMA	SPT
E	40000	21040	76	15	111	42	52	37	49	52	59
EC	40000	25960	104	23	160	62	67	46	68	82	93

Los parámetros químicos de suelo evaluados post cosecha de maíz (300 dias desde la aplicación) muestran que la dosis aportadas por E y EC (Tabla 4) superan los requerimientos del cultivo, que con un rendimiento de 5532 kg ha^{-1}, dío positivo el balance de, Ca, Mg, y K, y de P solo para EC. E y EC no cubrieron los requerimientos de N. Los parámetros de suelo analizados no acusan variacíones respecto del testigo (tabla 5), solo arrojó diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) el contenido de Mg en la profundidad 0 – 10 cm y el contenido de Pe en la profundidad de 10 – 20 cm en EC, respecto del tratamiento T y E.
Los tratamientos no tuvieron efecto sobre el rendimiento en grano del cultivo de maíz ($p>0,05$)

Tabla 5. Parámetros químicos del suelo evaluados a 0 – 10 cm y 10 – 20 cm de profundidad en los tres tratamientos al finalizar la cosecha de maíz.

Prof	Tratamientos	pH	CE	CO	Pe	Ca	Mg	K	Na
cm			dS m^{-1}	g kg^{-1}	mg kg^{-1}	cmol kg^{-1}			
0-10	T	7,1	0,06	11,2	11,3	6,6	2,1	1	0,5
	E	7,1	0,08	10,8	12,7	6,5	1,3	1,3	0,4
	EC	7	0,07	11,3	17,4	6,2	2,5	0,7	0,4
P valor		0,95	0,18	0,78	0,38	0,93	0,09	0,34	0,21
10-20	T	7,8	0,08	5,6	5,6	7,8	2,1	0,8	0,7
	E	7,8	0,07	6,6	4,8	7,2	2,7	1	0,5
	EC	7,7	0,07	6,6	6,6	7	2,2	1	0,4
P valor		0,97	0,92	0,25	0,01	0,86	0,81	0,86	0,42

CONCLUSIONES

Se resalta el aporte de cationes (Ca, Mg y K) contribuyendo a una mejora en el pH del suelo, independientemente de la aplicación de E o EC. Estos macronutrientes no son restituídos al sistema cuando se utilizan fertilizantes comerciales de síntesis química. Por lo tanto la transformación de residuos orgánicos de base estiércol en enmiendas orgánicas aportan y contribuyen a una mejora de los sistemas agrícola-ganaderos, dado que permite restituir macro y micronutrients al suelo e incrementar la materia orgánica en el mediano / largo plazo garantizando sistemas mas sustentables.

Es clave continuar evaluando el efecto residual durante los cultivos sucesivos en la rotación dado que hay una fracción residual de nutrientes, especialmente el nitrógeno, dependendiente de la mineralización, que podrían aportar para el siguiente cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

Abbona, E., Presutti, M., Vazquez, M. y Sarandon, S. (2016) Los sistemas de producción de carne y leche bovina en la provincia de Buenos Aires ¿conservan los nutrientes del suelo? *Revista Facultad Agronomia Vol 115 (2) 251-263*

Diez, M., Rizzo, P. F., Sardiña, M.C., Barrios Barón, M. P. y Mattaini, J. (2021). Compostaje de estiércol proveniente del barrido de corrales en Agropecuaria La Criolla. Informe técnico.

Di Rienzo, J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Geo INTA https://geo-nodo07.inta.gob.ar/

Herrero, M. A., Gil, S., Rebuelto, M. y Sardi, G.(2014). La Producción animal y el ambiente.

Lopez Seco, E., Maekawa, M., Demateis, F. y Barraco, M. (2024) Evaluación de propiedades de suelo en establecimientos lecheros del Oeste bonaerense. Comunicación. *Revista Argentina de Producción Animal supl. 1: 378-399 .*

Quiroga, A., Fernandez, R., Farrell, M. y Ormeño, O. (2007). Caracterización de los suelos de tambos de la Cuenca de Trenque Lauquen. *Revista CREA 324 84-86.*

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL FÓSFORO EN SUELOS DE LA PAMPA ONDULADA ALTA

Vázquez, J. M.[1, 2]*, Vermeulen, M.[1], Apesteguía, M.[1], Perez, L. J.[1], Boero, J.[1], Reposo, G. P.[1], Martinez, M.[1], Guecaimburu, J. M.[1]

[1] Universidad Nacional de Luján, Departamento de Tecnología. Ruta 5 y Av. Constitución, Luján, Buenos Aires, Argentina; [2] Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. 60 y119, La Plata, Buenos Aires, Argentina. *jmv071@gmail.com

RESUMEN: El objetivo de este trabajo es caracterizar la estructura espacial del fósforo Bray y Kurtz 1 (P) en un lote de 17 ha de la Pampa Ondulada Alta (Villa Espil, Buenos Aires) y evaluar su relación con la topografía, la productividad del cultivo y la densidad de muestreo. Se tomaron 119 muestras georreferenciadas en grilla de 30 m y se analizó la disponibilidad de P. Paralelamente se procesaron 210 imágenes Sentinel-2 (2016–2025) para obtener el rango de autocorrelación espacial del NDVI y un indicador de productividad relativa mediante clasificación temporal de imágenes. El P presentó una media de 9,95 mg kg^{-1} (CV = 40%) y un variograma de efecto nugget puro, sin estructura espacial detectable a escalas mayores a 30 m. Las posiciones más elevadas del lote fueron consistentemente más productivas (r NDVI–elevación = 0,64) y presentaron menores niveles de P (r = –0,19), coherente con un agotamiento diferencial por exportación en grano. El rango del NDVI en períodos de cultivo (mediana = 96 m) fue muy superior a la escala de variación del P, indicando que utilizar el NDVI como referencia para diseñar la grilla de muestreo puede subestimar la intensidad necesaria. Al simular densidades de 60, 90 y 120 m, el error de predicción se estabilizó en ~4 mg kg^{-1} (equivalente al desvío estándar) y entre 15 y 20% de la superficie resultó mal clasificada respecto al umbral de suficiencia de 12 mg kg^{-1} para soja.

PALABRAS CLAVE: muestreo, manejo por ambientes, paisaje.

INTRODUCCIÓN

La región Pampeana presenta un balance negativo de fósforo (P) acumulado a lo largo de décadas de agricultura continua, donde la exportación en grano supera sistemáticamente a la reposición por fertilización (Ciampitti et al., 2011). A escala de lote, la distribución espacial del P disponible resulta de la interacción entre el manejo histórico y las diferencias de productividad entre ambientes, ya que los sectores de mayor rendimiento exportan proporcionalmente más P sin que la fertilización con dosis fija compense esa diferencia (Leguizamón et al., 2023). En particular en la subregión Pampa Ondulada son las posiciones elevadas del paisaje las más productivas, mientras que los bajos presentan limitaciones por sodicidad y excesos hídricos (Vangeli et al., 2025), lo que sugiere que los sectores más productivos podrían presentar niveles de P más bajos por una mayor exportación acumulada. Para un manejo variable de la fertilización fosforada, se realizan muestreos en grilla con una intensidad de 1 muestra cada 1 a 1,6 ha, equivalente a grillas de 100 a 126 m (Pagani y Rompani, 2022). La generación de mapas a partir de estos datos supone que la variable presenta autocorrelación espacial a escalas compatibles con el espaciamiento de muestreo (Webster y Oliver, 2007). Un enfoque frecuente consiste en utilizar el rango del variograma de información auxiliar como el rendimiento o el NDVI, como indicador de la escala de variación de las propiedades edáficas (Kerry y Oliver, 2003), asumiendo que la heterogeneidad del cultivo refleja la del suelo. Sin embargo, Mallarino y Wittry (1998) destacan que los patrones de fósforo suelen ser independientes del relieve y el tipo de suelo en lotes que han sido frecuentemente fertilizados. Bajo esta premisa, en paisajes de Pampa

Ondulada Alta, zonas de interfluvios donde la red de drenaje no está definida, la relación entre la escala espacial del NDVI, la topografía y la del P disponible no ha sido suficientemente estudiada.
El objetivo de este trabajo fue: (i) caracterizar la estructura espacial del P disponible y su relación con la topografía y la productividad en un lote representativo de la Pampa Ondulada, (ii) comparar la escala de variación del P con la del NDVI y el relieve y (iii) evaluar el efecto de la densidad de muestreo sobre la calidad del mapa de P y el diagnóstico de fertilidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en una parcela de 17 ha ubicada en Villa Espil, provincia de Buenos Aires, Argentina (34°31'16"S, 59°19'3"O). El sitio se encuentra en la subregión de Pampa Ondulada Alta, caracterizada por planicies loéssicas en posición de interfluvio con un patrón de lomadas suaves salpicadas de microdepresiones y bajos someros, pendientes inferiores al 2% y sin red de drenaje definida (Morello et al., 2012). El lote corresponde a una unidad cartográfica formada por las series Solís y Gowland. El manejo agrícola consiste en una rotación de trigo, soja y maíz en siembra directa.

Análisis espacio-temporal del NDVI

Para contar con un rango de autocorrelación espacial del NDVI que guíe el diseño de la grilla de muestreo, se procesaron 210 imágenes Sentinel-2 del período 2016-2025, obtenidas mediante Google Earth Engine, para extraer el NDVI del lote. Para cada fecha se calculó un variograma espacial empírico y se ajustó un modelo esférico para obtener el rango. Las fechas se clasificaron en períodos con cultivo (NDVI medio > 0,4) y barbecho (NDVI medio ≤ 0,4) para evaluar la variación estacional del rango. El rango del NDVI durante los períodos de cultivo fluctuó entre 48 y 299 m, con una mediana de 96 m. Considerando que el intervalo entre muestras de suelo debe ser aproximadamente un tercio de esta distancia (96 m), de acuerdo a Kerry y Oliver (2003), el intervalo entre los puntos de muestreo de la grilla se fijó en 30 m.

Clasificación temporal del NDVI

Las 210 imágenes Sentinel-2 se agruparon mediante un análisis de conglomerados jerárquico (distancia 1 – r de Pearson, método Ward) para identificar conjuntos de fechas con patrones espaciales de NDVI similares. El promedio espacial del grupo correspondiente a pleno crecimiento vegetativo se utilizó como indicador de la productividad relativa de cada posición del lote.

Muestreo de suelo

Se tomaron 119 muestras individuales georreferenciadas de suelo (0-20 cm de profundidad) dispuestas en una grilla regular con espaciamiento de 30 m. Cada muestra estuvo compuesta de 5 submuestras, una en la coordenada de referencia y cuatro a 2 metros de la misma en cruz. Todas fueron analizadas para P disponible mediante el método Bray y Kurtz 1 modificado (IRAM-SAGyP, 2020). Para comprobar la precisión y exactitud de las determinaciones se realizaron duplicados y se usó un patrón.

Análisis variográfico del P

Se calculó el variograma omnidireccional empírico del P con un cutoff de 200 m y se ajustaron modelos teóricos (esférico y nugget puro). La relación efecto nugget/sill (C0/Cs) se utilizó como indicador de la proporción de varianza no explicada por la dependencia espacial.
Adicionalmente, se evaluó la correlación del NDVI y el P con la elevación extraída de un modelo digital de elevación de 5 m de resolución (IGN, 2025).

Simulación de densidades de muestreo

Para evaluar el efecto de la densidad de muestreo se utilizó la grilla de 119 puntos como referencia y se generaron subconjuntos regulares a espaciamientos de 60 m, 90 m y 120 m. Cada subconjunto corresponde a una grilla regular desplazada, aproximándose a las intensidades de muestreo realizadas comercialmente en la región. Para cada subconjunto

se generó un mapa mediante IDW (potencia = 2) sobre una grilla de predicción de 5 m recortada al límite del lote.
Se evaluaron los siguientes parámetros: (a) RMSE y MAE de predicción en los puntos omitidos respecto a sus valores observados; (b) proporción de superficie con diagnóstico agronómico diferente al del mapa de referencia, utilizando 12 mg/kg P Bray 1 como umbral de suficiencia para soja (Gutiérrez Boem et al., 2010).
Todos los análisis se realizaron en R (R Core Team, 2024), utilizando los paquetes sf, gstat, terra y sp.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variabilidad y estructura espacial del P

El P Bray y Kurtz 1 presentó una media de 10,0 mg/kg con un rango de 3,4 a 25,8 mg/kg y un coeficiente de variación del 40%. La distribución fue levemente asimétrica positiva. El 78% de las muestras se ubicó por debajo de 12 mg/kg, confirmando un nivel de fertilidad fosforada predominantemente deficiente para soja según los criterios de Gutiérrez Boem et al. (2010).
El variograma omnidireccional mostró un comportamiento esencialmente puro nugget, con una relación C0/Cs entre 0,86 y 0,98 según el modelo ajustado. Esto indica que la variabilidad del P a escala de lote se manifiesta predominantemente a distancias inferiores a 30 m (el mínimo lag posible con la grilla utilizada), o bien que responde a procesos aleatorios sin estructura espacial detectable a la escala estudiada. La correlación entre P y elevación fue débil, aunque significativa (r = -0,190, p = 0,041).

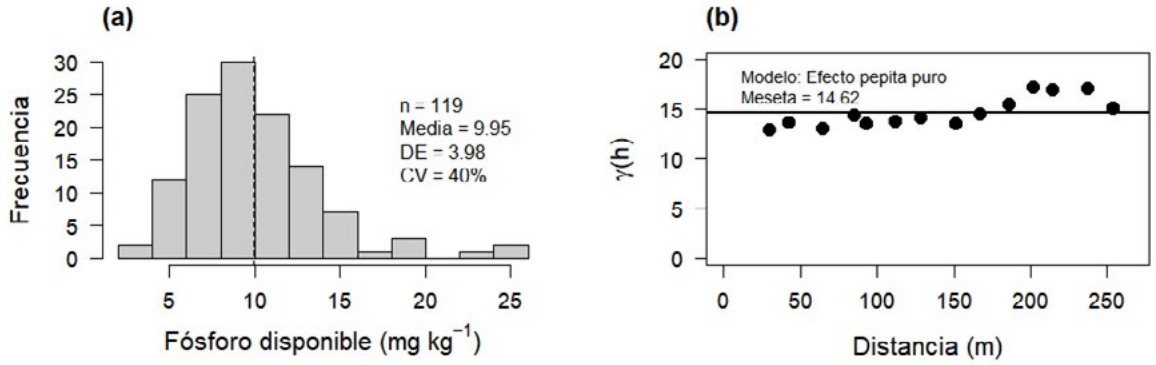


Figura 1. (a) Distribución de frecuencias del P disponible (Bray-1) en las 119 muestras. La línea punteada indica la media. (b) Variograma omnidireccional empírico del P. La línea horizontal corresponde al modelo de efecto nugget puro (sill = 14,62 mg² kg⁻²).

Relación entre P disponible, NDVI y topografía

La Figura 2 muestra la relación del NDVI de los cultivos y del P disponible con la elevación del terreno. A pesar de que el desnivel total del lote es de solo ~2 m (39 a 41 m s.n.m.), el NDVI de pleno crecimiento vegetativo presentó una correlación positiva con la elevación (r = 0,64), indicando que las posiciones más altas son consistentemente más productivas. En contraste, el P disponible mostró una tendencia negativa con la elevación (r = -0,188, p = 0,041): los sectores más productivos presentan los menores niveles de P. Este resultado es coherente con la hipótesis planteada en la introducción: la exportación diferencial de P en grano —mayor en los ambientes de alto potencial según Leguizamón et al. (2023)— genera un agotamiento progresivo del nutriente en las posiciones elevadas del paisaje, aun bajo un manejo de fertilización uniforme.
No obstante, la débil correlación P–elevación y el comportamiento de nugget puro del variograma indican que la topografía explica solo una fracción menor de la variabilidad total del P. La mayor parte de esa variabilidad se manifiesta a escalas inferiores a 30 m o responde a procesos sin estructura espacial detectable con la grilla utilizada. En contraste, el NDVI presenta estructura espacial definida con rangos de 48 a 299 m durante los

períodos de cultivo (mediana = 96 m). Esta discordancia implica que utilizar el rango del NDVI como criterio para dimensionar la grilla de muestreo de P puede conducir a subestimar la intensidad de muestreo necesaria en este tipo de paisaje.

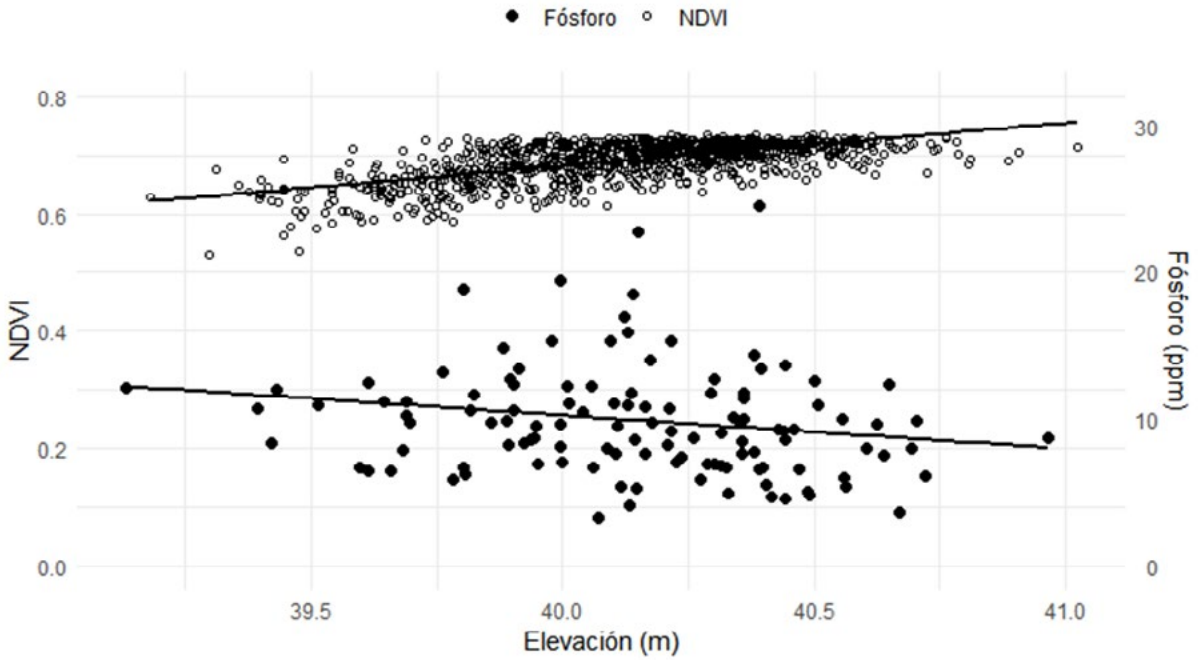


Figura 2. Relación del NDVI de pleno crecimiento vegetativo, círculos vacíos, eje izquierdo) y del P disponible (círculos llenos, eje derecho) con la elevación del terreno. r NDVI–elevación = 0,64; r P–elevación = –0,188.

Efecto de la densidad de muestreo

La Figura 3 ilustra el efecto del espaciamiento de muestreo sobre los mapas interpolados de P. Al pasar de 30 a 60 m se pierde la resolución del patrón espacial fino y el mapa se suaviza notablemente; a 120 m, la representación resultante es esencialmente un gradiente simple que no refleja la variabilidad real del lote. La Tabla 1 resume las métricas de error y diagnóstico agronómico para cada espaciamiento.

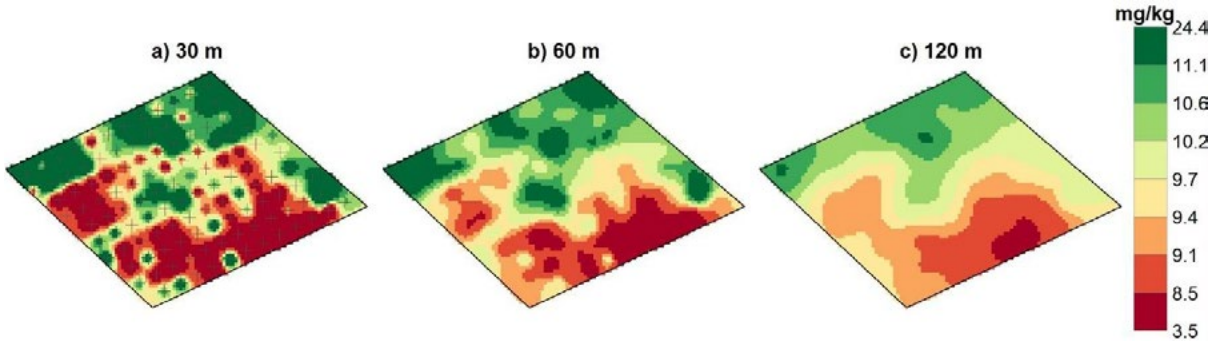


Figura 3. Mapas de P disponible (mg kg^{-1}) interpolados por IDW a espaciamientos de 30 m (a, n = 119), 60 m (b, promedio de 4 subconjuntos) y 120 m (c, promedio de 16 subconjuntos). Las cruces en (a) indican los puntos de muestreo.

Tabla 1. Efecto del espaciamiento de muestreo sobre el error de predicción (IDW) y la proporción de superficie con diagnóstico agronómico diferente al mapa de referencia (umbral = 12 mg kg⁻¹ P Bray-1).

Espaciamiento (m)	n puntos	Subconjuntos	RMSE (mg kg⁻¹)	MAE (mg kg⁻¹)	Superficie mal clasificada (%)
30 (referencia)	119	1	—	—	—
60	30	4	4,10	3,00	16,1 (12,5–19,4)
120	7	16	4,24	3,12	18,0 (12,4–42,6)

DE del P = 3,98 mg kg⁻¹.

El RMSE de predicción alcanzó 4,10 mg kg⁻¹ a 60 m y 4,24 mg kg⁻¹ a 120 m, valores prácticamente iguales al desvío estándar del P (3,98 mg kg⁻¹). Esta convergencia es esperable cuando el variograma es de efecto nugget puro: sin autocorrelación espacial, la mejor predicción en un sitio no muestreado tiende a la media global y el error asociado se aproxima al desvío estándar de la variable, independientemente de la densidad de muestreo.

La proporción de superficie con diagnóstico agronómico erróneo promedió 16% a 60 m y 18% a 120 m. Sin embargo, a 120 m los 16 subconjuntos posibles arrojaron entre 12 y 43% de superficie mal clasificada. Esta elevada sensibilidad a la posición inicial de la grilla es también consecuencia de la ausencia de estructura espacial: al no existir autocorrelación, puntos cercanos no aportan información sobre sus vecinos, y el mapa interpolado depende enteramente de qué valores puntuales captura cada configuración de grilla. Dos asesores que muestreen el mismo lote a 120 m pero con grillas desplazadas pueden obtener diagnósticos marcadamente diferentes.

878 Es importante señalar que la estabilización del error a partir de 60 m es consecuencia directa del nugget puro observado en este sitio y no constituye una conclusión generalizable. Sin embargo, el paisaje de interfluvios de la Pampa Ondulada Alta se caracteriza por un mosaico de lomadas y microdepresiones que genera heterogeneidad ambiental a cortas distancias (Morello et al., 2012). Esta configuración se expresa en el rango de autocorrelación del NDVI (mediana = 96 m) y, según lo observado en este trabajo, en la ausencia de estructura espacial del P a escalas mayores a 30 m. En la práctica comercial, los muestreos en grilla para mapas de P se realizan con una intensidad de 1 muestra cada 1 o más has. Los resultados sugieren que, al menos en este tipo de paisaje con manejo uniforme, esa densidad es insuficiente para capturar la variabilidad espacial del P, y los mapas interpolados resultantes representan esencialmente la media del lote con variaciones aparentes introducidas por el método de interpolación. El RMSE de predicción alcanzó ~4,2 mg/kg ya a 60 m de espaciamiento y se mantuvo estable a densidades menores (Tabla 1). Este valor es prácticamente igual al desvío estándar del P (3,98 mg/kg), lo cual es esperable cuando el variograma es puro nugget: sin autocorrelación espacial, la mejor predicción en un sitio no muestreado converge a la media global y el error asociado tiende al desvío estándar de la variable.

La proporción de superficie con diagnóstico agronómico erróneo respecto al umbral de 12 mg/kg promedió entre 15 y 20% según el espaciamiento. Este valor fue además sensible a la posición inicial de la grilla, evidenciando que dos muestreos a la misma densidad, pero con grillas desplazadas pueden generar diagnósticos diferentes sobre un mismo lote.

CONCLUSIONES

En el lote estudiado, representativo de la Pampa Ondulada Alta, el P disponible presentó alta variabilidad (CV = 40%) pero sin estructura espacial detectable a escalas mayores a 30 m (variograma nugget puro). Las posiciones elevadas del paisaje fueron más productivas (r NDVI–elevación = 0,64) y tendieron a presentar menores niveles de P (r = –0,19), consistente con un agotamiento diferencial por mayor exportación en grano. La marcada discordancia entre la escala de variación del NDVI (mediana del rango = 96 m) y la del P implica que utilizar el variograma del NDVI para dimensionar la grilla de muestreo de P puede subestimar la intensidad necesaria en este tipo de paisaje. En consecuencia, los

mapas de P interpolados a densidades comerciales (≥ 60 m) representaron esencialmente la media del lote, con un error de predicción equivalente al desvío estándar y entre 15 y 20% de la superficie con diagnóstico agronómico erróneo respecto al umbral de 12 mg kg^{-1}.

BIBLIOGRAFÍA

Ciampitti, I. A., García, F. O., Picone, L. I. y Rubio, G. (2011). Phosphorus budget and soil extractable dynamics in field crop rotations in Mollisols. Soil Sci. Soc. Am. J. 75:131-142.

Gutiérrez Boem, F. H., García, F. y Boxler. M. (2010). ¿Qué tan distintos son los niveles críticos de fósforo disponible para soja, maíz y trigo? En: Actas XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, Santa Fe.

IGN (2024). Modelo Digital de Elevaciones de la República Argentina (MDE-Ar). Instituto Geográfico Nacional, Buenos Aires, Argentina. https://www.ign.gob.ar

IRAM-SAGyP (2020). IRAM-SAGyP 29570-1: Calidad ambiental – Calidad del suelo – Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 1: Método Bray-Kurtz 1 modificado. Buenos Aires: IRAM – SAGyP.

Kerry, R. y Oliver, M. A. (2003). Variograms of ancillary data to aid sampling for soil surveys. Precision Agric. 4:403-414.

Leguizamón, Y., Goldenberg, M. G., Jobbágy, E., Seppelt, R. y Garibaldi, L. A. (2023). Environmental potential for crop production and tenure regime influence fertilizer application and soil nutrient mining in soybean and maize crops. Agricultural Systems 210:103690.

Mallarino, A. P. y Wittry, D. (1998). Soil sampling strategies for variable rate P and K fertilization and liming. En *Proceedings of the 10th Annual Integrated Crop Management Conference* (pp. 251-256). Iowa State University.

Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez A. F. y Silva. M. (2012). Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires. 719 p.

Pagani, A. y Rompani, J. M. (2022). Rentabilidad estimada del manejo variable de fósforo basado en un muestreo de suelo en grilla. En: Actas II Congreso Latinoamericano de Agricultura de Precisión (CLAP2022). Manfredi, Córdoba, Argentina.

R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Vangeli, S., Behrends Kraemer, F., Castiglioni, M. G. y Chagas, C. I. (2025). Croplands expansion and agricultural management changes: Soil erosion scenarios in the Rolling Pampa (Argentina). Geoderma Regional 42:e00994.

Webster, R. y Oliver, M. A. (2007). Geostatistics for Environmental Scientists. 2nd ed. John Wiley y Sons, Chichester.

RESPUESTAS A LA FERTILIZACIÓN EN ENSAYOS DE LARGO PLAZO EN LA REGIÓN NORTE DE CÓRDOBA

Vecchio, D.[1], Rivelli, M.[1], Cabanela, P.[1], Tosco, A.[2], Reussi Calvo, N.[3], García, F. O.[4*]

[1] Región CREA Córdoba Norte; [2] Nutrien Ag Solutions; [3] CONICET-Facultad de Ciencias Agrarias, UNMDP; [4] Consultor privado. [*] Calle 21 No. 11435, (7620) Balcarce, Prov. de Buenos Aires, fgarcia1957@gmail.com

RESUMEN: La región norte de Córdoba ha sido una zona con información limitada sobre deficiencias de nutrientes y su manejo, por lo que la región CREA Córdoba Norte inició una red de ensayos a largo plazo en lotes de producción cuyos objetivos son i) determinar respuestas de los cultivos a la aplicación de nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) en diferentes ambientes, ii) evaluar algunas metodologías de diagnóstico de la fertilización nitrogenada, fosfatada y azufrada, iii) evaluar deficiencias y respuestas potenciales a micronutrientes: boro (B) y zinc (Zn) y iv) conocer la evolución de los suelos bajo distintos esquemas de fertilización determinando índices de calidad. En este trabajo se presenta un resumen de la información obtenida en los primeros 11 años (2014/15-2024/25) en los ensayos ubicados en Colonia Almada, Piquillín, Totoral, Cañada de Luque y Sarmiento. Se evaluaron seis tratamientos de fertilización: 1) Testigo, 2) PS, 3) NS, 4) NP, 5) NPS y 6) NPSZnB. Los tratamientos y dosis utilizadas fueron similares en todos los sitios, y repetidos en las mismas parcelas todos los años. Se registraron respuestas a la fertilización en 17 de 38 sitios/año entre 2014/15 y 2024/25 (45 % de frecuencia). Las respuestas más frecuentes fueron a N en maíz (12 de 16 sitios/año) y PS en soja (4 de 18 sitios/año). En trigo, se observó respuesta a N en 1 de 3 sitios/año. Los rendimientos de maíz se relacionaron débilmente con la disponibilidad de N a la siembra + N aplicado como fertilizante (Ns+f). Las respuestas a P fueron poco frecuentes dados los elevados niveles de P Bray de los sitios de ensayo. Sin embargo, se determinó que cada 8.3 kg P de balance negativo el nivel de P Bray disminuyó 1 ppm. Esta información debería ser utilizada en los modelos de recomendación de fertilización con P.

PALABRAS CLAVE: Nitrógeno y fósforo, Maíz, Soja.

INTRODUCCIÓN

Relevamientos de suelos recientes en las principales regiones agrícolas de Argentina han mostrado caídas significativas en niveles de materia orgánica y en dotación de nutrientes como resultado de la expansión e intensificación de la agricultura y el balance de nutrientes negativo (extracción>aplicación) (Sainz Rozas et al., 2025). Por otra parte, se han determinado brechas de rendimiento entre los actuales y los alcanzables del orden del 30 % al 60 % para trigo, maíz, soja y otros cultivos de grano, las cuales podrían ser reducidas con el manejo adecuado de la nutrición (Aramburu Merlos et al., 2015).

La región norte de Córdoba ha sido una zona con información limitada sobre deficiencias de nutrientes y su manejo, por lo que la región CREA (Consorcio Regional de Agricultura Experimental) Córdoba Norte inició una red de ensayos a largo plazo en lotes de producción en la campaña 2014/15 (Red Nutrición en la Rotación) cuyos objetivos son i) determinar respuestas (directas y residuales) de los cultivos dentro de la rotación a la aplicación de nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) en diferentes ambientes de la región, ii) evaluar algunas metodologías de diagnóstico de la fertilización nitrogenada, fosfatada y azufrada, iii) evaluar deficiencias y respuestas potenciales a micronutrientes: boro (B) y zinc (Zn) y iv) conocer la evolución de los suelos bajo distintos esquemas de fertilización determinando índices relacionados con su calidad. En este trabajo se presenta un resumen de la información obtenida en los primeros 11 años (2014/15 a 2024/25).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se ubicaron en lotes de producción de establecimientos ubicados en las localidades de Colonia Almada, Piquillín, Totoral, Cañada de Luque y Sarmiento en la campaña 2014/15 (Tabla 1). Los tratamientos de fertilización y dosis utilizadas fueron similares en todos los sitios y años, y se repitieron en las mismas parcelas todos los años (Tabla 2).

Tabla1. Información de los sitios de los ensayos Nutrición en la Rotación de la Región CREA Córdoba Norte.

Sitio	Piquillín	Colonia Almada	Totoral	Cañada de Luque	Sarmiento
CREA	Rio I	Laguna Larga	Totoral	Cañada de Luque Sitón	Pie de Sierras
Tipo suelo	Haplustol típico	Haplustol éntico	Haplustol éntico y típico	Haplustol típico	Haplustol éntico
Textura	Limoso fino	Franco limoso	Limoso fino	Franco limoso	Limoso grueso
Años de Agricultura a 2014	20	15	15	5	8
Campañas evaluadas	2014-2024	2014-2022	2014-2022	2014-2018	2014-2016
Análisis de suelo inicial en 2014 (0-20 cm)					
P Bray (ppm)	45	19	55	66	54
Materia orgánica (%)	2.9	2.9	2.1	2.6	2.9
pH	6.8	7.3	7.3	7.1	6.7

Tabla 2. Tratamientos de fertilización de los ensayos Nutrición en la Rotación de la Región CREA Córdoba Norte.

Tratamiento	N	P	S	Zn	B
	Dosis de Nutrientes (kg/ha)				
Soja y garbanzo					
Testigo	0	0	0	0	0
PS	0	20-25	10-15	0	0
NS	0	0	10-15	0	0
NP	0	20-25	0	0	0
NPS	0	20-25	10-15	0	0
NPSZnB	0	20-25	10-15	0.5	1
Maíz y trigo					
Testigo	0	0	0	0	0
PS	0	20-25	10-15	0	0
NS	100	0	10-15	0	0
NP	100	20-25	0	0	0
NPS	100	20-25	10-15	0	0
NPSZnB	100	20-25	10-15	1	0.5

El diseño es de bloques completos aleatorizados con dos repeticiones. Las unidades experimentales son parcelas de 10-20 m de ancho por 50-70 m de largo. Las fuentes de fertilizante utilizadas fueron urea (46-0-0), fosfato monoamónico (11-22-0), yeso peleteado (0-0-0-19S), boro (15 %) y zinc (20 %). En total se evaluaron 18 sitios con soja, 16 con maíz, 3

con trigo y 1 con garbanzo entre 2014/15 y 2024/25. El manejo de los cultivos (variedades o híbridos, fechas de siembra y cosecha, control de plagas, malezas y enfermedades) fue el realizado por cada productor en el lote del ensayo. La cosecha se realizó con cosechadora comercial en un área determinada de cada parcela. Los rendimientos se expresan en humedad comercial correspondiente a cada cultivo. Para cada campaña se analizaron las diferencias entre tratamientos por análisis de varianza con el programa Excel ®. Para el análisis global se utilizaron los años como repeticiones. La separación de medias se realizó según la prueba de la Diferencia Mínima Significativa (DMS).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimientos y respuestas a la fertilización

La Figura 1 muestra los rendimientos promedio de maíz (16 sitios/año), soja (18 sitios/año) y trigo (3 sitios/año) para los seis tratamientos de fertilización.

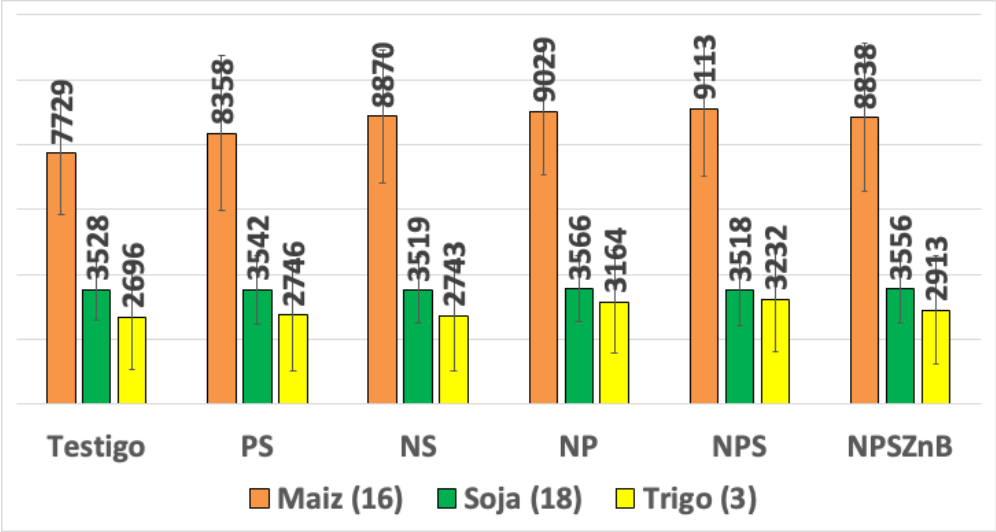


Figura 1. Rendimientos promedio (kg ha^{-1}) por tratamiento de maíz (16 sitios/año), soja (18 sitios/año) y trigo (3 sitios/año). Ensayos Nutrición en la Rotación de la Región CREA Córdoba Norte 2014/15 a 2024/25. Las barras verticales indican el desvío estándar.

En maíz, se registraron diferencias significativas en 12 de los 16 sitios/año (75 %), generalmente a N o a NP. El análisis global muestra diferencias significativas: Testigo < PS = NS = NP = NPS = NPSZnB. Sin embargo, separando los ensayos por rendimientos menores y mayores de 8000 kg/ha, se observa que para sitios de rendimiento menor de 8000 kg/ha las respuestas fueron Testigo = PS < NS = NP = NPS = NPSZnB. Esto indicaría que los sitios de menor rendimiento son aquellos más deficientes en N y los sitios de más de 8000 kg/ha son los de mayor probabilidad de respuesta a N y NP/NS.

En soja, 4 de 18 sitios/año (22 %) mostraron respuestas significativas, en general a PS en sitios de rendimientos superiores a 4000 kg/ha. El análisis global de los 18 sitios/año no muestra respuestas significativas. Para trigo, se observaron respuestas a N en 1 de los 3 sitios/año (33%). En el ensayo de garbanzo no se observaron respuestas (datos no mostrados).

Relación de respuestas y variables de suelo

Los rendimientos de maíz se relacionaron débilmente con la disponibilidad de N a la siembra + el N aplicado como fertilizante (Ns+f) (Figura 2). En general, los rendimientos superiores a 8000 kg/ha presentaron niveles de Ns+f mayores de 100-110 kg N/ha.

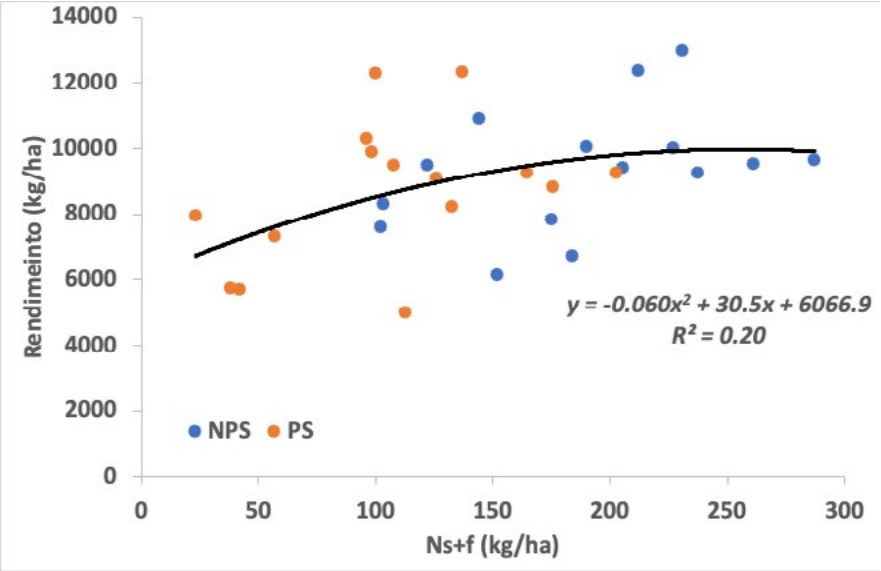


Figura 2. Relación entre los niveles de N disponible a la siembra (N-nitrato a 0-60 cm) + N aplicado como fertilizante (Ns+f) con los rendimientos de maíz. Ensayos Red Nutrición en la Rotación, CREA Córdoba Norte, 2014/15 a 2024/25 (n=16).

Las respuestas a P fueron, en general, poco frecuentes dados los elevados niveles de P Bray de los distintos sitios de ensayo (Tabla 1), de acuerdo con las calibraciones disponibles para la región pampeana (Sucunza et al., 2018). Las respuestas observadas a PS se registraron en sitios de rendimientos superiores a 8000 kg/ha en maíz (3) y 4000 kg/ha en soja (3).

La relación entre cambios en P Bray y balances de P entre 2014 y 2022 indica que en los tratamientos NS (sin aplicación de P), el P Bray disminuye 0.12 ppm por cada kg de balance negativo de P o, en otras palabras, el P Bray cae 1 ppm cada 8.3 kg de balance negativo de P (Figura 3).

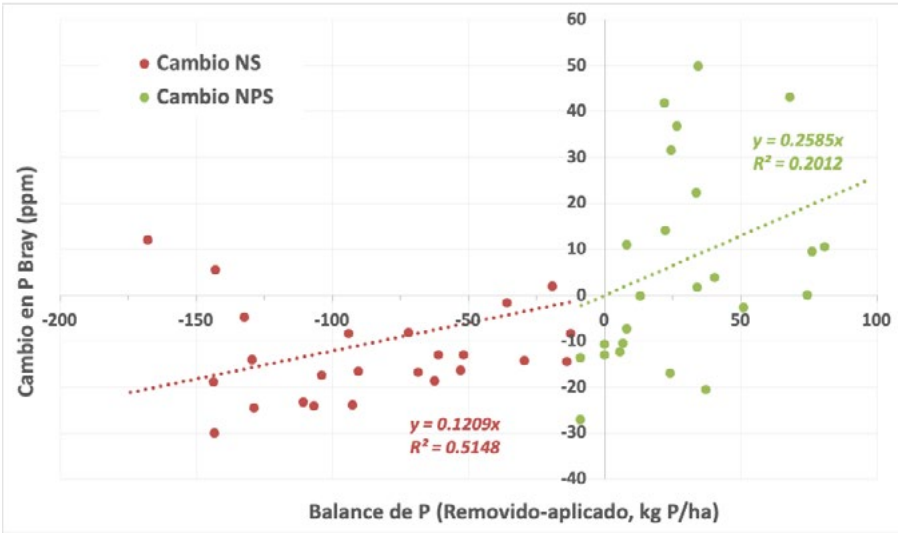


Figura 3. Cambios de P Bray según balances de P. Datos de 2014/15 a 2022/23 para los sitios C. Almada, Piquillín y Totoral.

CONCLUSIONES

Se registraron respuestas a la fertilización en 17 de 38 sitios/año a lo largo de 11 campañas de evaluación (45% de frecuencia), fundamentalmente en maíz. Las respuestas más frecuentes fueron a N en maíz y a PS en soja. Los rendimientos de maíz se relacionaron débilmente con la disponibilidad de N a la siembra + el N aplicado como fertilizante (Ns+f). Las respuestas a P fueron, en general, poco frecuentes dados los elevados niveles de P Bray

de los distintos sitios de ensayo. Sin embargo, se determinó que cada 8.3 kg de balance negativo el nivel de P Bray disminuyó 1 ppm. Esta información debería ser utilizada en los modelos de recomendación de fertilización con P.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los productores y asesores de los establecimientos donde se llevan a cabo los ensayos y a la empresa Nutrien Ag Solutions por el financiamiento.

BIBLIOGRAFÍA

Aramburu Merlos, F., Monzón, J. P., Mercau, J. L., Taboada, M. and Grassini, P. (2015). Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. *Fields Crops Research*, 184, 145-154. DOI: 10.1016/j.fcr.2015.10.001.

Sainz Rozas, H., Reussi Calvo, N., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Angelini, H., Larrea, G., Garello, F., Avila Manotoba, O., Orcellet, J.M, González San Juan, M.F. and Ciarlo E. (2025) Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina. Actas Simposio Fertilidad 2025. Fertiizar A. C. Disponible en https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2025/10/Actas-Simposio-Fertilidad-2025-Reducido.pdf.

Sucunza, F., Gutiérrez Boem, F., García, F. O., Boxler, M. and Rubio, G. (2018). Long-term phosphorus fertilization of wheat, soybean and maize on Mollisols: Soil test trends, critical levels and balances. *Eur. J. Agron.* 96:87-95. https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.03.004.

NITRÓGENO EN MAÍZ EN LA REGIÓN NORTE DE CÓRDOBA

Vecchio, D.[1], Rivelli, M.[1], Cabanela, P.[1], Tosco, A.[2], Reussi Calvo, N.[3], García, F. O.[4*]

[1]Region CREA Córdoba Norte; [2]Nutrien Ag Solutions; [3]CONICET-Facultad de Ciencias Agrarias, UNMDP; [4]Consultor privado; [*]Calle 21 No. 11435, (7620) Balcarce, Prov. de Buenos Aires, fgarcia1957@gmail.com

RESUMEN: La región norte de Córdoba cuenta con información limitada sobre deficiencias de nutrientes y modelos de recomendación de nitrógeno (N), por lo que la región CREA Córdoba Norte inició una red de ensayos a largo plazo en la cual se observó que la respuesta a N en maíz fue el resultado más destacado. Con la finalidad de sumar más información para definir el manejo correcto de N en maíz se implementaron evaluaciones en franjas en lotes de producción de distintas zonas en las campañas 2022/23 a 2024/25. Las evaluaciones en franjas se establecieron en lotes de producción donde se incluyeron franjas sin aplicación de N y dos dosis de N. A partir de la información de los ensayos a largo plazo y las franjas de N, los objetivos fueron: i) estimar respuestas y eficiencia de uso de N (EUN), ii) determinar N disponible (N-nitrato 0-60 cm), N mineralizado anaeróbicamente (Nan) y materia orgánica (MO) en pre-siembra y iii) calibrar metodologías de diagnóstico basadas en el análisis de suelo. Los datos centrales variaron en los rangos de 2,2-2,8% MO, 37-59 ppm Nan, 53-125 kg/ha N-nitrato, 7317-9888 kg/ha de rendimiento y 3-22 kg maíz/kg N para EUN. Las EUN mostraron eficiencias positivas en 18 de los 33 sitios (54%). La mineralización de N promedio durante el ciclo del cultivo de maíz fue de 162 kg N/ha. Los factores medios de mineralización fueron de 4,0 kg N/ppm Nan y de 66 kg N/% MO. El ajuste de los rendimientos con la disponibilidad de N-nitrato + N aplicado como fertilizante (Ns+f) indica que se alcanzan los 8000 kg/ha de rendimiento con 100-120 kg Ns+f/ha. Los suelos con niveles de Nan menores de 60 ppm serían los de mayor probabilidad de respuesta a la fertilización nitrogenada.

PALABRAS CLAVE: nitrógeno y fósforo, maíz, soja.

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es el nutriente que limita en mayor medida el rendimiento de los cultivos, incluido el maíz (*Zea mays* L.). Debido a esto se han desarrollado y calibrado métodos de diagnóstico para determinar su disponibilidad basados en la determinación de N-nitrato en pre-siembra del cultivo (Correndo et al., 2021). Además, varios trabajos han observado que la inclusión de algún indicador del aporte de N por mineralización mejora la evaluación temprana de la disponibilidad de N para el cultivo. Para tal fin, la determinación del contenido de N-amonio producido en incubación anaeróbica (Nan) de muestras de suelo del estrato superficial (0-20cm) parecería ser un indicador confiable (Orcellet et al., 2016).

La región norte de Córdoba ha sido una zona con información limitada sobre deficiencias de nutrientes y modelos de recomendación de N, por lo que la región CREA (Consorcio Regional de Agricultura Experimental) Córdoba Norte inició una red de ensayos a largo plazo en lotes de producción (Vecchio et al., 2026). En esta red de ensayos se observó que la respuesta a N en maíz fue el resultado más destacado. Con la finalidad de sumar más información para definir el manejo correcto de N en maíz se implementaron evaluaciones en franjas en lotes de producción de distintas zonas en las campañas 2022/23, 2023/24 y 2024/25. En estas evaluaciones, los objetivos fueron: i) estimar respuestas y eficiencia de uso de N, ii) determinar N disponible (N-nitrato 0-60 cm), Nan y materia orgánica (MO) en pre-siembra y iii) calibrar metodologías de diagnóstico basadas en el análisis de suelo.

En este trabajo se presenta un resumen del análisis de la información conjunta de N en maíz de los primeros 11 años de la red de ensayos a largo plazo (2014/15 a 2024/25) (Vecchio et al., 2026) y de los tres años de las evaluaciones en franjas (2022/23, 2023/24 y 202425).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos de largo plazo se establecieron en lotes de producción de establecimientos en las localidades de Colonia Almada, Piquillín, Totoral, Cañada de Luque y Sarmiento en la campaña 2014/15. Los tratamientos de fertilización y dosis utilizadas son similares en todos los sitios, y se repiten en las mismas parcelas todos los años. Más información sobre el diseño y manejo de estos ensayos está disponible en Vecchio et al. (2026). Para el análisis reportado en este trabajo se utiliza la información de los tratamientos PS (sin N) y NPS (con N).

Las evaluaciones en franjas se establecieron en lotes de producción donde se incluyeron franjas sin aplicación de N y dos dosis de N: la del lote y doble dosis. Las franjas fueron de al menos 30 m de ancho por 100 m de largo. En pre-siembra, se muestreo el área de las franjas para determinar el contenido de MO, Nan en 0-20cm y N-nitrato a 0-20, 20-40 y 40-60 cm.

Para el análisis de la información, se compilaron los datos de 15 sitios/año de los ensayos de largo plazo (2014/15 a 2024/25) y 18 franjas de los años 2022/23 (4), 2023/24 (5) y 2024/25 (9).

En todos los lotes se trabajó sin limitaciones de otros nutrientes. Para cada ensayo, se estimaron el N mineralizado durante ciclo del cultivo (N min) y los kg de N mineralizado por ppm de N anaeróbico (kg N min/ppm Nan) y por % de materia orgánica (kg N min/% MO). El N min se estimó a partir del siguiente cálculo:

> N min (kg/ha) = (Rendimiento (t/ha) * 30 kg N absorbido/t maíz) – Ns+f (kg/ha)
> donde Ns+f es la cantidad de N-nitrato a 0-60 cm em pre-siembra más la dosis de N aplicada como fertilizante.

886

A cosecha se determinó rendimiento con cosechadora comercial. El manejo de los cultivos (variedades o híbridos, fechas de siembra y cosecha, control de plagas, malezas y enfermedades) fue el realizado por cada productor en el lote del ensayo.

Se analizaron solamente los sitios en los cuales los testigos sin fertilización nitrogenada rindieron más de 4000 kg/ha. Se considera que, en estos sitios, el cultivo pudo expresar el estado y oferta de N del sitio y la respuesta a N sin otras limitaciones de significancia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Determinaciones en las evaluaciones en franjas y largo plazo

La Tabla 1 muestra los estadísticos de materia orgánica (MO), N anaeróbico (Nan), N-nitrato en suelo (0-60 cm) a la siembra, rendimientos sin aplicación de N y respuesta a N en términos de eficiencia (EUN) y productividad parcial de N aplicado como fertilizante (PPN) para los diferentes experimentos.

Tabla 1. Estadísticos de materia orgánica (MO), N anaeróbico (Nan), N-nitrato en suelo (0-60 cm) a la siembra, rendimientos sin aplicación de N y respuesta a N en términos de eficiencia (EUN) y productividad parcial de N aplicado como fertilizante (PPN). Ensayos de largo plazo y Franjas de N, CREA Córdoba Norte.

Estadístico	MO (%)	Nan (ppm)	N-Nitrato (0-60, kg/ha)	Rendimiento sin N (kg/ha)	EUN* (kg maíz/kg Nf)	PPN** (kg maiz/kg Nf)
Media	2,6	49	89	8499	13	131
Desvío estándar	0,5	20	43	2142	17	70
Q1	2,2	37	53	7317	3	74
Q2	2,6	46	85	8137	10	118
Q3	2,8	59	125	9888	22	189
Mínimo	1,7	21	23	4320	-14	33
Máximo	3,6	104	191	12323	76	308

**EUN = (Rendimiento fertilizado-Rendimiento sin fertilizar) /Dosis de N fertilizante*
***PPN = Rendimiento fertilizado/Dosis de N fertilizante*

Los datos centrales variaron en los rangos de 2,2-2,8% MO, 37-59 ppm Nan, 53-125 kg/ha N-nitrato, 7317-9888 kg/ha de rendimiento, 3-22 kg maíz/kg N para EUN y 58-104 kg maíz/kg Nf para PPN. Considerando una relación de precios de 10 kg maíz por kg de N fertilizante, las EUN mostraron eficiencias positivas en 18 de los 33 sitios (54%). La mediana de PPN fue de 118 kg maíz por kg Nf, superior a los valores de referencia de 60-80 kg maíz por kg Nf (Dobermann, 2007; Fixen et al., 2015).

Diagnóstico de N: Ensayos + Franjas

La estimación de N min, kg de N mineralizado por ppm de Nan y por % de MO de los ensayos permanentes y de las franjas se indica en la Tabla 2. Los datos centrales variaron en los rangos de 128-198 kg N/ha de N min, y de 2,5-5,0 y 47-81 kg N min por ppm Nan y % de MO, respectivamente. La mineralización promedio determinada es coincidente con estimaciones de RAVIT (i.e., 147 kg N/ha) y de otras estimaciones zonales (i.e., 164 kg N/ha).

Tabla 2. Estadísticos de estimaciones de N mineralizado en el ciclo del cultivo (N min, kg/ha), kg de N mineralizado por ppm Nan y porcentaje de MO en las franjas sin fertilización nitrogenada. Ensayos de largo plazo y Franjas de N, CREA Córdoba Norte.

Estadístico	N min* (kg/ha)	kg N min/ppm Nan	kg N min/MO
Media	162	4,0	66
Desvío estándar	64	2,5	26
Q1	128	2,5	47
Q2	163	3,5	64
Q3	198	5,0	81
Mínimo	21	0,5	10
Máximo	294	11	115

** N min = (Rendimiento sin fertilizar * Requerimiento N suelo/kg maíz) – N-nitrato (0-60 cm)*

Se relacionaron los rendimientos con la disponibilidad de N en suelo (0-60 cm) + N aplicado como fertilizante (Ns+f) (Fig. 1). Este ajuste indica que se alcanzan los 8000 kg/ha de rendimiento con 100-120 kg Ns+f/ha. En comparación con ajustes similares en otros trabajos en región pampeana, se observa una elevada dispersión y situaciones de altos rendimientos para bajas disponibilidades de Ns+f, indicando altos aportes de N vía mineralización.

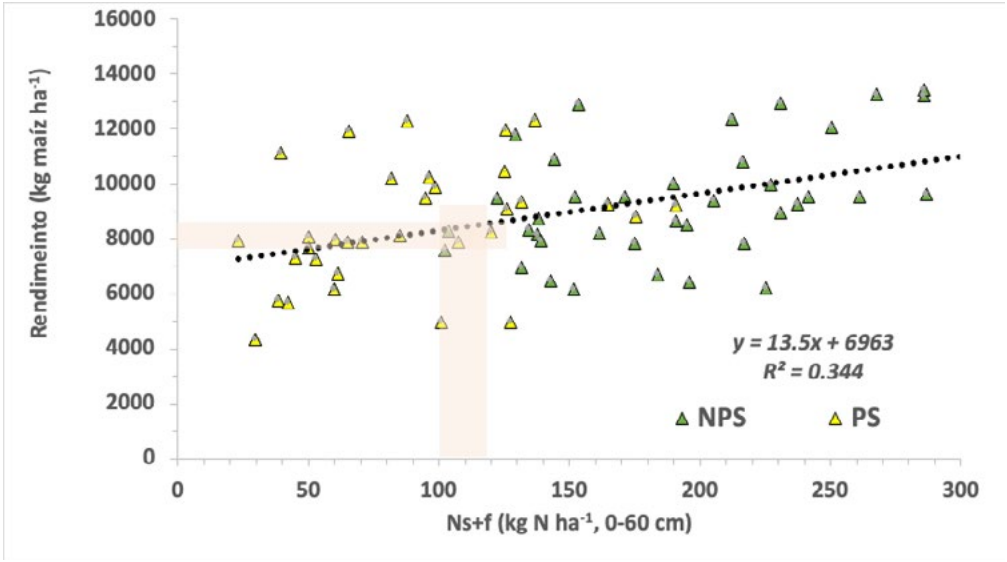


Figura 1. Relación entre los rendimientos de maíz y la disponibilidad de N (N suelo, 0-60 cm + N fertilizante, Ns+f). Las barras horizontales y verticales rosadas indican niveles de rendimiento de 8000 kg/ha y disponibilidades de Ns+f de 100-120 kg/ha, respectivamente. Ensayos de largo plazo y Franjas de N, CREA Córdoba Norte.

Dada la significancia y variabilidad de la mineralización como aporte de N al cultivo, se buscó ajustar Nan y MO como estimadores de dicha mineralización a nivel de lote o ambiente. Las respuestas a N se relacionaron débilmente con los niveles de Nan, niveles de Nan menores de 60 ppm presentarían una mayor probabilidad de respuesta (Figura 2), ningún sitio con Nan superior a 60 ppm presento EUN mayor a 10 kg maíz por kg N aplicado. No hubo relación de respuesta a N con MO ni de EUN con Nan o MO.

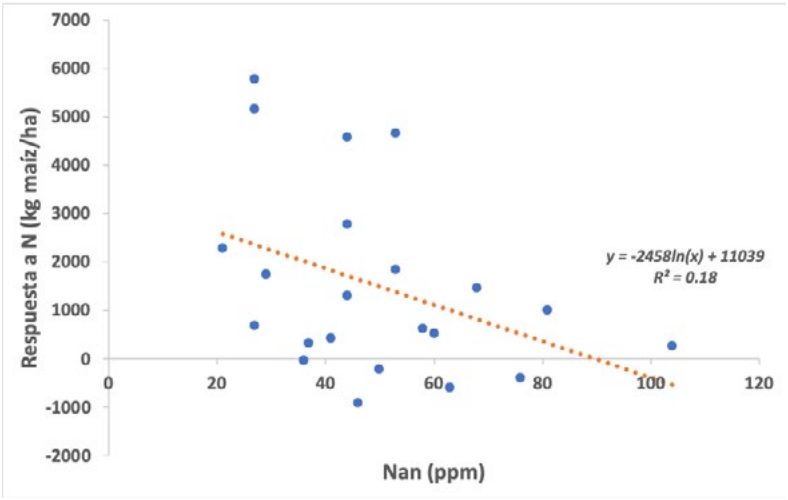


Figura 2. Relación entre la respuesta a N en maíz y el nivel de Nan. Ensayos de largo plazo y Franjas de N, CREA Córdoba Norte.

CONCLUSIONES

Se estimó una mineralización de N durante el ciclo del cultivo de maíz para la región norte de Córdoba del orden de 162 kg N/ha. Los factores medios de mineralización fueron de 4,0 kg N por ppm Nan y de 66 kg N por % MO.

El ajuste de los rendimientos con la disponibilidad de N en suelo (0-60 cm) + N aplicado como fertilizante (Ns+f) indica que se alcanzan los 8000 kg/ha de rendimiento con 100-120 kg Ns+f/ha. Los suelos con niveles de Nan menores de 60 ppm serían los de mayor probabilidad de respuesta a la fertilización nitrogenada.

AGRADECIMIENTOS
Los autores agradecen a los productores y asesores de los establecimientos donde se llevan a cabo los ensayos y las evaluaciones en franjas y a la empresa Nutrien Ag Solutions por el financiamiento.

BIBLIOGRAFÍA
Correndo A., F. Gutiérrez Boem, F. O. Garcia, … y Salvagiotti, F. (2021). Attainable yield and soil texture as drivers of maize response to nitrogen: A synthesis analysis for Argentina. Field Crops Research 273. Article 108299.

Dobermann, A. (2007). Nutrient use efficiency – measurement and management. In: IFA International Workshop on Fertilizer Best Management Practices. Belgium, Brussels, pp. 1–28.

Fixen, P.E., F. Brentrup, T. Bruulsema, F. O. Garcia, R. Norton, y S. Zingore. (2015). Nutrient/Fertilizer Use Efficiency: Measurement, Current Situation and Trends. In P. Drechsel, P. Heffer, H. Magen, R. Mikkelsen, D. Wichelns. (eds.). Managing Water and Fertilizer for Sustainable Agricultural Intensification. International Fertilizer Industry Association (IFA), International, Water Management Institute (IWMI), International Plant Nutrition Institute (IPNI), and International Potash Institute (IPI). Paris, France. p 8-37.

Orcellet, J., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N. y Echeverria, H. E. (2017). Anaerobically incubated nitrogen improved nitrogen diagnosis in corn. Agronomy Journal; 109; I; 1-2017; 291-298

Vecchio, D., Rivelli, M., Cabanela P., Tosco A., Reussi Calvo, N. y García, F. O. (2026). Respuestas a la fertilización en ensayos de largo plazo en la región Norte de Córdoba. XXX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bariloche, Rio Negro.

POLVO DE BASALTO EN LA FERTILIDAD DEL SUELO: DISPONIBILIDAD DE P, K^{+1}, Ca^{+2} y Mg^{+2} EN CONDICIONES CONTROLADAS.

Vera, R.[1*], Segovia, F.[1], Aquino, L.[1], Ríos, L.[2], Paredes, C.[2], Rojas, P.[2], Gamarra, P.[1], Escobar, L.[1]

[1]Estudiantes de posgrado de la Facultad de Ingeniería Agronómica de la UNE; *Alto Paraná, Minga Guazú, km 17[1/2], Paraguay; [2]Docentes e investigadores de la Facultad de Ingeniería Agronómica de la UNE; *Alto Paraná, Minga Guazú, km 17[1/2], Paraguay. * rooveraa1107@gmail.com

RESUMEN: En Paraguay, más del 50% de los suelos agrícolas de la Región Oriental presentan degradación debido a la perdida de nutrientes esenciales como P, K^{+1}, Ca^{+2} y Mg^{+2}, afectando la fertilidad del suelo y productividad (Villalba Algarin et al., 2025). Una alternativa sostenible para mejorar la disponibilidad de estos nutrientes es el uso del polvo basalto, material mineral rico en minerales que libera gradualmente. El objetivo de esta investigación fue evaluar la aplicación del polvo basalto en la concentración de P, K^{+1}, Ca^{+2} y Mg^{+2} en un suelo agrícola en condiciones controladas. Se utilizó el diseño completamente al azar con cinco tratamientos y cuatro repeticiones, T1 (sin aplicación), T2: 10 g, T3: 15 g, T4: 20 g y T5: 25 g, de polvo basalto en 100 g de suelo. Las variables se determinaron a los 15 días de aplicación, siguiendo la metodología de EMBRAPA (2009). Los datos fueron analizados mediante análisis de varianza ANOVA y, luego sometidas a la prueba de Tukey al 5% de probabilidad de error. Los resultados mostraron que el polvo basalto aumenta gradualmente la concentración de P, K^{+1}, Ca^{+2} y Mg^{+2}, siendo T4 (20 g) y T5 (25 g) con valores significativos, se considera que puede mejorar la fertilidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: sostenibilidad, remineralización, enmienda mineral.

INTRODUCCIÓN

La fertilidad del suelo constituye la base de la producción agrícola y de la sostenibilidad de los sistemas productivos. De ella depende la capacidad del suelo para proveer nutrientes, sostener el crecimiento de los cultivos y mantener rendimientos (Zhang, 2024). En Paraguay, donde la agricultura representa uno de los pilares de la economía, la conservación y el manejo adecuado de la fertilidad del suelo resultan fundamentales para asegurar la productividad agrícola y la seguridad alimentaria de todas las generaciones presentes y futuras. No obstante, la intensificación de los sistemas agrícolas ha provocado degradación de nutrientes esenciales, que en muchos casos no fue repuesto adecuadamente, generando un deterioro progresivo de la fertilidad del suelo (Villalba et al., 2020; Coial, 2022).

En el departamento del Alto Paraná, una de las principales zonas de agrícolas del Paraguay, cultivos predominantes como la soja, el maíz, el trigo y la mandioca requieren una gran cantidad de nutrientes fundamentales como fósforo (P), potasio (K^{+1}), calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}). Si no se realiza una reposición adecuada, provoca una lixiviación en los suelos (Villalba Algarin et al., 2025). Según Zabini (2021), esta situación se agrava por las características edáficas propias de la región, al ser ácidos, con baja saturación de bases, alta fijación del fósforo y tendencia a la pérdida de potasio y magnesio. Estas condiciones reducen la disponibilidad de nutrientes para los cultivos y aceleran la degradación, lo que hace fundamental la reposición y el manejo eficiente de P, K^{+1}, Ca^{+2} y Mg^{+2} para mantener la productividad agrícola a largo plazo.

De acuerdo con los autores Villalba Algarin et al., (2025), la degradación progresiva de los suelos en la Región Oriental refleja un desequilibrio la insuficiente reposición de nutrientes

frente a la continua extracción agrícola. Aunque los fertilizantes químicos permiten una liberación rápida de nutrientes, su utilización a largo plazo puede intensificar problemas como la acidez del suelo, la pérdida de bases, la disminución de la actividad de microorganismos y la dependencia de insumos externos. Ante esta problemática, surge la necesidad de buscar alternativas sostenibles que mejoren la disponibilidad de nutrientes sin afectar la salud del suelo.

En este contexto, el polvo de basalto se presenta como un potencial pudiendo ser considerada una enmienda. Este material volcánico de origen basalto, abundante en la región, puede liberar gradualmente P, K^{+1}, Ca^{+2} y Mg^{+2}, mejorar la saturación de bases, aumentar la capacidad de intercambio catiónico y contribuir a una fertilidad más duradera. Diversas investigaciones han demostrado que este material puede actuar como fuente alternativa de nutrientes esenciales para el suelo, mediante procesos de meteorización química y biológica, aportando nutrientes esenciales como fósforo (P), potasio (K^{+1}), calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}) (Mannign, 2011; D'Oliveira et al., 2023). La liberación de Ca^{+2} y Mg^{+2} contribuye a la neutralización de la acidez del suelo, mientras que el K^{+} se libera principalmente a partir de minerales como feldespatos que se encuentran presentes a los basaltos de la región de cuenca del Paraná (Rodrigues et al., 2025).

A pesar de los beneficios que podría aportar el polvo de basalto, en Paraguay hay escasa información sobre cómo se comporta en suelos agrícolas y, en particular, sobre su impacto en la disponibilidad de macronutrientes esenciales. Esta carencia de investigaciones locales dificulta la formulación de recomendaciones técnicas y la adopción consciente de esta práctica en los sistemas productivos. Por ello, el presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto del polvo basalto en el suelo sobre la concentración de fósforo (P), potasio (K^{+1}), calcio (Ca^{+2}) y Mg (magnesio^{+2}) en un suelo agrícola en condiciones controladas, con el fin de determinar de manera preliminar su potencial como enmienda mineral para mejorar la fertilidad del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó el experimento en el laboratorio de suelos de la Facultad de Ingeniería Agronómica – Universidad Nacional del Este, en la ciudad de Minga Guazú, Paraguay. Se utilizaron muestras de suelo agrícola provenientes del campo experimental de la Facultad de Ingeniería Agronómica (UNE), Km 26 (lado Monday), el suelo corresponde al orden Oxisol, con textura franco arcillosa y de origen basáltica (López et al., 1992). Se tomaron muestras a una profundidad de 0 – 10 cm en varios puntos, para después homogeneizar a una muestra compuesta de 2 kg.

El polvo basalto se obtuvo de la Cantera de Yguazú, distrito de Yguazú km 38 (lado Monday) dpto. Alto Paraná. Se recolectaron rocas basálticas, extraídas y molidas por maquinarias de la cantera, la elección de la granulometría fue teniendo en cuenta a Barboza, Fageria & Lima (2006), cuanto más fino, la liberación es mejor de los nutrientes, se optó a una tamización de 0,1mm. Posteriormente, el polvo basalto fue sometido a un proceso de secado en estufa a 200 º C durante cinco horas. Este procedimiento se fundamenta en que, al someter el material a temperaturas elevadas, se incrementa la disponibilidad, lo que permite eliminar la humedad y facilita la identificación y disponibilidad de nutrientes presentes en la roca. En este estudio, se adoptó el mismo proceso con el objetivo de asegurar la estabilidad del mineral y favorecer su utilización como fuente de nutrientes al ser aplicado al suelo.

Para la evaluación en laboratorio, se adoptó una metodología experimental según indicado por Romero (2023), que consistió en la mezcla de 200 g de suelo, equivalente a una dosis de 5 t ha^{-1}. Esta proporción se utilizó como referencia para establecer las dosis experimentales. La mezcla se colocó en vasitos plásticos con capacidad de pesaron 100 g de suelo, manteniendo la humedad a capacidad de campo durante todo el experimento, para cada unidad experimental se pesaron 100 g de suelo. El diseño experimental empleado fue el diseño completamente al azar con cinco tratamientos y 4 repeticiones. Los tratamientos consistieron en un testigo (sin aplicación) y cuatro dosis de polvo basalto: T2: 10 g, T3: 15 g, T4: 20 g y T5: 25 g.

Las variables evaluadas fueron el fósforo (P), potasio (K^{+1}), calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}), determinados a los 15 días después de la aplicación del polvo basalto. Los análisis químicos

se realizaron de acuerdo con la metodología establecida por EMBRAPA (2009). Los datos fueron analizados mediante análisis de varianza ANOVA y, aquellas que presentaron diferencias significativas, fueron sometidas a la prueba de Tukey al 5% de probabilidad de error.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se observaron diferencias significativas entre los tratamientos para las variables fósforo (P), potasio (K^{+1}), calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}) (Tabla 1). Para P se registraron mayores valores en los tratamientos T4 (124,22 mg/dm^3) y T5 (139,77mg/dm^3) que el T1 sin aplicación de polvo basalto. Esto indica que el polvo favorece a la disponibilidad de P en el suelo, probablemente por su contenido de fósforo en el mineral y a su liberación gradual. Estos resultados coinciden con estudios previos de Conceicao et al., (2022), quienes reportaron un efecto positivo del basalto como enmienda mineral.

Tabla 1. Contenido de fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg) en el suelo 15 días después de la aplicación de polvo basalto.

Tratamientos	P	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}
T1	1,82 a	0,24 a	4,03 a	0,54 a
T2	71,41 b	0,28 b	6,33 b	0,79 b
T3	88,83 b	0,31bc	6,44 bc	0,83 b
T4	124,22 c	0,31 bc	6,57 bc	0,83 b
T5	139,77 c	0,32 c	7,18 c	0,85 b

Medias seguidas de la misma letra no difieren significativamente según Tukey (p ≤ 0,05).

En el caso de K^+, los resultados muestran un aumento progresivo desde T1 hasta T5, con diferencias significativas entre los tratamientos T2, T3, T4 y T5 frente a T1 según el test de Tukey ($p \leq 0,05$). De manera similar, los tratamientos T3 y T5 presentan valores significativamente mayores de Ca^{++} y Mg^{++} que T1, mientras que el T2 se ubica en niveles intermedios. Estos hallazgos coinciden con estudios de de Rodrigues et al., (2025), quienes mostraron que la aplicación del polvo basalto aporta cationes básicos, contribuyendo a la neutralización de la acidez y mejorando la fertilidad química del suelo.

CONCLUSIONES

Los resultados de estos estudios demostraron que la aplicación del polvo basalto puede mejorar significativamente la disponibilidad de fósforo (P), potasio (K^{+1}), calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}), especialmente con tratamientos de mayores dosis. Desde el punto de vista agrícola, el polvo basalto podría ser utilizada como enmienda mineral, se sugiere realizar estudios a campo.

AGRADECIMENTO

Agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por brindarme la oportunidad de desarrollar esta investigación y realizar la maestría científica, fortaleciendo así el compromiso con el avance científico en la región del Alto Paraná.

BIBLIOGRAFIA

Barboza Filho, M. P., Fageria, N. K. y Lima, L. B. (2006). Alteraciones del PH y liberación de K, Ca y Mg al suelo a partir de materiales de polvo de roca. Espacio % Gepograia, 9:63-84.

Coial. (2022). La degradación de los suelos por el uso excesivo de fertilizantes convencionales tiene solución de mano de la biotecnología. COIAL. https://www.coial.org/…

Conceiçao, L., Silva Gutierres, N., Silva, H., De Figueredo, C., Chavez, N., De Souza, E. y Ferreira, E. (2022). Potential of basalt dust to improve soil fertility and crop nutrition. ELSEVIER. https://doi.org/10.1016/j.jafr.2022.100443

D´Oliveira, P., Duarte, W. S. y Martins, C. E. (2023). Uso de polo de rocas en plantas forrajeras. EMBRAPA. 1678-3131. file:///C:/Users/HP%20ESTUDIO/Documents/TRABAJOS%20PARA%20MAESTRIA/Trabajos%20para%20congresos/Art.%20para%20mi%20articulo%202.pdf

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesuisa Agropecuária). 2009. Manual de análisis químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2a edicao revista e ampliada. Fabio Cesar Da Silvda (Ed.). Brasilia, DF. 627p.

López Gorostiaga, O., Vázquez, A. y García Samudio, S. (1992). Suelos de la región oriental del Paraguay. https://www.geologiadelparaguay.com.py/Suelos-Regi%C3%B3n-Oriental.pdf?utm_source

Manning, D. (2011). *Mineral sources of potassium for plant nutrition*. En *Sustainable Agriculture Volume 2* (pp. 187–203). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0394-0_11

Rodrigues, M., Neto, C. K., Passos, A. I. d., Cezar, E. y Nanni, M. R. (2025). Sustainable soil amendment with basalt powder. AgriEngineering, 7, 290. https://doi.org/10.3390/agriengineering7090290

Villalba Algarín, C. A., Thiengo, C. C., Cherubin, M. R., Bieluczyk, W., Mariano, E., Amorim, D. J., Sanabria Franco, M. F., González, A. C. y Lavres, J. (2025). Can no tillage and crop diversification sustain nutrient stocks in acidic and poorly fertilized soils? Evidence from 32 years of real world agricultural management in Paraguay. Soil Advances, 4, 100084. https://doi.org/10.1016/j.soilad.2025.100084

Villalba Martínez, C. J., Merino García, A. y Etchevers Barra, J. (2020). Diagnóstico de la fertilidad química de suelos (Rhodic Paleudult) en sistemas agrarios y forestal de la región Oriental de Paraguay. Investigación Agraria, 22(2), 92–99. https://doi.org/10.18004/investig.agrar.2020.diciembre.2202658

Zabini, A. (2021). Escenario actual y perspectivas de la fertilidad del suelo en Paraguay. Campo Agropecuario. Recuperado de https://www.campoagropecuario.com.py/web/public/index.php/notas/escenario-actual-y-perspectivas-de-la-fertilidad-del-suelo-en-paraguay?utm_source

Zhang, A. (2024). Fertilidad del Suelo: El Fundamento de la Agricultura Sostenible. AgriTecno. En https://www.agri-tecno.com/es/fertilidad-del-suelo-el-fundamento-de-la-agricultura-sostenible/#:~:text=%C2%BFQu%C3%A9%20es%20la%20fertilidad%20del,la%20necesidad%20de%20insumos%20qu%C3%ADmicos

TRABAJOS EXTENDIDOS

ÁREA TEMÁTICA 4: Manejo y Conservación de Suelos y Aguas. Riego y Drenaje

894

IMPACTO DEL CULTIVO DE MANÍ SOBRE INDICADORES DE LA CALIDAD FÍSICA DEL SUELO EN EL OESTE BONAERENSE

Alvarez, C. R.[1*], Rimski-Korsakov, H.[1], Steinbach, H. S.[1], Nocerez, A. S.[1], Caffaro, M. M.[1], Robredo, S.[1], Varela, N.[1], Blanco Pinto, M. M.[1]

[1] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; * alvarezc@agro.uba.ar

RESUMEN: El cultivo de maní (*Arachis hypogaea L.*) se ha expandido significativamente en la región pampeana argentina. Si bien presenta ventajas agronómicas y económicas, su sistema de cosecha implica una intensa remoción superficial del suelo y una marcada reducción de la cobertura, lo que podría afectar la calidad física edáfica y aumentar el riesgo de degradación, especialmente en suelos de textura arenosa a franco-arenosa. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto del cultivo de maní sobre propiedades físicas del suelo en comparación con soja, en un sistema agrícola del oeste de Buenos Aires. El estudio se realizó en un ensayo implementado por CREA Oeste durante la campaña 2024–2025, evaluando dos tratamientos: Maní y Soja. Se determinaron densidad aparente (DAP), infiltración, resistencia mecánica (RM), humedad gravimétrica, cobertura del suelo, biomasa de residuos, estabilidad estructural y fracción erosionable. Los datos fueron analizados mediante análisis de varianza. La DAP superficial (0–10 cm) fue significativamente menor en Maní que en Soja (1,29 y 1,34 g cm^{-3}, respectivamente), atribuible a la remoción del suelo durante la cosecha. No se observaron diferencias en la infiltración entre tratamientos. La RM fue menor en Maní en superficie, pero mayor a partir de los 15 cm de profundidad, donde se registraron valores superiores al umbral crítico para el crecimiento radicular. La humedad gravimétrica fue mayor bajo Soja, con una relación inversa significativa con la RM. El cultivo de Maní presentó menor cobertura del suelo y una fracción erosionable significativamente mayor que Soja, mientras que la estabilidad estructural no mostró diferencias entre tratamientos. En conjunto, los resultados indican que el maní genera mejoras superficiales transitorias de la compactación, pero incrementa la susceptibilidad a la erosión eólica. Se recomienda la incorporación de cultivos invernales inmediatamente después de la cosecha para mejorar la cobertura y disminuir el riesgo de erosión.

PALABRAS CLAVE: maní, calidad física del suelo, fracción erosionable.

INTRODUCCIÓN

El maní (*Arachis hypogaea* L.) presenta características productivas que lo convierten en una alternativa atractiva dentro de las rotaciones, como su condición de leguminosa y su aporte a la diversificación agrícola (Fernández y Giayetto, 2017). Sin embargo, su sistema de cosecha implica una intensa remoción superficial del suelo, con reducción de la cobertura vegetal y posible alteración de la estructura, especialmente en suelos de textura arenosa a franco-arenosa. Estas condiciones podrían incrementar la susceptibilidad a procesos de degradación física, tales como disminución de la estabilidad estructural y mayor riesgo de erosión eólica (Colazo et al., 2023). En las últimas décadas, el cultivo de maní ha experimentado una marcada expansión en la Argentina, impulsada por su alta rentabilidad, su importancia dentro de la cadena agroindustrial y la creciente demanda externa (Fernández y Giayetto, 2017; SAGPyA, 2025). Si bien la provincia de Córdoba continúa concentrando la mayor superficie sembrada, en los últimos años se observa una rápida incorporación del cultivo en nuevas áreas de la región pampeana, particularmente en las provincias de Buenos Aires y La Pampa (SAGPyA, 2025). Esta expansión hacia ambientes con diferentes condiciones edáficas y

topográficas plantea interrogantes sobre el impacto del maní en la calidad física de los suelos y en la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. En este contexto, resulta necesario generar información local que permita evaluar los efectos del cultivo de maní sobre la calidad física del suelo, en sistemas agrícolas de la región pampeana. El objetivo del ensayo fue evaluar el impacto del maní sobre las propiedades físicas edáficas en comparación con el cultivo de soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

El CREA zona Oeste en el establecimiento "La Guarida", Casey, partido de Guaminí implementó un ensayo en 2024-2025 para evaluar el efecto del maní en la rotación. Se muestrearon dos tratamientos uno a cosecha de soja (Soja) y otro a cosecha de maní (Maní). El muestreo se realizó en julio del 2025. Para caracterizar el suelo del ensayo en general se obtuvo una muestra compuesta (10 submuestras) por profundidad 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm y bloque donde se determinó la composición granulométrica por Bouyoucos (Bouyoucos, 1936), pH por potenciometría, relación suelo/agua: 1:2,5 (Thomas, 1996), conductividad eléctrica (CE) por conductimetría sobre extracto de saturación (Rhoades, 1996), carbono orgánico por Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1996), P extractable (Bray y Kurtz, 1945) y NAN (Wyngaard et al., 2025) (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedios y error estándar entre paréntesis para las diferentes profundidades de la composición granulométrica, conductividad eléctrica (CE), pH, carbono orgánico (CO), P extractable y NAN.

Prof.	Arena	Limo	Arcilla	CE	pH	COT	P ext	NAN
		%		dS/m		%	ppm	ppm
0-10 cm	68,25 (0,32)	19,26 (0,64)	12,49 (0,45)	0,88 (0,04)	7,13 (0,15)	1,48 (0,009)	22,59 (1,53)	37,33 (2,02)
10-20 cm	68,12 (0,50)	18,06 (0,67)	13,81 (0,33)	0,30 (0,01)	7,77 (0,15)	0,90 (0,04)	6,31 (0,54)	22,40 (2,14)
20-30 cm	70,23 (0,41)	16,62 (0,45)	13,15 (0,79)	0,31 (0,02)	8,13 (0,20)	0,73 (0,06)	5,74 (0,33)	16,80 (0,84)

Se determinó la densidad aparente por el método del cilindro (100 cm^3) (Burke et al., 1986). Se midió en las profundidades de 2,5 a 7,5 cm (que representa al estrato 0-10 cm), 12,5 a 17,5 cm (que representa al estrato 10-20 cm) y 22,5-27,5 cm (representa al estrato de 20-30 cm). Se tomaron 5 repeticiones por cada bloque, tratamiento y profundidad. Se determinó la infiltración por infiltrómetro de simple anillo modelo INTA Anguil. Se realizaron 4 determinaciones por cada bloque y tratamiento. Se determinó la resistencia mecánica (RM) de 0-30 cm de profundidad, a intervalos de 5 cm (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-25 cm y 25-30 cm), con penetrómetro de golpes dinámico, Modelo INTA Villegas. Se realizaron 5 determinaciones por cada bloque, tratamiento y profundidad. Se tomó una muestra de suelo a la par de cada medición de RM obteniéndose una muestra compuesta por cada parcela y cada profundidad para determinar la humedad gravimétrica (HG) para relacionarla con la RM. Se calculó el porcentaje de cobertura del suelo mediante la observación de la presencia de rastrojo en 12 puntos a intervalos regulares en una vara de madera. Se realizaron 5 determinaciones por cada bloque y tratamiento. Por otro lado, se cuantificó la biomasa de rastrojo colectando 4 submuestras de 40x40 cm en cada bloque de cada tratamiento. Las muestras fueron lavadas para retirar el suelo y se las secó en estufa a 60ºC hasta peso constante. Se tomaron tres muestras de 0-10 cm por tratamiento y bloque en donde se determinó la estabilidad estructural por el método de Le Bissonnais y la fracción erosionable. El método de Le Bissonnais (1996) consiste en someter muestras de agregados de 3-5 mm, a tres pretratamientos de laboratorio para el cálculo del diámetro medio ponderado de agregados estables (DMP) por: humectación rápida por inmersión en agua o efecto estallido (HR), disgregación mecánica por agitación después de la re-humectación en etanol (AGI) y humectación lenta con agua por capilaridad (HL). A su vez,

el promedio de los tres pretratamientos representa un índice que sintetiza la información obtenida de los pretratamientos evaluados (DMPp). Por otro lado, la fracción erosionable cuantifica el porcentaje de partículas <0,84 mm susceptibles de ser desprendidas y transportadas por el viento, por lo que es más apropiada en contextos áridos, semiáridos o con cobertura escasa, donde predomina la erosión eólica. Los datos fueron analizados estadísticamente aplicando un ANOVA y test de Tukey para separar las medias. Cuando hubo más de una profundidad se aplicó el análisis para cada una de ellas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente e infiltración

La DAP en el estrato superficial (0-10 cm) fue significativamente menor en Maní que en Soja (1,29 y 1,34 g cm^{-3} respectivamente, p=0,011). Esto estaría asociado al manejo en siembra directa, donde se observa un aumento de DAP como consecuencia del tránsito de la maquinaria así como a la forma de cosecha del maní que implica remoción del suelo. No se detectaron diferencias significativas entre tratamientos para los estratos de 10-20 cm y 20-30 cm, siendo en promedio 1,47 y 1,51 g cm^{-3} respectivamente (Figura 1A). La infiltración no presentó diferencias entre tratamientos (Figura 1B). Los valores promedio de los tratamientos fueron 226 y 259 mm para Maní y Soja respectivamente. Cabe destacar que los datos presentaron una alta variabilidad. Los valores de infiltración son altos acorde a la composición granulométrica de estos suelos.

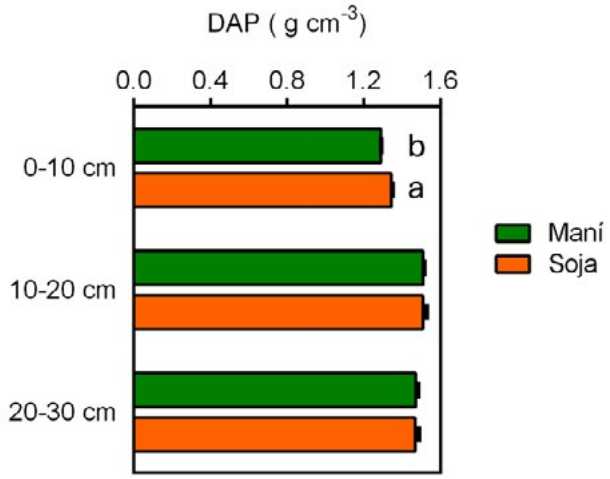


Figura 1A. Densidad aparente (DAP) en los tratamientos Soja y Maní en las profundidades 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm. Líneas: error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas *p*<0,05.

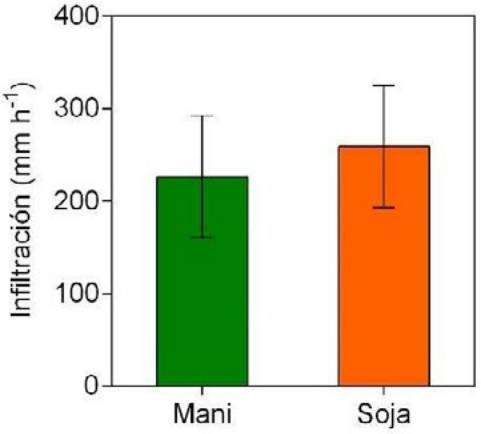


Figura 1B. Tasa de infiltración (mm h^{-1}) en los tratamientos Maní y Soja. Líneas: error estándar.

Resistencia mecánica y humedad gravimétrica

Hasta los 10 cm de profundidad el tratamiento Maní presentó menores niveles de RM (Figura 2A). Desde los 15 cm la situación se invierte, teniendo mayor RM el tratamiento Maní. Se destaca que la HG hasta los 25 cm fue significativamente mayor en el tratamiento con Soja (Figura 2B). Más allá de los tratamientos, hay varios valores de RM que superan el umbral crítico de 2,5 MPa especialmente en la profundidad 15 a 20 cm, coincidente con los mayores valores de DAP en el estrato de 10-20 cm. Se encontró una relación inversa significativa (p<0,0001; R2=0,573) entre la humedad gravimétrica y la resistencia mecánica (Figura 3). Con lo cual la mayor RM en el Maní desde los 15 cm de profundidad puede ser consecuencia del menor HG o de un efecto de la compactación de la cosecha a más profundidad por menor capacidad portante en superficie.

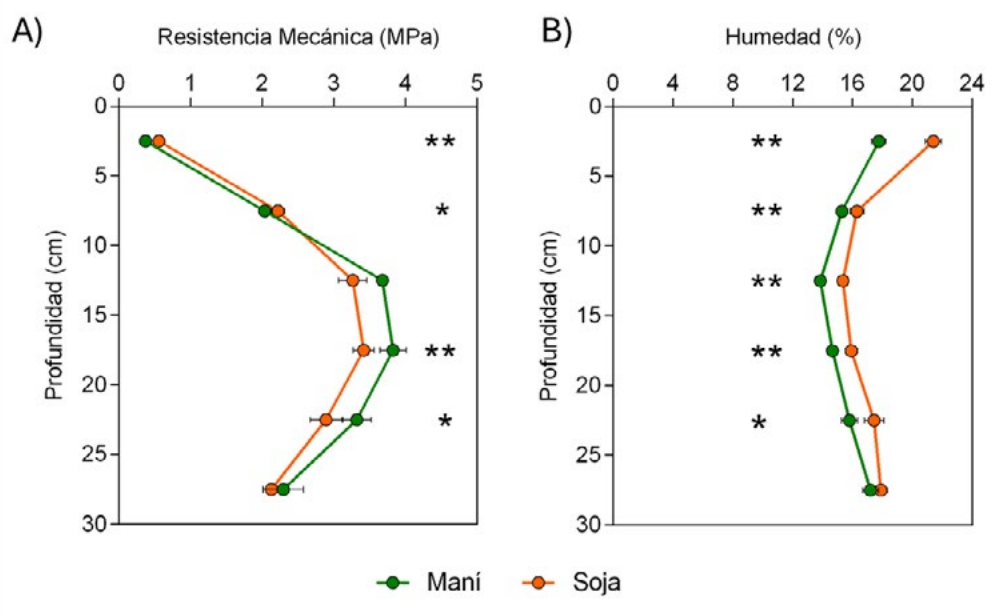


Figura 2. A) Resistencia mecánica y B) Humedad (humedad gravimétrica en porcentaje) en los tratamientos Maní y Soja en las diferentes profundidades de 0 a 30 cm. Líneas: error estándar. Asteriscos muestran diferencias significativas entre tratamientos (* p<0,10; ** p<0,05).

898

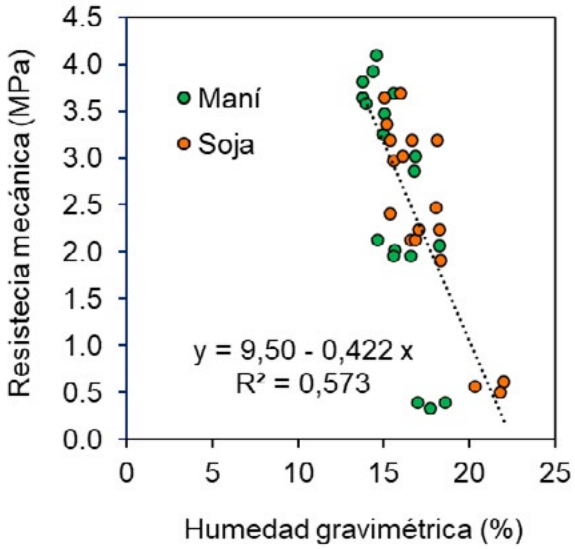


Figura 3. Relación entre la resistencia mecánica y la humedad gravimétrica.

Cobertura del suelo y biomasa de residuos

El porcentaje de suelo cubierto en los tratamientos con Maní fue significativamente menor que en Soja (64 % vs 92% de cobertura del suelo respectivamente) (Figura 4A). Por otro lado, si bien el tratamiento de Soja presentó en promedio un 45% más de biomasa de residuos vegetales, las diferencias no fueron estadísticamente significativas (p=0,161), probablemente por la variabilidad de los datos (Figura 4B). En el tratamiento Maní los residuos vegetales tenían presentaron una proporción importante cantidad de grano remanente (pérdida de cosecha, alrededor de un 20 % del peso de residuos).

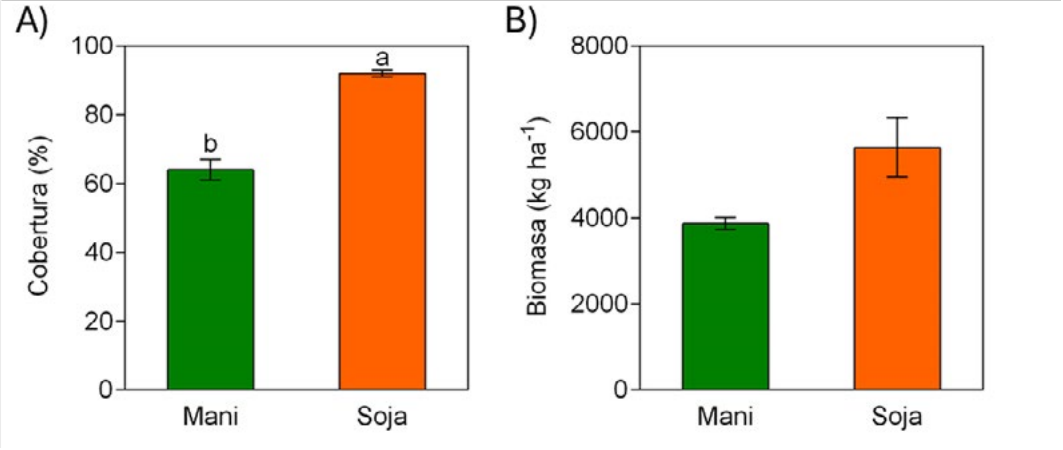


Figura 4. A) Cobertura del suelo (%) y B) Biomasa de residuos vegetales (kg ha-1) en los tratamientos Maní y Soja. Líneas: error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas p<0,05.

Diámetro medio ponderado y fracción erosionable

No se encontraron diferencias significativas en el diámetro medio ponderado con humedecimiento rápido, humedecimiento lento, agitado y promedio entre los tratamientos. La fracción erosionable fue 52% mayor en el tratamiento Maní que en Soja (Figura 5).

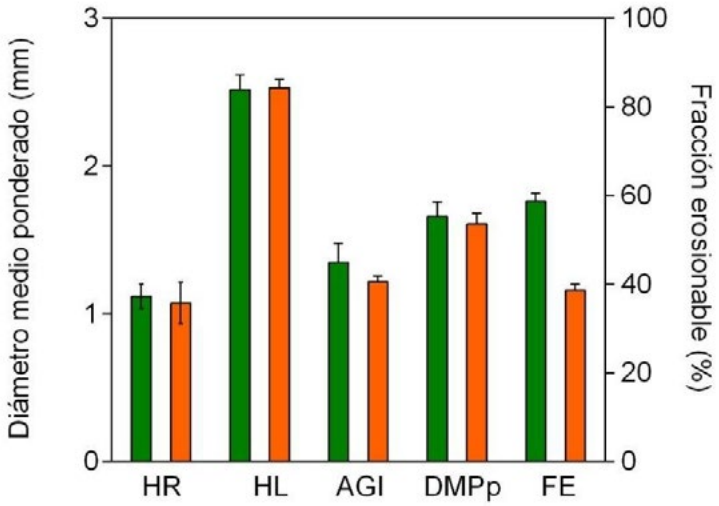


Figura 5. Eje "y" izquierdo: diámetro medio ponderado con humedecimiento rápido (HR), humedecimiento lento (HL), agitado después de re-humedicimiento en etanol (AGI) y promedio (DMPp). Eje "y" derecho: fracción erosionable (FE). Líneas: error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas p<0,05.

CONCLUSIONES

El cultivo de Maní presentó una menor DAP superficial que Soja, pero también menor cobertura, junto con un aumento de la fracción erosionable lo que incrementa el riesgo de erosión eólica. No se observaron diferencias significativas en infiltración, presentando una alta variabilidad. La RM fue mayor bajo Soja en superficie, revirtiéndose en profundidad con mayores valores en Maní. La menor DAP y RM superficial en Maní es consecuencia de la remoción del suelo durante la cosecha de éste. La estabilidad estructural por el método de Le Bissonnais no se vio afectada por los tratamientos. Se recomienda implementar cultivos de servicio o de invierno inmediatamente posterior al Maní, priorizando especies que aporten rápida cobertura y raíces densas. Estos cultivos aprovecharan la menor compactación del suelo en Maní y estabilizaran el mismo, disminuyendo los riesgos de erosión eólica. También se sugiere evitar tránsito excesivo post-cosecha de maní y promover estrategias de tráfico

controlado cuando sea posible. Resulta de interés seguir la evolución de las propiedades físicas en los años subsiguientes al maní.

AGRADECIMIENTOS
Se agradece a la Region CREA Oeste, y al CREA Henderson-Daireaux por brindar el acceso a los lotes de producción, el financiamiento de los viajes de muestreo y por la colaboración brindada durante las tareas de muestreo a campo.

BIBLIOGRAFÍA

Bouyoucos, G. J. (1936). Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. Soil Science, 42, 225–238.

Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phospho-rus in soils. Soil Science, 59(1), 39–45.

Colazo, J. C, E. Scherger, R. Torregrosa, C. R. Álvarez y S. Almirón (2023). Riesgo de erosión eólica en diferentes sistemas productivos del sur de Córdoba. Ciencia del Suelo 41 (2): 213-222.

Fernández, E. y O. Giayetto (2017). El cultivo del maní en Córdoba. Universidad Nacional de Río Cuarto. 463 p.

Le Bissonnais, Y. (1996). Aggregate stability and assessment of crustability and erodibility: 1. Theory and methodology. European Journal of Soil Science, 47, 425–437.

Nelson, D. W., y Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In D. L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods (pp. 961–1010). Soil Science Society of America, Madison, WI.

Rhoades, J. D. (1996). Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. In D. L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods (pp. 417–435). Soil Science Society of America, Madison, WI.

SAGPyA (Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca). (2025). Agricultura - Estimaciones agrícolas, https://datos.magyp.gob.ar/dataset/estimaciones-agricolasThomas, G. W. 1996. Soil pH and soil acidity. In D. L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods (pp. 475–490). Soil Science Society of America, Madison, W I.

Wyngaard, N., Crespo, C., García, G. V., Reussi Calvo, N. I., Rivero, C., Carciochi, W. D., Eyherabide, M., Larrea, G., Angelini, H., Barbieri, P., y Sainz Rozas, H. R. (2025). Nitrogen mineralization potential depletion in pampas (Argentina) croplands following conversion from native grasslands. Geoderma Regional, 40, e00925.

ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD APARENTE PARA EL CÁLCULO DEL STOCK DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS AGRÍCOLAS

Alvarez, R.[1*]

Jubilado de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires y CONICET. * Dirección actual: Capdevila 3050, CABA-Argentina, ralvarez@agro.uba.ar

RESUMEN: La posibilidad de usar a los suelos como sumideros de carbono atmosférico hace de interés determinar su stock de carbono orgánico y cómo es afectado por el manejo. Una limitación para ello es la medición de la densidad aparente, especialmente en capas profundas del suelo. Se testeó la performance del método de Adams para estimar la densidad aparente de capas de suelo superficiales y profundas bajo diferentes sistemas de labranza. Se usaron datos de 114 experimentos de comparación del efecto del sistema de labranza sobre el carbono orgánico recopilados a escala global de los que se extrajeron 1306 resultados de concentración de carbono, densidad aparente y stock de carbono. Por análisis de regresión se comparó el stock de carbono calculado con datos medidos vs. el stock calculado con datos estimados de densidad aparente. Si bien se logró una correlación aceptable entre datos de stock de carbono calculados de las dos maneras (R^2 >0.92) la metodología de Adams sobrestimó los valores de stock de carbono 12 % en suelos arados, 9 % en suelos con labranza conservacionista y 5 % bajo siembra directa. Optimizando los parámetros del modelo, densidad aparente de la materia orgánica y de la fracción mineral por tipo de labranza, se eliminó la sobreestimación. El método de Adams ajustado por sistema de labranza es una alternativa aceptable para estimar densidad aparente del suelo en evaluaciones del stock de carbono cuando no es posible la medición de la misma.

PALABRAS CLAVE: Secuestro de carbono, Densidad aparente, Método de Adams.

INTRODUCCIÓN

Los suelos pueden actuar como sumideros de carbono atmosférico colaborando en la mitigación del cambio climático (Almaraz et al., 2023). Esto ha llevado en años recientes a un aumento exponencial en los estudios de los cambios de los stocks de carbono orgánico debidos al uso y al manejo de los suelos. Para ello es necesario evaluar dos variables: la concentración de carbono y la densidad aparente del suelo. Mientras que la primera es fácil de determinar sobre muestras sacadas con barrenos comunes de las capas superficiales y profundas del perfil, la segunda ofrece mayores dificultades. Para aplicar correctamente el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) en profundidad es necesario cavar calicatas lo que hace su determinación muy difícil y costosa en tiempo y esfuerzo. Se ha propuesto localmente el uso de barrenos de fertilidad de volumen conocido para la determinación conjunta de carbono y densidad aparente (Alvarez et al., 2024). Sin embargo, en mi experiencia, esta alternativa tiene problemas en suelos arenosos, recién labrados o muy húmedos en los que parte de la muestra se pierde del barreno al extraerlo. Adicionalmente, algunos protocolos de muestreo no admiten el uso del barreno de fertilidad para la medición de la densidad aparente (Dupla et al., 2024). Por ello, contar con un método de estimación de la densidad aparente sería una herramienta útil en casos en los que la determinación de la variable no es posible. En muchos estudios a escala global se ha usado el método clásico de Adams (1973) que utiliza como variable predictora la concentración de materia orgánica del suelo para estimar la densidad aparente. A mayor contenido de materia orgánica baja la densidad aparente. Sin embargo, usando el mismo suele sobrestimarse el stock de carbono edáfico (Alvarez, 2024, 2025). Un problema adicional ofrecen los suelos bajo sistemas de

labranza contrastantes pues comúnmente bajo siembra directa aumentan tanto la densidad aparente como la concentración de carbono orgánico respecto de sistemas labrados (Ogle et al., 2012) contrariamente a lo que propone la metodología. El objetivo fue testear la posibilidad de usar el método de Adams para estimar densidad aparente y stock de carbono orgánico en suelos agrícolas manejados bajo sistemas de labranza contrastes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda bibliográfica revisando 30 revistas de suelos y agronomía usadas previamente (Alvarez, 2025) volumen por volumen desde 1980 hasta 2024. También se utilizó la base de datos Scopus (01-07-2025) empleando como términos de búsqueda "conventional tillage" OR "plow tillage" OR "deep tillage" and "no tillage" OR "conservation tillage" OR "reduced tillage" OR "minimum tillage" AND "soil organic carbon". Como resultado se identificaron 1708 estudios potencialmente útiles publicados en revistas con referato. En éstos se buscó datos de concentración de materia orgánica, densidad aparente y stock de carbono del suelo bajo sistemas de labranza contrastantes. Cuando fue necesario se trasformó carbono orgánico en materia orgánica usando el coeficiente 1.72 (Nelson & Sommers, 1996). En los estudios debían estar presentes las tres variables o al menos dos de ellas, pudiéndose calcular la faltante. El manejo entre tratamientos era similar (rotación, fertilización, manejo de residuos, riego), excepto el sistema de labranza. Se extrajeron datos de tablas y de figuras usando (GetDat Digitalizer 2.24). Como resultado se obtuvieron datos de 114 experimentos de campo realizados con maquinaria convencional que podían ser útiles en el análisis. En todos ellos se habían medido las variables de interés en las capas superficiales del perfil (< 30 cm) y en el 40 % también en las capas profundas (30-150 cm). Los sistemas de labranza se agruparon en tres categorías: 1) labranza con inversión total del suelo por arados y entierro total del rastrojo (arado de reja y vertedera, arado de discos), 2) labranza sin inversión total del suelo de tipo conservacionista dejando parte del rastrojo en superficie (cincel, rastra de discos, pie de pato, subsolador, cultivador, en franjas, en camellones) y 3) sin labranza previa a la siembra dejando todo el rastrojo en superficie (siembra directa). En total se obtuvieron 1306 datos de stock de carbono y de las variables usadas para su cálculo. Para estimar la densidad aparente de las capas de suelo se usó la versión original del método de Adams (1973):

902

$$DA\ S = \frac{100}{\frac{MO}{DA\ MO} + \frac{100 - MO}{DA\ M}}$$

donde:

DA S = densidad aparente del suelo (t m^{-3})
MO = concentración de materia orgánica (%)
DA MO = densidad aparente de la materia orgánica (0.244 t m^{-3})
DA M = densidad aparente mineral (1.64 t m^{-3})

Los stocks de carbono de cada capa de suelo se calcularon usando el modelo:

$$Stock\ C = H * DA\ S * MO * 100$$

donde:

Stock C = (t ha^{-1})
H = espesor de la capa de suelo (m)

Los stocks de carbono orgánico medidos en los experimentos se compararon con los calculados usando la densidad aparente estimada con el método de Adams por análisis de

regresión. Los valores de densidad aparente de la materia orgánica y de la fracción mineral se optimizaron por prueba y error.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general se logró un buen ajuste entre valores medidos y estimados de stock de carbono en los suelos (Figura 1); sin embargo, los stocks de carbono calculados usando el método de Adams fueron más altos (Figura 1). La sobreestimación fue de 12 % para suelos con labranza de inversión, 9 % en sistemas con labranza sin inversión y del 5 % bajo siembra directa.

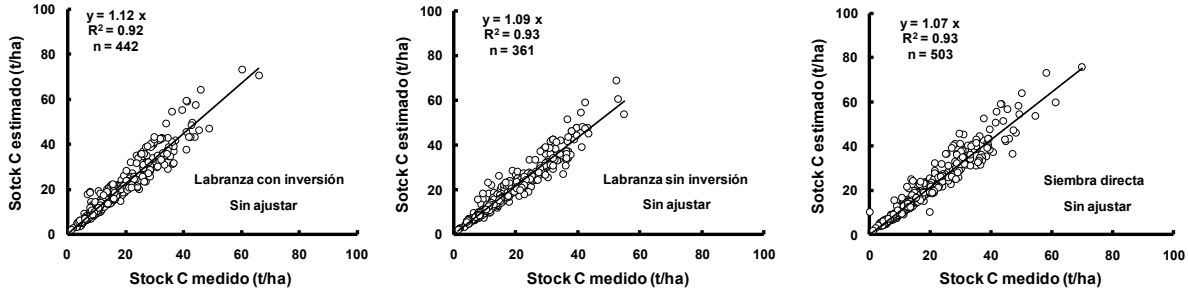


Figura 1. Relación entre el stock de carbono de capas de suelo bajo diferentes sistemas de labranza medidos con los estimados por el método de Adams sin ajustar.

Para solucionar este problema se optimizaron los parámetros densidad aparente de la materia orgánica y de la fracción mineral (Tabla 1). Reduciendo éstos, se logró una estimación de la densidad aparente del suelo con la que se calcularon stocks de carbono similares a los medidos en los experimentos (Figura 2).

Tabla 1. Densidad aparente ajustada de la materia orgánica y de la fracción mineral.

Sistema de labranza	Densidad aparente (t m^{-3})	
	Materia orgánica	Mineral
Con inversión	0.200	1.50
Sin inversión	0.215	1.53
Siembra directa	0.218	1.55

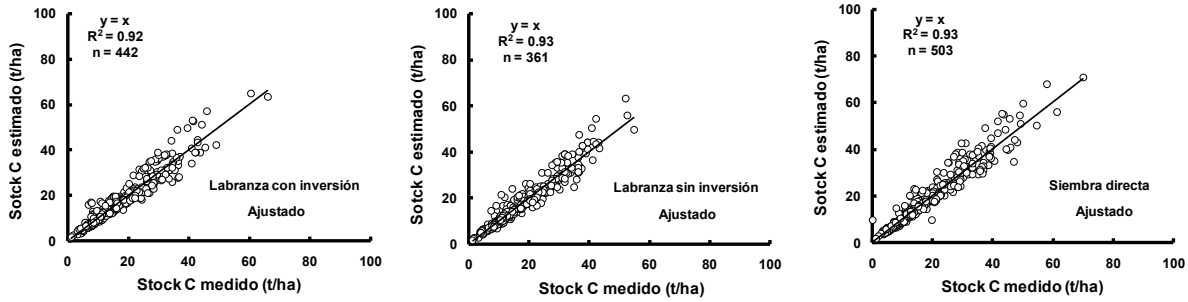


Figura 2. Relación entre el stock de carbono de capas de suelo bajo diferentes sistemas de labranza medidos con los estimados por el método de Adams usando valores ajustados para la densidad de la materia orgánica y de la fracción mineral.

Como demostraron estudios previos a escala global (Alvarez, 2024, 2025) los resultados obtenidos aquí indican que la metodología de Adams sobrestima la densidad aparente del suelo. Adicionalmente, los resultados muestran que la sobrestimación es mayor en sistemas con labranza respecto de siembra directa y que son necesarios parámetros específicos de ajuste para lograr estimaciones adecuadas de stock de carbono.

CONCLUSIONES

En situaciones en las que no es posible la determinación de la densidad aparente del suelo, la estimación de la misma por el método de Adams ajustado por sistema de labranza es una herramienta aceptable para el cálculo del stock de carbono edáfico.

BIBLIOGRAFÍA

Adams, W. A. (1973). The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. Journal of Soil Science, 24: 10-17.

Almaraz, M., Simmonds, M., Boudinot, F. G., Di Vittorio, A. V., Bingham, N., Khalsa, S. T., Ostoja, S., Scow, K., Jones, A., Holzer, I., Manaigo, E., Geoghegan, E., Goertzen, H. and Silver, W. L. (2023). Soil carbon sequestration in global working lands as a gateway for negative emission technologies. Global Change Biol. 29: 5988-5998.

Alvarez, R., Galantini, J., Irizar, A., Vangeli, S., Studdert, G., Gil, R., Madís, A., Moresco, F., Peralta, G., Usandivaras, L. A., Berhongaray, G., de Salazaar, D., Fritz, F., García, G. (2024), Protocolo adaptado para la medición de carbono orgánico del suelo. AACS, AAPRESID, CREA, 20 pág.

Alvarez, R. (2024). A quantitative review of the effects of residue removing on soil organic carbon in croplands. Soil and Tillage Research 240. 106074.

Alvarez, R. (2025). Increasing soil organic carbon by applying farm-made organic fertilizars as a function of soil depth: A global synthesis. Science of the Total environment 991: 179993.

Blake, G. R. and Hartge, K. H. (1986). Bulk Density. en A. Klute (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods (2nd ed., pp. 363-375). Madison, WI: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America.

Dupla, X., Bonvin, E., Deluz, C., Lugassy, L., Verrecchia, E., Baveye, P. C., Grand, S. and Boivin, P. 2024. Are soil carbon credits empty promises? Shortcomings of current soil carbon quantification methodologies and improvement avenues. Soil Use Manage. 40:e13092.

Nelson, D. W. and Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T. and Sumner, M.E., Eds., *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*, SSSA Book Series No. 5, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 961-1010.

Ogle, S. M., Swan, A. and Paustian, K. (2012). No-till management impacts on soil organic carbon storage: A summary of field sequential characteristics and estimates from the US Register of Agricultural Carbon. Global Change Biology, 18: 1067-1081.

MORFOLOGÍA DE UNA CÁRCAVA E HIDRODINÁMICA DE SU SECTOR DE CABECERA

Ares, M. G.[1, 2, 3*], Blanco, M.[2], Dietzel, A.[3], Briceño, N.[1, 2], Brockerhof, L.[3]

[1] CONICET; [2] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo.J. Usunoff"; [3] Facultad de Ingeniería UNCPBA. * República de Italia 780, (7300) Azul, Prov. de Buenos Aires, gares@ihlla.org.ar

RESUMEN: Las cabeceras de cuencas del Sistema de Tandilia constituyen ambientes particulares de dinámica hidrológica compleja. Sus humedales se contraen y expanden en la alternancia de ciclos secos y húmedos. En estos últimos, los excesos hídricos provocan el transporte del agua por la pendiente, que genera erosión. El objetivo de este trabajo es realizar un análisis descriptivo de la morfología de una cárcava y de la hidrodinámica de su cabecera, localizada en un sector de humedal temporario en las nacientes del arroyo Videla. El estudio de la cárcava se realizó mediante un modelo digital de elevaciones. En cinco perfiles topográficos (PT) se calcularon el ancho, profundidad, relación ancho-profundidad (A/P) y superficie. Se analizaron las alturas horarias de la columna de agua de un piezómetro somero ubicado en el humedal. Los niveles freáticos (NF) se compararon con las precipitaciones (P) de una estación próxima, a escala mensual y horaria. La cárcava mostró sectores diferentes en sus parámetros morfológicos y en sus PT: su cabecera, ancha, profunda, con superficie máxima de 0,59 m^2 y forma de "U", y sus sectores distales con relaciones A/P medios a altos y con forma de "V", que indican un desarrollo reciente. La P presentó variabilidad estacional, con mayores acumulados en primavera-verano y valores más bajos en invierno. El NF respondió directamente a los eventos de P y mostró ascensos rápidos tras las P y descensos graduales en invierno. Durante el período estudiado no se registraron aportes de agua desde el humedal hacia la cárcava (lámina de agua visible en su base), sí observados en el inicio de este estudio, previo a su instrumentación. La continuidad del monitoreo de las variables y parámetros considerados permitirán elaborar modelos conceptuales del funcionamiento de las cabeceras serranas de cuencas, para comprender su complejidad.

PALABRAS CLAVE: Erosión hídrica, Nivel freático, Precipitación.

INTRODUCCIÓN

El área central de la provincia de Buenos Aires ha estado sujeta a los procesos de cambio de uso del suelo regionales desde la década de 1990 (Piquer-Rodríguez et al., 2018). Allí, las cabeceras de las cuencas de las áreas serranas del Sistema de Tandilia constituyen ambientes particulares en los que coexisten tierras altamente productivas, afloramientos rocosos y las áreas de humedales y de nacientes de los arroyos que dan origen a los cursos de agua. En dicha zona, se ha reportado un incremento del uso agrícola de las tierras, en desmedro del uso ganadero (Vazquez et al., 2016). La alta participación del cultivo de soja, y el reemplazo de cebada por trigo han caracterizado los cambios en el uso del suelo más preponderantes (Ares et al., 2024). Este proceso de transformación ha implicado, asimismo, la simplificación de los sistemas productivos con rotaciones escasas. Además, otras prácticas como el pastoreo de los rastrojos o las siembras a favor de la pendiente han conducido a la degradación física del suelo, a cambios en la infiltración y a la erosión hídrica (Sfeir et al., 2019). Estos procesos se han dado bajo la alternancia de ciclos secos y húmedos, propios de la región pampeana (Scarpati y Capriolo, 2013). Así, los humedales y arroyos de cabeceras se contraen y se expanden. En los períodos secos, parte de las tierras que ocupan estos cuerpos de agua se incorporan al área cultivada. En los períodos húmedos, su capacidad de almacenamiento se ve excedida y el agua se transporta por la pendiente, con capacidad de generar erosión. Estas cuestiones, en conjunto, contribuyen a una dinámica hidrológica

compleja de estos ambientes. El monitoreo de las variables hidrológicas y del estado de degradación por pérdida de suelo es el primer paso para conocer la complejidad funcional de las cabeceras de estas cuencas. Así, el objetivo de este trabajo es realizar un análisis descriptivo de la morfología de una cárcava y de la hidrodinámica de su cabecera, que corresponde a un sector de humedal temporario.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubica en una subcuenca de las nacientes del arroyo Videla (tributario del arroyo del Azul), en la zona NNO del Sistema de Tandilia (provincia de Buenos Aires). Su superficie es de 566 ha y posee uso agropecuario. Desde el punto de vista geomorfológico, ocupa el dominio serrano de la cuenca del Azul, en el que los afloramientos rocosos son la expresión geomorfológica más representativa del área (Zárate & Mehl, 2010). Los suelos predominantes son los Argiudoles Típicos con buen drenaje, y en menor proporción Hapludoles y Argiudoles Líticos, en las zonas de cerros y lomadas (INTA, 1992).

Morfología de la cárcava

Su análisis se realizó mediante la información proveniente de un modelo digital de elevaciones (MDE) obtenido en el período de barbecho siguiente a un cultivo de girasol (mayo de 2025) y previo a la siembra de cebada, con una unidad autónoma de vuelo (UAV) dotada de una cámara RGB de 20 megapíxeles. Las fotos capturadas por la UAV se georreferenciaron con la metodología PPK (Post-Processed Kinematic). La misma permite asignar coordenadas precisas a cada escena, y corregir las coordenadas del Sistema Global de Navegación por Satélite (GNSS, por su denominación en inglés) registradas por la UAV, mediante observaciones simultáneas de una estación GPS base, posterior a la realización del vuelo. Las fotos así georreferenciadas con precisión de centímetros se procesaron, y se extrajo el MDE con una resolución espacial de 2,82 cm/pixel. Se analizaron cinco perfiles topográficos (PT) contrastantes de la cárcava (1 a 5, correspondientes a los puntos 1 a 5, respectivamente, en la Figura 1), en los cuales se calcularon los parámetros morfológicos ancho, profundidad, relación ancho-profundidad (A/P) y superficie (Zhao et al., 2025).

906

Hidrodinámica del sector de cabecera

Su estudio se realizó mediante el análisis de las alturas de la columna de agua de un piezómetro somero situado en el sector central del humedal, distante 25 m de la cabecera de la cárcava (Figura 1), y que posee una profundidad total de 3,21 m. Dichas alturas se obtuvieron mediante un sensor de presión de registro continuo, con frecuencia horaria. Se midió periódicamente el nivel freático (NF) como control para corregir y ajustar los niveles estimados por el sensor. Se efectuó la nivelación altimétrica del sitio instrumentado para referir las mediciones al plano vertical, expresando las cotas en metros sobre el nivel del mar (m s.n.m.). Los datos registrados fueron comparados con las precipitaciones correspondientes a la estación “Cerro del Águila”, que pertenece a la red hidrometeorológica de alerta temprana del partido de Azul, situada a 5,9 km del piezómetro. Se elaboró un gráfico integrado de precipitación (P) y NF para analizar su comportamiento durante el período de estudio (septiembre 2024 - noviembre de 2025), identificando los NF máximos, medios y mínimos con su ocurrencia temporal, la cantidad de crecientes registradas, la respuesta del NF frente a eventos de precipitación, las diferencias estacionales (verano e invierno) y las pendientes características de ascenso y descenso asociadas a las crecientes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Morfología de la cárcava

Esta estructura se ubica en la ladera sudeste de la cuenca, en un sector de pendiente, circundada por áreas de cerro que incluyen afloramientos rocosos y pastizal natural. De acuerdo con lo que indican las curvas de nivel extraídas del MDE, se encuentra en una vaguada (Figura 1). La pendiente media del área que ocupa es de 4 %, y su longitud comprende 287 m entre la cabecera y el sector donde se evidencia el rasgo de erosión permanente, no modificable con las labranzas.

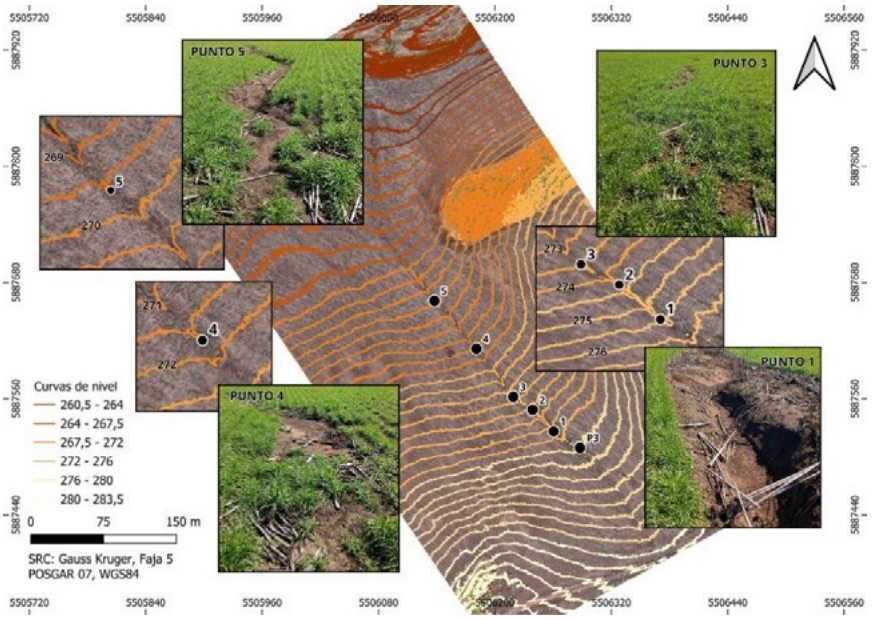


Figura 1. Curvas de nivel del sector ocupado por la cárcava en análisis. Ubicación de los puntos de estudio de los perfiles topográficos (1 a 5), fotografías de los puntos con la condición de la superficie en septiembre de 2025, y ubicación del piezómetro P3.

La Tabla 1 resume los parámetros morfológicos analizados en los cinco casos. De su análisis, se desprende que los PT 1 y 2, localizados en la cabecera, poseen la superficie más amplia, y bajas relaciones A/P, que indican una estructura angosta y profunda (Wu et al., 2018). La morfología cambia en los siguientes PT analizados (3 y 4), cuyas áreas son las de menor magnitud y las relaciones A/P las de máximos valores, de acuerdo con la escasa profundidad en relación al ancho. Esto indica la menor erosión en este sector, que inclusive ha sido atravesado en parte por la sembradora, según sugieren las líneas de cultivo de cebada (sembrado en junio 2025) de la foto en el punto 3 (Figura 1). El perfil 5, por el contrario, posee un área intermedia con respecto a los dos grupos de casos descriptos, pero es el segundo en orden de importancia en cuanto a su profundidad máxima, y el tercero en cuanto al índice A/P.

Tabla 1. Parámetros morfológicos analizados en los perfiles topográficos de la cárcava.

Perfil	Ancho (m)	Profundidad máxima (m)	Relación ancho/profundidad	Área (m^2)
1	1,55	0,40	3,87	0,41
2	2,30	0,52	4,42	0,59
3	1,57	0,16	9,81	0,13
4	2,00	0,24	8,33	0,17
5	1,95	0,43	4,53	0,31

Otro rasgo distintivo es la forma de estos PT, es decir si poseen forma de “U” o de “V” (Figura 2). El perfil 1 es aquel más semejante a forma de “U”, el perfil 2 comparte características de “V” y de “U”, en tanto que resultan más claras las formas de los perfiles 4 y 5, con forma de “V”. El perfil 3, con su mínima profundidad, se asemeja a una “U”. De acuerdo con Deng et al. (2015) la forma de “U” es característica de las cabeceras de las cárcavas, mientras que los estados de desarrollo más recientes tienen forma de “V”. Esto contribuye a comprender el estado de evolución de esta cárcava, y sugiere que el proceso de erosión será progresivo en caso no implementarse medidas para su estabilización.

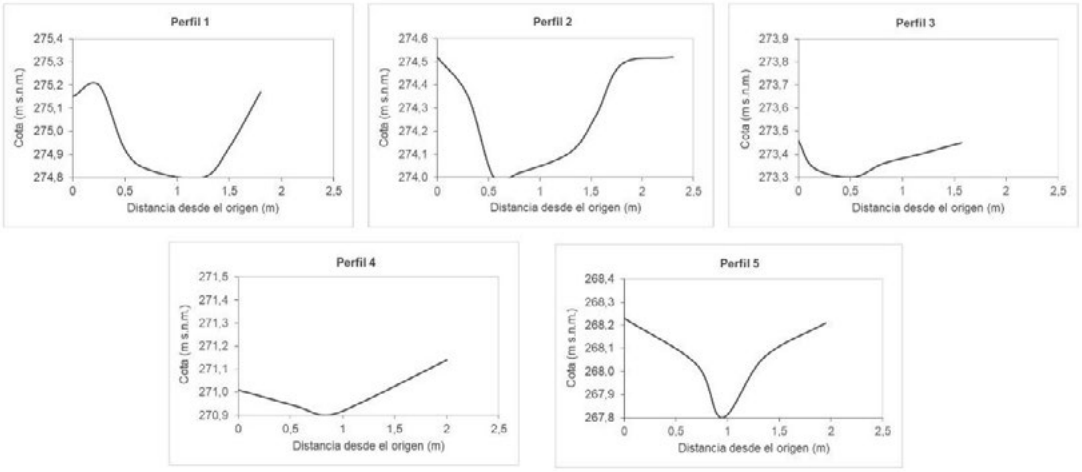


Figura 2. Perfiles topográficos analizados en la cárcava. Representación comparativa de todos los casos en un rango altimétrico de 0,60 m.

Hidrodinámica del sector de cabecera

La P registrada presentó una marcada variabilidad mensual. En 2024, se observaron acumulados bajos en septiembre (25,6 mm) y octubre (21,8 mm), seguidos por un incremento pronunciado en noviembre (240,8 mm) y una disminución en diciembre (37,0 mm). En 2025, entre enero y noviembre, los acumulados oscilaron entre 24,8 mm (junio), y 238,4 mm (marzo). En general, el invierno presentó valores bajos a moderados, mientras que en verano y primavera se registraron los mayores acumulados (Figura 3), tendencia que coincide con la de las precipitaciones medias de la zona (Ares et al., 2024).

En relación al NF, entre septiembre y diciembre de 2024, los máximos mensuales oscilaron entre 257,74 y 258,51 m s.n.m., alcanzándose este último en noviembre. Los niveles medios se mantuvieron entre 257,59 y 258,12 m s.n.m., con una leve elevación hacia el final del período, en diciembre. Por su parte, los NF mínimos variaron entre 257,43 y 257,84 m s.n.m., registrándose los valores más bajos en octubre y noviembre (Figura 3). En 2025, los NF máximos se encontraron entre 256,73 m s.n.m. (febrero) y 258,38 m s.n.m. (agosto), con una tendencia general al ascenso desde fines del verano hacia el invierno. Los NF mínimos tomaron valores entre 256,45, en febrero y 257,91, en agosto, en coincidencia temporal con la tendencia de los NF máximos.

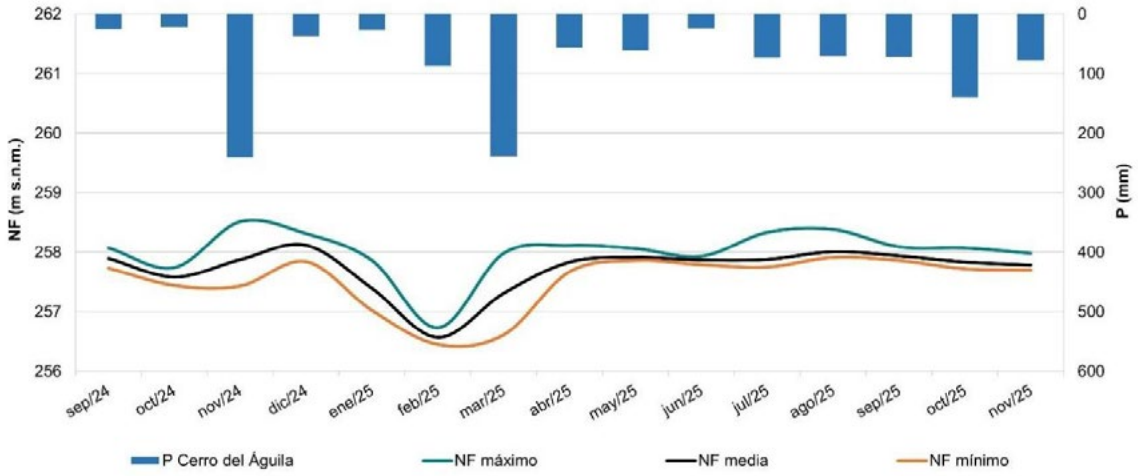


Figura 3. Distribución mensual de la precipitación y el nivel freático entre septiembre 2024 y noviembre 2025.

El análisis conjunto de los registros horarios de P y NF muestra una clara correspondencia entre ambos (Figura 4). Durante 2024 se identificaron cuatro crecientes significativas, todas

concentradas en el mes de noviembre, en concordancia con el marcado incremento de la precipitación registrado en ese período. En 2025 el NF mostró un descenso sostenido durante enero - febrero y, posteriormente se identificaron doce crecientes relevantes, distribuidas a lo largo del año.
La profundidad mínima registrada fue 0,63 m en noviembre de 2024, mientras que el máximo alcanzó 2,68 m en febrero de 2025, con un valor medio de 1,41 m para todo el período analizado. En términos generales, el ascenso del NF posterior a los eventos de P fue más rápido que el descenso, comportamiento que se acentúa durante los meses invernales. Asimismo, las ramas descendentes de las crecientes presentan pendientes más pronunciadas durante el verano en comparación con el invierno. En todos los eventos analizados se observa un aumento del nivel del acuífero posterior a las precipitaciones, lo que evidencia una respuesta directa del NF a los aportes pluviales. Este comportamiento es similar al descrito por Briceño Maldonado (2024) para piezómetros ubicados en las cercanías de humedales en la cuenca del arroyo del Azul.

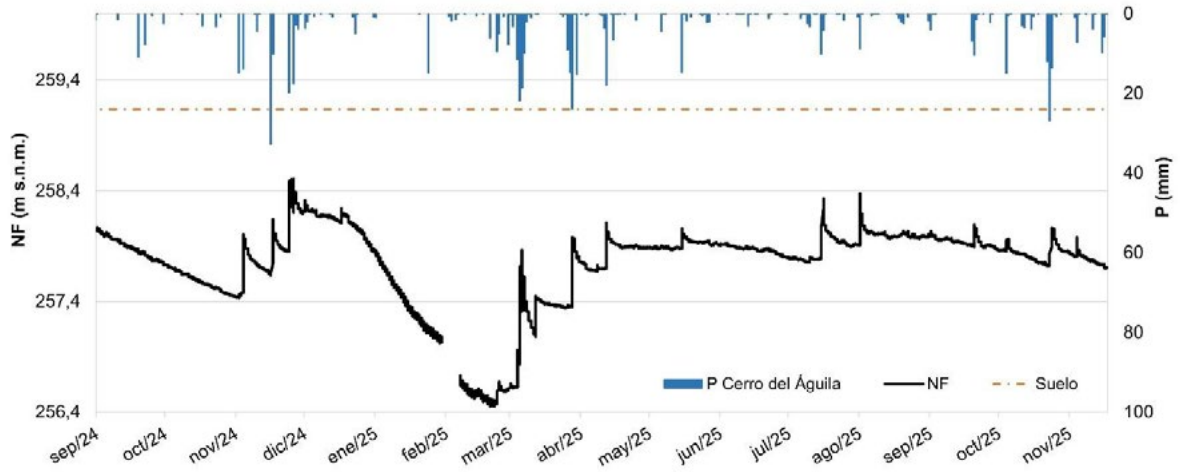


Figura 4. Distribución horaria de la precipitación y el nivel freático entre septiembre 2024 y noviembre 2025.

Por último, durante el período estudiado no se registraron aportes de agua desde el humedal hacia la cárcava (lámina de agua visible en su base). Tales aportes sí fueron observados en el inicio de este estudio, previo a su instrumentación. Asimismo, el análisis de muestras del horizonte B expuesto en las paredes de la cárcava evidenció la presencia de moteados de hierro débiles, indicativos de los anegamientos temporarios de este sector.

CONCLUSIONES

El estudio de la cárcava mostró sectores con diferencias en sus parámetros morfológicos y en sus perfiles topográficos: su cabecera, ancha y profunda con forma de “U” y sus sectores distales con relaciones A/P medios a altos y con forma de “V”, que indican un estado de desarrollo más reciente. La precipitación presentó variabilidad estacional, con mayores acumulados en primavera-verano y valores más bajos en invierno. El NF respondió directamente a los eventos de lluvia, con crecientes concentradas en noviembre de 2024 y distribuidas en 2025. Además, el NF mostró ascensos rápidos tras las precipitaciones y descensos más graduales, especialmente en invierno. La continuidad del monitoreo de las variables hidrológicas y del estado de la cárcava permitirán elaborar modelos conceptuales del funcionamiento de las cabeceras serranas de cuencas agropecuarias, tendientes a comprender su complejidad.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación contó con el apoyo de la Fundación Williams.

BIBLIOGRAFÍA

Ares, M. G., Zabala, M. E., Dietrich, S., Vercelli, N., Entraigas, I., Gregorini, C. A., Marcovecchio, R. and Aispún, Y. (2024). Drainage network dynamics in an agricultural headwater sub-basin. *Science of The Total Environment*, *914*, 169826.

Briceño Maldonado, N. M. (2024). Innovación de la formulación del proceso precipitación-escorrentía en sistemas hidrológicos de llanura mediante la adaptación de metodologías existentes (Tesis doctoral). UNICEN, Facultad de Ciencias Exactas.

Deng, Q., Qin, F., Zhang, B., Wang, H., Luo, M., Shu, C., Liu, H. and Liu, G. (2015). Characterizing the morphology of gully cross-sections based on PCA: A case of Yuanmou Dry-Hot Valley. *Geomorphology*, 228, 703-713.

INTA. (1992). Carta de Suelos. Hoja 3760-22. Chillar. E=1:50.000. Ediciones INTA.

Piquer-Rodríguez, M., Butsic, V., Gärtner, P., Macchi, L., Baumann, M., Pizarro, G. G., Volante, J.N., Gasparrif, I. N. and Kuemmerle, T. (2018). Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions*. Applied geography*, 91, 111-122.

Scarpati, O. y Capriolo, A. (2013). Sequías e inundaciones en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y su distribución espacio-temporal. *Investigaciones Geográficas* 82, 38–51.

Sfeir A., Krüger H., Casas, R., Taboada, M., Damiano, F., Ferraris, G., Carfagno, P., Eiza, M., Piscitelli, M., Zilio, J., Frolla, F. y Spara, F. (2019). Provincia de Buenos Aires. En R. Casas, R. y F. Damiano, F. (Eds), *Manual de Buenas Prácticas de Conservación del Suelo y del Agua en Áreas de Secano*. (Tomo I, pp. 85-166). Editorial Dunken -FECIC.

Vazquez, P., Zulaica, L. and Requesens, E. (2016). Environmental analysis of land use changes in the district of Azul (Buenos Aires, Argentina). *Agriscientia* 33 (1), 15–26.

Wu, H., Xu, X., Zheng, F., Qin, C. and He, X. (2018). Gully morphological characteristics in the loess hilly□gully region based on 3D laser scanning technique. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43(8), 1701-1710.

Zárate, M. y Mehl, A. (2010). Geología y geomorfología de la cuenca del arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires, Argentina. En: M. Varni, I Entraigas y L.Vives (Eds.). *Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en zona de llanuras*. (Tomo I, pp. 65-78). Editorial Martín.

Zhao, L., Zheng, F., Zhao, T., Xu, X., Wang, X., Shi, H., Wang, L. and Wu, B. (2025). Impacts of topography on the morphological indices of ephemeral gullies in the Chinese mollisol region. *International Soil and Water Conservation Research*, 13(2), 263-276.

IMPACTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA EN LA DINÁMICA DEL AGUA Y RENDIMIENTO DE MAÍZ

Baigorria, T.[1*], Ortiz, J.[1], Pegoraro, V.[1], Velez, G.[1], Aimetta, B.[1], Belluccini, P.[1], Balbi, E.[1], Gómez, D.[1]

[1]Estación Experimental Agropecuaria-INTA Marcos Juárez. Área Suelos y Producción Vegetal. * Ruta 12 km 1,5 CP 2580, Marcos Juárez, Córdoba, Argentina; 03472 425001int 138, baigorria.tomas@inta.gob.ar

RESUMEN: Los cultivos de cobertura (CC) en la región pampeana constituyen una práctica estratégica para mejorar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. Sin embargo, su impacto sobre el rendimiento del cultivo subsiguiente depende de factores como la composición de especies y la fecha de secado. El objetivo de este trabajo fue evaluar la producción de materia seca (MS) de distintas combinaciones de especies, su influencia sobre la dinámica hídrica y el efecto en el rendimiento de maíz. El experimento se realizó en la localidad de Marcos Juárez durante la campaña 2024/2025, el diseño fue en bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones. Se evaluaron nueve tratamientos, incluyendo Vicia villosa, trébol persa, avena, triticale, ryegrass y rabanito, en monocultivos y mezclas, además de un barbecho. Se determinó: densidad de plantas, producción de MS, uso consuntivo de agua (UC), eficiencia en el uso del agua (EUA) y rendimiento de maíz en grano. Los resultados mostraron que la Vicia villosa sola, y en mezcla con rabanito, alcanzaron las mayores producciones de MS, mientras que en mezclas con gramíneas su aporte fue reducido por la dominancia de las gramíneas, destacándose el triticale. El UC aumentó un 66,1 % al retrasar 19 días la fecha de secado de los CC. La EUA fue mayor en mezclas con avena y triticale (25,8 kg MS ha^{-1} mm^{-1}), mientras que el ryegrass mostró valores menores. En maíz, no hubo diferencias significativas en el UC, la EUA ni el rendimiento (7.770-9.461 kg ha^{-1}), aunque los mayores valores se asociaron con Vicia villosa. Los CC pueden integrarse en rotaciones bajo siembra directa sin afectar la productividad del maíz. Las gramíneas optimizan la eficiencia hídrica y la cobertura, mientras que la vicia contribuye al rendimiento, destacando la necesidad de ajustar proporciones de siembra y fechas de secado para compatibilizar producción y calidad.

PALABRAS CLAVE: Materia seca, *Vicia villosa*, Uso consuntivo.

INTRODUCCIÓN

La adopción de cultivos de cobertura (CC) en regiones agrícolas de la Pampa Húmeda, como el sudeste de Córdoba, constituye una práctica clave para avanzar hacia sistemas productivos más sostenibles. Entre sus múltiples funciones, los CC permiten mejorar la estructura del suelo, reducir la erosión, captura de nutrientes y fundamentalmente, gestionar el agua en sistemas agrícolas (Sainz Rozas et al., 2021).

Particularmente en ambientes como el de Marcos Juárez, donde los cultivos de verano como el maíz se siembran en condiciones de alta dependencia de las precipitaciones como también de las reservas hídricas del perfil, los CC invernales pueden desempeñar un rol estratégico. Su manejo adecuado, incluyendo la elección de especies, fecha de siembra y momento de terminación, puede favorecer la infiltración y conservación de agua útil para el cultivo posterior (Fernández et al., 2012).

Numerosos trabajos han reportado efectos positivos de especies como Vicia villosa (*Vicia villosa* Roth), centeno (*Secale cereale* L.), Avena (*Avena sativa L.*), Ryegrass anual (*Lolium multiflorum)* y Trébol persa (*Trifolium resupinatum L.*) en la acumulación de biomasa, mejora de la cobertura del suelo y contribución de nitrógeno al cultivo siguiente (Bertolla et al., 2012; Sainz Rozas et al., 2019). No obstante, el impacto final sobre el rendimiento del cultivo

siguiente, como el maíz, depende de múltiples factores, entre ellos la disponibilidad hídrica, la dinámica del nitrógeno y el tipo de cobertura utilizada.
El objetivo de este trabajo fue evaluar la producción de materia seca de distintas combinaciones de CC en condiciones de secano, su impacto en la dinámica del agua y su efecto posterior sobre el rendimiento del cultivo de maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Marcos Juárez (32°42´44.65´´ S, 62°05´46.07´´ O), sobre un Argiudol típico de la serie Marcos Juárez, clasificado con capacidad de uso I.
Los CC se sembraron el 27/05/2024 sin fertilización, con una separación entre hileras de 0,20 m. El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones. Se evaluaron nueve tratamientos (T) con diferentes especies y mezclas de CC: T1 Vicia villosa cv. Nitro Max en monocultivo, T2 combinó Vicia villosa cv. Nitro Max con Avena sativa, T3 incluyó rabanito (*Raphanus sativus* L.) cv. Radix 300 junto con Vicia villosa, T4 integró una mezcla de Vicia villosa, rabanito cv. Radix 300 y Avena sativa, T5 combinó Vicia villosa con rabanito cv. Radix 300 y ryegrass, T6 mezcla de Vicia villosa, rabanito cv. Radix 300 y triticale (*x Tritico secale* Wittm. ex A. Camus), T7 estuvo constituido por trébol persa en combinación con rabanito cv. Radix 300 y Avena sativa, T8 incluyó trébol persa con Avena sativa, y T9 correspondió al barbecho químico utilizado como testigo sin CC. Previo a la siembra (24/05/2024) se aplicó una mezcla herbicida compuesta por glifosato (66,2 %) 2 L p.f. ha^{-1}, terbutilazina (50 %) 1,2 L p.f. ha^{-1} y fluroxipir (48 %) 0,5 L p.f. ha^{-1}.
El establecimiento de plantas nacidas se evaluó el 13/06/2024 mediante dos censos de 1 m lineal por parcela; en los tratamientos 2 a 8 se discriminó por especie.
La producción de materia seca (MS, kg ha^{-1}) se determinó el 10/10/2024 (F1) en los tratamientos 2, 4, 5, 6 y 7, y el 29/10/2024 (F2) en los tratamientos 1 y 3. En los tratamientos 2, 4, 5, 6 y 7 se muestreó 1 m lineal de biomasa aérea, cortada al ras del suelo en los surcos centrales; mientras que en los tratamientos 1 y 3 se utilizó un marco de 0,125 m². Las muestras se secaron en estufa con ventilación forzada a 60 °C hasta peso constante. El secado mecánico de los CC se realizó en las mismas fechas de muestreo (F1 y F2), empleando un rolo de 2 m de ancho de labor y 0,40 m de diámetro.
La humedad del suelo se determinó gravimétricamente en cuatro momentos: en la siembra y secado del CC, y en la siembra y cosecha del maíz. A partir de estos datos se calculó el contenido de agua útil (AU) en el perfil 0-1,50 m, considerando la densidad aparente y las constantes hídricas (capacidad de campo y punto de marchitez permanente) de cada estrato. El uso consuntivo (UC, mm) se estimó en función de las precipitaciones y las variaciones de agua almacenada en el suelo desde la siembra hasta el secado de los CC, y desde la siembra hasta la cosecha del maíz. La eficiencia de uso del agua (EUA) de los CC se calculó como la relación entre la producción de MS (kg ha^{-1}) y el UC (mm). En el maíz, la EUA se estimó como la relación entre el rendimiento en grano (kg ha^{-1}) y el UC del cultivo.
Luego del secado de los CC (30/10/2024) se aplicó paraquat (27,6 %) 2 L p.f. ha^{-1}. Posteriormente, el 8/11/2024, se aplicaron atrazina (50 %) 3 L p.f. ha^{-1}, 2,4-D sal dimetilamina (60 %) 0,35 L p.f. ha^{-1} y dicamba (57,8 %) 0,15 L p.f. ha^{-1}. Previo a la siembra del maíz (19/12/2024) se aplicó glufosinato de amonio (20 %) 2,5 L p.f. ha^{-1} más sulfato de amonio 2 L p.f. ha^{-1}.
El maíz híbrido AX 7761 VT3P se sembró el 3/01/2025, sin fertilización, con espaciamiento entre hileras de 0,52 m. El 23/01/2025 se efectuó un control mecánico de malezas con cultivador de reja plana, aplicado en los entresurcos. La cosecha se realizó el 17/06/2025, recolectando 3,12 m² por parcela para determinar el rendimiento en grano (kg ha^{-1}).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran que la vicia logró un mejor establecimiento en el tratamiento T1, mientras que en el resto fueron significativamente ($p < 0,05$) menores (Tabla 1), en contraste, las mezclas redujeron drásticamente la proporción de la leguminosa. Dentro de las gramíneas la densidad de ryegrass fue significativamente mayor a las demás, 34 % por encima del

promedio del resto de las gramíneas. Las densidades de las gramíneas en los tratamientos T2, T4, T5 y T6 fueron en promedio 7 veces más grandes que la densidad promedio de la vicia.

Las gramíneas ejercieron una marcada dominancia en las mezclas, con una limitada implantación de la vicia y del rabanito, que en promedio no superan el 20 % del total cuando la mezcla considera las tres especies. El rabanito presentó variabilidad, y el trébol no logró establecerse en ningún tratamiento.

Tabla 1. Densidad de plantas logradas a los 11 días posteriores a la siembra de los CC. Letras diferentes en sentido vertical indican diferencias significativas (p <0,05) entre tratamientos.

Tratamiento	Plantas m^{-2}			
	Vicia	Gramíneas	Rabanito	Trébol
T1	35 A	-	-	-
T2	15 B	96 B	-	-
T3	15 B	-	22 A	-
T4	14 B	101 B	12 AB	-
T5	15 B	151 A	9 B	-
T6	23 B	110 B	15 AB	-
T7	-	89 B	15 AB	0
T8	-	101 B	-	0

Por otro lado, los resultados mostraron diferencias significativas (p <0,05) en la producción de MS según la especie y el tipo de combinación utilizada (Tabla 2). Tanto la vicia pura (T1) como T3 alcanzaron producciones de MS significativamente mayores (p <0,05) que las vicias en mezclas con gramíneas (T2, T4, T5 y T6).

Tabla 2. Producción de materia secas de los diferentes tratamientos, clasificados por familia y especie. Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas entre tratamientos según test LSD (p<0,05).

Trat.	Leg.	MS (kg ha^{-1})	Gramíneas	MS (kg ha^{-1})	Crucíferas	MS (kg ha^{-1})	MS Total (kg ha^{-1})
T1	Vicia	3203 A	-	-	-	-	3203
T2	Vicia	223 B	Avena	3786 BC	-	-	4009
T3	Vicia	3398 A	-	-	Rabanito	0	3398
T4	Vicia	128 B	Avena	3990 B	Rabanito	0	4118
T5	Vicia	850 B	Ryegrass	2145 C	Rabanito	0	2995
T6	Vicia	0 C	Triticale	6149 A	Rabanito	0	6149
T7	Trebol	0 C	Avena	3359 BC	Rabanito	0	3359
T8	Trebol	0 C	Avena	3858 BC	-	-	3858

Trat. (Tratamiento); Leg. (Leguminosas).

Las gramíneas fueron las especies que más aportaron a la biomasa total dentro de las mezclas. Triticale en T6 fue responsable del 100% de la producción, mientras que avena, presente en los tratamientos T2, T4, T7 y T8, explicó entre el 94 y el 100 % de la producción de MS. Vicia villosa tuvo una buena performance como monocultivo en T1 y en mezcla (T3), pero fue desplazada por gramíneas en otras combinaciones, con contribuciones inferiores al

30 % en T2, T4 y T5. El crecimiento inicial vigoroso de los cereales se ha identificado como el principal factor que explica este desplazamiento (Renzi, 2007). No obstante, dicho crecimiento puede limitar el desarrollo de la vicia; por ello, es esencial definir con precisión la proporción vicia: gramínea para evitar una reducción en la productividad de la leguminosa.

Por otra parte, ni el rabanito ni el trébol registraron producción en ninguno de los tratamientos, lo que podría explicarse por fallas de establecimiento en el caso del trébol y por condiciones ambientales adversas (heladas) en el caso del rabanito.

A la siembra de los CC el contenido de AU se encontraba al 78,3 % de la capacidad de retención de agua útil (CRA 230 mm) al 1,5 m (Tabla 3). Los contenidos de AU al momento del secado de los CC fueron significativamente menores ($p < 0,05$) comparado con T9 en F1, mientras que no se registraron diferencias en F2, debido a que posterior a F1 se registraron más del 70% de la precipitación de octubre. Con un valor promedio de AU al momento de secado de los CC de 125,3 y 180,2 mm en F1 y F2, significo una diferencia con T9 de 69,8 y 9,2 mm respectivamente. El UC mostró diferencias significativas entre fechas de secado. En promedio, los valores fueron de 149,8 mm en F1 y 248,9 mm en F2, lo que representa un incremento del 66,1 % por retrasar el secado de los CC en 19 días. Este resultado confirma que la fecha de secado constituye un factor determinante en la dinámica hídrica del sistema, ya que prolongar el ciclo de los CC aumenta marcadamente la extracción de agua del perfil.

Por otro lado, la EUA también mostro diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos. Las mezclas que incluyeron gramíneas, en particular aquellas con triticale y avena, alcanzaron los valores más altos, con un promedio de 25,8 kg MS ha^{-1} mm^{-1}, mientras que los tratamientos dominados por vicia registraron eficiencias significativamente menores. No obstante, dentro de las gramíneas, el ryegrass mostró un comportamiento contrastante, su EUA fue más baja que triticale y avena.

Finalmente, es importante destacar que, a pesar de las diferencias observadas en el UC y la EUA, el AU a la siembra del maíz no mostró diferencias significativas entre tratamientos, con valores que oscilaron entre 173,2 y 201,7 mm. Esto coincide con lo reportado por Restovich et al. (2011), quienes encontraron que las variaciones en consumo de agua de los CC tienden a compensarse por recarga en el período previo a la siembra del cultivo estival. En este sentido, las mezclas con gramíneas emergen como una alternativa que permite incrementar la EUA sin comprometer la disponibilidad hídrica para el maíz.

Tabla 3. Contenido de agua útil al inicio del experimento (AUi), al secado de los cultivos de cobertura (AUscc) en las dos fechas (F1 y F2), uso consuntivo (UC), eficiencia del uso del agua (EUA) y agua útil a la siembra del maíz (AUsm). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas entre tratamientos según test LSD ($p < 0,05$).

Tratamiento	AUi	AUsccF1	AUsccF2	UC	EUA	AUsm
	mm	mm	mm	mm	kg mm^{-1} ha^{-1}	mm
T1		-	168,2	260,9 A	12,3 B	173,2
T2		106,3 C	-	168,9 C	23,5 AB	193,7
T3		-	179,5	249,6 AB	13,6 B	176,3
T4		129,8 B	-	145,3 D	28,2 A	201,7
T5	180,2	-	176,4	252,8 A	11,9 B	184,5
T6		-	196,7	232,4 B	26,6 A	199,6
T7		126,9 B	-	148,3 D	22,8 AB	201,2
T8		138,3 B	-	136,7 D	28,1 A	187,2
T9		195,1 A	189,4	-	-	191,4

Mientras que, en el maíz, el análisis de los tratamientos no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$) en el UC, con valores que oscilaron entre 390,2 y 428,3 mm (Tabla 4). De manera similar, la EUA no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$), registrándose valores entre 19,5 y 24,4 kg grano mm^{-1} ha^{-1}. En cuanto al rendimiento en grano, los valores oscilaron entre

7770,4 y 9461 kg ha^{-1}, sin registrarse diferencias significativas (p>0,05). Los mayores rendimientos se asociaron con los tratamientos que presentaron la mayor acumulación de materia seca de vicia (T1 y T3), con un promedio de 9424 kg ha^{-1}. En contraste, los tratamientos con predominio de gramíneas (T2, T4, T5, T6, T7 y T8) alcanzaron un promedio de 8772 kg ha^{-1}, un 6,9 % inferior. En T9 el rendimiento fue 1,8 % inferior al promedio de T1 y T3, lo que sugiere que la inclusión de vicia como CC favoreció levemente la productividad del maíz.

Tabla 4. Uso consuntivo (UC), eficiencia en el uso del agua (EUA) y rendimiento en grano de maíz. Letras mayúsculas distintas en sentido vertical indican diferencias significativas entre tratamientos según test LSD (p<0,05).

Tratamiento	UC (mm)	EUA (kg grano mm^{-1} ha^{-1})	Rendimiento (kg ha^{-1})
T1	391.6	24,3	9388,8
T2	403,5	23,1	9304,8
T3	390,2	24,3	9461
T4	428,3	21,3	9081
T5	390,9	21,8	8530,1
T6	408,3	22,4	9147,2
T7	390,6	22,5	8803,7
T8	402,2	19,5	7770,4
T9	398,5	23,2	9245,7

CONCLUSIONES

Los resultados demuestran que los CC no afectaron el rendimiento del maíz, aportando beneficios diferenciales según la composición de la mezcla: las gramíneas maximizan la eficiencia hídrica y la producción de materia seca, mientras que la vicia contribuyo a mejorar el rendimiento. Un manejo adecuado de las proporciones de siembra y de la fecha de secado es clave para compatibilizar producción de biomasa aérea, conservación de agua y estabilidad productiva, haciendo de esta manera, un uso más sustentabilidad de los recursos naturales.

BIBLIOGRAFÍA

Bertolla, A. M., Baigorria, T., Gómez, D. T., Cazorla, C. R., Cagliero, M., Lardone, A., Bojanich, M. y Aimetta, B. (2012). Efecto de la fertilización sobre la eficiencia del uso del agua de especies invernales utilizadas como cultivos de cobertura. En C. Alvarez, A. Quiroga, S. Diego, y M. Bodrero (Eds.), *Contribución al conocimiento de los cultivos de cobertura en sistemas agrícolas* (pp. 109-115). INTA Ediciones.

Fernández R; A Quiroga & E Noellemeyer. 2012. Cultivos de cobertura, ¿una alternativa viable para la región se miárida pampeana?. Cienc. suelo. 30(2):137-150.

Renzi, J. P. (2007). Biomasa de malezas en siembra pura de *Vicia villosa* Roth. y en mezcla con *Avena sativa* L. *Revista Argentina de Producción Animal, 27*(1), 151–152.

Restovich, S. B., Andriulo, A. E. and Portela, S. I. (2011). Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Research, 122(3), 240-246.

Sainz Rozas, H., Echeverría, H., and Barbieri, P. A. (2019). Nitrogen dynamics in no-till soil as affected by cover crops and fertilization in maize monoculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 113, 167–179. https://doi.org/10.1007/s10705-019-09971-4.

Sainz Rozas, H., Calviño, P. A. y Barbieri, P. A. (2021). *Manejo de cultivos de cobertura y su efecto sobre el cultivo de maíz*. INTA Ediciones.

EFECTO DE CULTIVOS DE COBERTURA PUROS Y MIXTOS SOBRE EL RENDIMIENTO EN SOJA

Baigorria, T.[1*], Ortiz, J.[1], Pegoraro, V.[1], Velez, G.[1], Aimetta, B.[1], Belluccini, P.[1], Balbi, E.[1], Gómez, D.[1]

[1] Estación Experimental Agropecuaria-INTA Marcos Juárez. Área Suelos y Producción Vegetal. * Ruta 12 km 1,5 CP 2580, Marcos Juárez, Córdoba, Argentina; 03472 425001int 138, baigorria.tomas@inta.gob.ar

RESUMEN: Los cultivos de cobertura (CC) constituyen una herramienta clave para mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas, aportando servicios ecosistémicos como control de erosión, supresión de malezas y aportes de carbono orgánico al suelo. Sin embargo, la magnitud de estos efectos depende de la especie utilizada y de las proporciones dentro de las mezclas. El objetivo de este estudio fue evaluar la producción de materia seca generada por CC puros y mixtos, conformados por vicia villosa y diferentes gramíneas, y analizar su impacto sobre el rendimiento del cultivo de soja. El experimento se desarrolló en la EEA INTA Marcos Juárez durante la campaña 2024/25, el diseño fue en bloques completamente aleatorizados con siete tratamientos y tres repeticiones. Los CC se sembraron el 27/05/2024 y se cuantificó la densidad de plantas emergidas, la producción de materia seca y el rendimiento de soja posterior. Los CC presentaron diferencias significativas (p >0,05) en la producción de biomasa. La avena Paloma, utilizada como cultivo puro, generó la mayor producción de materia seca, superando a la vicia y a todas las mezclas evaluadas. En los tratamientos mixtos, la proporción de gramíneas fue dominante sobre la vicia, representando en promedio el 93 % de la materia seca total. El rendimiento de soja varió entre 1.282 y 3.204 kg ha^{-1}, con diferencias significativas (p >0,05) entre tratamientos. El tratamiento compuesto por vicia, cebada Militza, centeno Diego y triticale Barbol, presentó los mayores rendimientos dentro de los CC mixtos y superó significativamente (p >0,05) al barbecho. En contraste, la avena Paloma, como CC puro, redujo el rendimiento de soja respecto de la vicia y el barbecho. Los resultados evidencian la importancia de la elección y proporción de especies en los CC para optimizar la producción de biomasa y mejorar el desempeño del cultivo de soja.

PALABRAS CLAVE: *Vicia villosa*, Mezcla de especies, Biomasa aérea.

916

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) como centeno (*Secale cereale* L.) y vicia villosa (*Vicia villosa* Roth) aportan múltiples servicios ecosistémicos, incluyendo control de la erosión, supresión de malezas, mejora de las propiedades físicas del suelo y manejo del nitrógeno (N) (Snapp et al., 2005). Sin embargo, cada especie difiere en la capacidad de proveer estos servicios, el centeno genera altas producciones de biomasa y puede inmovilizar N (Meisinger et al., 1991; Ranells y Wagger, 1996), mientras que la vicia fija N atmosférico y libera N tras su descomposición, pero es menos efectiva en control de malezas y conservación de suelo (Teasdale, 1993; Rosecrance et al., 2000).

La combinación de ambas especies en mezclas ha demostrado generar biomasa similar al centeno puro, con mayor contenido de N y menor relación C/N, favoreciendo una liberación de N más alineada con los requerimientos de cultivos posteriores (Poffenbarger et al., 2015). Por lo antes expuesto, a la hora de realizar mezclas de diferentes especies es necesario ajustar las proporciones de las mismas, esto nos va a permitir optimizar la producción de biomasa, acumulación de N y calidad de residuos, mejorando la sincronización entre liberación de N y demanda de cultivos subsiguientes (Ranells y Wagger, 1996; Kuo y Sainju, 1998).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la producción de materia seca de diferentes mezclas de vicia con gramíneas y de CC puros, y su impacto en la productividad del cultivo de soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se desarrolló en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Marcos Juárez (32° 42´ 44.65´´S, 62° 05´ 46.07´´O). Sobre un suelo clasificado como Argiudol típico, perteneciente a la serie Marcos Juárez, con capacidad de uso I. Los CC se sembraron sin fertilizar el 27/05/2024. El distanciamiento entre surcos fue de 0,2 m. El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones donde se evaluaron siete tratamientos (Tabla 1).

Tabla 1. Tratamientos, composición específica y densidades de siembra.

Tratamiento	Composición especifica	Kg ha^{-1}
1	Vicia villosa cv. Ascasubi INTA (*Vicia villosa* Roth)	20
	Avena cv. Paloma INTA (*Avena sativa* L.)	15
	Centeno cv. Diego INTA (*Secale cereale* L.)	15
	Cebada cv. Trinidad INTA (*Hordeum vulgare*)	10
2	Vicia villosa cv. Ascasubi INTA (*Vicia villosa* Roth)	20
	Triticale cv. Concor INTA (×*Triticosecale* Wittmack)	10
	Triticale cv. Barbol INTA (×*Triticosecale* Wittmack)	15
	Centeno cv. Diego INTA (*Secale cereale* L.)	15
3	Vicia villosa cv. Ascasubi INTA (*Vicia villosa* Roth)	20
	Cebada cv. Militza INTA (*Hordeum vulgare*)	15
	Centeno cv. Diego INTA (*Secale cereale* L.)	15
	Triticale cv. Barbol INTA (×*Triticosecale* Wittmack)	10
4	Vicia villosa cv Ascasubi INTA (*Vicia villosa* Roth)	15
	Cebadilla cv. Paisana INTA (*Bromus catharticus*)	10
	Cebada cv. Militza INTA (*Hordeum vulgare*)	15
	Avena cv. Susana INTA (*Avena sativa* L.)	15
5	Vicia villosa cv. Ascasubi INTA (*Vicia villosa* Roth)	25
6	Avena cv. Paloma INTA (*Avena sativa* L.)	40
7	Barbecho sin CC	-

El 24/05/2024 se aplicó una mezcla de herbicidas compuesta por, glifosato (66,2 %) 2 l p.f. ha^{-1}, terbutilazina (50 %) 1,2 l p.f. ha^{-1} y fluroxipir (48 %) 0,5 l p.f. ha^{-1} previo a la siembra de los CC. El 13/06/2024 se realizó el conteo de plantas nacidas en cada tratamiento para establecer las plantas logradas, para ello se realizaron dos censos por parcela de 1 m lineal. Para los tratamientos del 1 al 4 se contabilizaron por un lado las plantas de gramíneas sin identificar la especie y por otro las plantas de vicia. El 10/10/2024 se realizó muestreo para la determinación de la producción de materia seca (kg MS ha^{-1}) al momento de secado. En Avena Paloma INTA, se realizó cosechando un metro lineal de biomasa aérea cortando al ras del suelo en los surcos centrales de las parcelas, mientras que en la *Vicia villosa* Roth y en las coberturas mixtas el muestreo se realizó con un marco de 0,125 m^2.

El secado mecánico de los CC se realizó el 10/10/2024, utilizando un rolo de 2 m de ancho de labor y un diámetro de 0,40 m. El 31/10/2024 previo a la siembra de soja se aplicaron los siguientes herbicidas: flumioxazin (15 %) + pyroxasulfone (34,5 %) 0,5 l p.f. ha^{-1}, glufosinato de amonio (20 %) 2,5 l p.f. ha^{-1} y sulfato de amonio 2,5 l p.f. ha^{-1}.

La soja (DM 46E21) se sembró sin fertilizar el 5/11/2024 a un distanciamiento de hilera de 0,35 m. El 7/03/2025 se aplicó 0,25 l p.f. ha^{-1} de insecticida Engeo S (14,1 % Tiametoxam + 10,6 % Lambdacialotrina) destinado al control de chinche verde (*Nezara viridula*). El

30/04/2024 se cosecho una superficie de 4,5 m^{-2} por parcela para determinar la producción de granos de soja (kg ha^{-1}).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se presentan las precipitaciones mensuales durante el experimento y el promedio de la serie histórica Marcos Juárez (1960-2019). Las precipitaciones registradas fueron un 3,6 % mayores al promedio histórico. Las lluvias de marzo y abril, que totalizaron 236,4 mm, provocaron una recarga hídrica del perfil del suelo (1,5 m) de 180 mm de agua útil a la siembra de los CC. Las lluvias de mayo a septiembre fueron un 73,5 % menores al promedio histórico. Por otro lado, durante el mes de octubre se registraron 210 mm un 54,9 % por encima del promedio histórico, lo que permitió que la siembra de soja se realizara con humedad adecuada en el suelo. Considerando que la soja de primera tiene un consumo de agua aproximado de 530 a 560 mm (Andriani, 2000; Martignone et al., 2010) las lluvias registradas durante su ciclo acumularon 672 mm con un déficit de 99 mm para el mes de enero con respecto a promedio histórico.

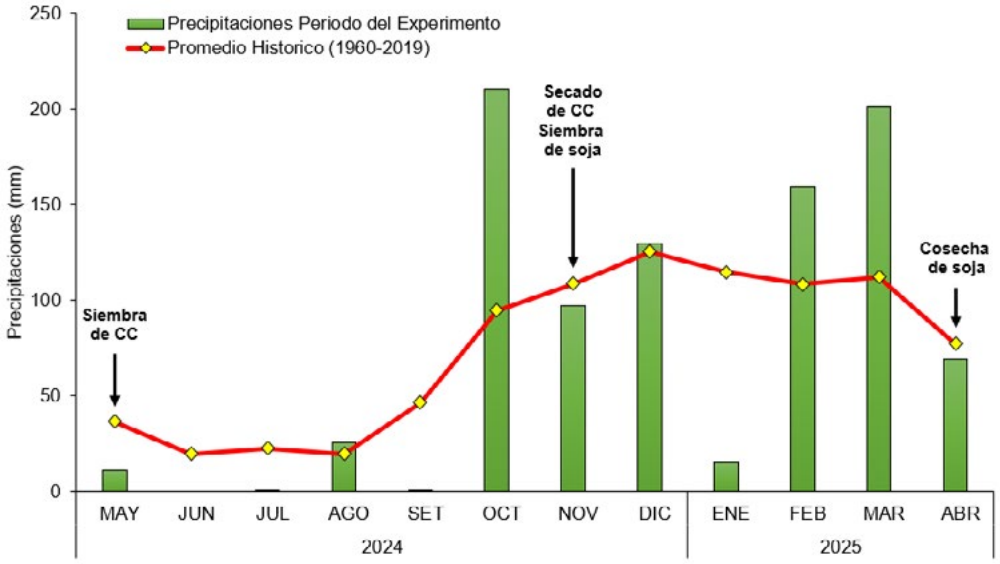


Figura 1. Precipitaciones mensuales en el periodo en que se desarrolló el experimento y el promedio de la serie histórica Marcos Juárez (1960-2019).

La densidad de plantas lograda en los CC puros en los tratamientos 6 y 5 fue de 103 y 46 plantas m^{-2}. Por otro lado, en los CC mixtos, las gramíneas mostraron diferencias significativas ($p<0,05$) entre tratamientos, mientras que la vicia permaneció sin diferencias significativas en las cuatro mezclas (Tabla 1).

Tabla 1. Densidad de plantas logradas a los 11 días de la siembra de los CC mixtos. Letras diferentes en sentido vertical indican diferencias significativas ($p <0,05$) entre tratamientos.

Tratamiento	Plantas m^{-2}	
	Gramínea	Vicia villosa Ascasubi
4	92 A	22 A
1	72 AB	22 A
3	62 B	26 A
2	57 B	24 A

En los CC puros, la avena Paloma presentó una producción de materia seca significativamente mayor ($p <0,05$) que los tratamientos 1, 2 y 5 con un 48,2 % más de producción en comparación con la vicia (Figura 2). Dentro de los CC mixtos, la producción de materia seca de vicia y de las gramíneas no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$)

entre las diferentes mezclas evaluadas, al igual que la producción total de materia seca. La producción promedio de materia seca de las gramíneas y la vicia en los CC mixtos fue de 4267 y 321 kg ha^{-1}, siendo la relación porcentual promedio de materia seca de gramíneas/vicia de 93,7. Las proporciones de siembra influyen en la biomasa total, contenido de N, proporciones de biomasa de especies y sincronización de liberación de N (Clark et al., 1994; Lawson et al., 2013). Ajustar las proporciones en las mezclas permite optimizar biomasa, acumulación de N y calidad de residuos mejorando la sincronización entre liberación de N y demanda de cultivos siguientes en la rotación (Ranells y Wagger, 1996; Kuo y Sainju, 1998).

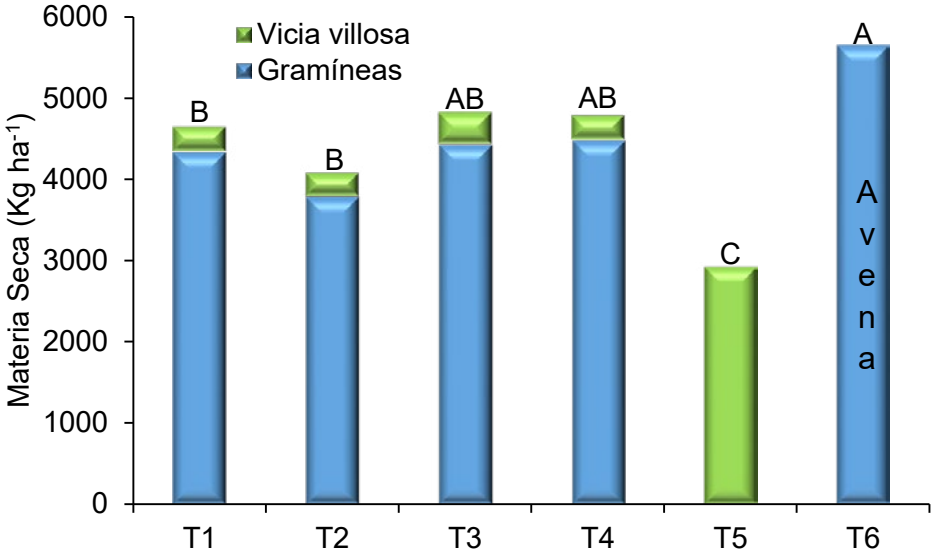


Figura 2. Producción de materia seca de los diferentes tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos según test LSD (p <0,05).

Se observaron diferencias significativas en el rendimiento de soja (p < 0,05), con valores que variaron entre 1282 y 3204 kg ha^{-1} (Figura 3). Al comparar los CC puros, el rendimiento sobre avena Paloma fue un 59,1 % y un 47,3 % menor en relación con la vicia y el barbecho, respectivamente. En el caso de los CC mixtos, el tratamiento 3 presentó rendimientos significativamente superiores (p<0,05) en comparación con los tratamientos 4 y 1, con incrementos del 57,5 % y 40,7 % respectivamente. Por otro lado, el tratamiento 3 fue el único CC mixto que se diferenció significativamente (p < 0,05) del barbecho, con un rendimiento del 23,9 % mayor.

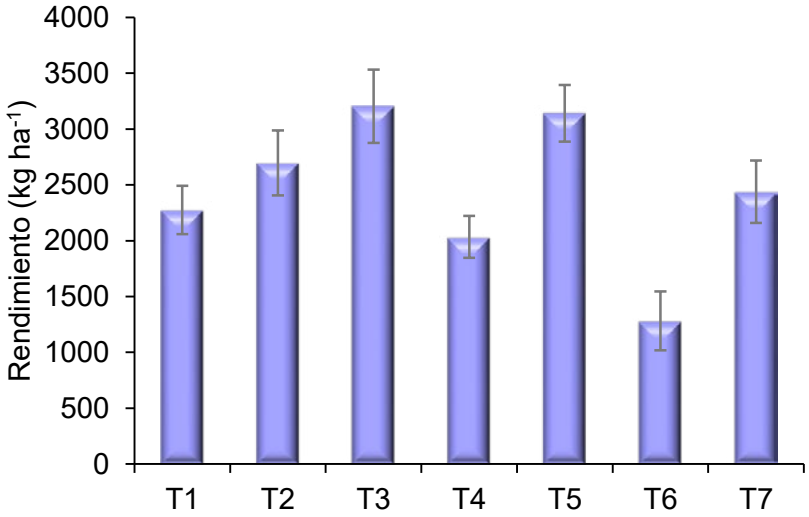


Figura 3. Rendimiento de la soja en los diferentes tratamientos. Líneas verticales indican el error estándar.

CONCLUSIONES

La avena Paloma, como CC puro, generó la mayor producción de materia seca superando a la vicia y a los CC mixtos. En los CC mixtos, la proporción de gramíneas en la materia seca fue predominante, reflejando la influencia de las proporciones de siembra en la composición final de la materia seca al momento de secado.

En cuanto al rendimiento de soja, los tratamientos con CC mixtos, en particular el tratamiento 3, lograron incrementos significativos en el rendimiento en comparación con otros tratamientos y con el barbecho, destacando la importancia de la composición de las mezclas y su influencia en la productividad del cultivo de soja.

Estos resultados subrayan la importancia de seleccionar adecuadamente las especies y sus proporciones en las mezclas de CC para optimizar tanto la producción de materia seca como mejorar la productividad del cultivo de soja.

BIBLIOGRAFÍA

Andriani, J. (2000). Crecimiento de las raíces de los principales cultivos extensivos en Argiudoles de Sta Fe. EAA INTA Oliveros. Para Mejorar Producción 13 (40-44).

Clark, A. J., Decker, A. M. and Meisinger, J. J. (1994). Seeding rate and kill date effects on hairy vetch–cereal rye cover crop mixtures for corn production. *Agronomy Journal, 86*(6), 1065–1070. https,//doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600060025x.

Kuo, S. and Sainju, U. M. (1998). Nitrogen mineralization and availability of mixed leguminous and non-leguminous cover crop residues in soil. *Biology and Fertility of Soils, 26*(4), 346–353. https,//doi.org/10.1007/s003740050387.

Lawson, A., Fortuna, A. M., Cogger, C., Bary, A. and Stubbs, T. (2013). Nitrogen contribution of rye–hairy vetch cover crop mixtures to organically grown sweet corn. *Renewable Agriculture and Food Systems, 28*(1), 59–69. https,//doi.org/10.1017/S1742170512000014.

Martignone, R. A., Enrico, J. M., Bodrero, M. L., y Andriani, J. M. (2010). Factores asociados con la variabilidad de rendimientos entre grupos de madurez en soja. Soja 45, 25-34. EEA Oliveros INTA. ISSN 1850-163X.

Meisinger, J. J., Hargrove, W. L., Mikkelsen, R. L., Williams, J. R. and Benson, V. W. (1991). Effects of cover crops on groundwater quality. In W. L. Hargrove (Ed.), *Cover crops for clean water* (pp. 57–68). Soil and Water Conservation Society.

Poffenbarger, H. J., Mirsky, S. B., Weil, R. R., Ackroyd, V. J. and Momen, B. (2015). Biomass and nitrogen content of hairy vetch–cereal rye cover crop mixtures as influenced by species proportions. *Agronomy Journal, 107*(6), 2069–2082. https,//doi.org/10.2134/agronj15.0025

Ranells, N. N., and Wagger, M. G. (1996). Nitrogen release from grass and legume cover crop monocultures and bicultures. *Agronomy Journal, 88*(5), 777–782. https,//doi.org/10.2134/agronj1996.00021962008800050015x

Rosecrance, R. C., McKenry, M. V. and Weinbaum, S. A. (2000). Almond root and shoot growth during the years following removal of a cover crop. *HortScience, 35*(7), 1212–1214. https,//doi.org/10.21273/HORTSCI.35.7.1212.

Snapp, S. S., Swinton, S. M., Labarta, R., Mutch, D., Black, J. R., Leep, R., Nyiraneza, J. and O'Neil, K. (2005). Evaluating cover crops for benefits, costs and performance within cropping system niches. *Agronomy Journal, 97*(1), 322–332. https,//doi.org/10.2134/agronj2005.0322

Teasdale, J. R. (1993). Reduced-herbicide weed management systems for no-tillage corn (Zea mays) and soybean (Glycine max). *Weed Technology, 7*(4), 879–883. https,//doi.org/10.1017/S0890037X00038215.

INTENSIFICACION AGRICOLA SOSTENIBLE EN SUELOS CON DIFERENTE APTITUD PRODUCTIVA: IMPACTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA.

Barragán, M.[1*], Barraco, M.[2], Alvarez, C.[3, 4]

[1] AER INTA Lincoln; [2] EEA INTA General Villegas. [3] AER INTA General. Pico.[4] Facultad de Agronomía (UNLPam). * CP6070. Mitre 134. Lincoln. Bs.As., barragan.mariano@inta.gob.ar.

RESUMEN: La variabilidad edáfica en el noroeste de Buenos Aires condiciona la productividad de los sistemas agrícolas. La presencia de horizontes tapto limita la profundidad efectiva, el desarrollo radicular y la dinámica hídrica. El objetivo fue evaluar un cultivo de cobertura (CC) de Vicia + Triticale en dos ambientes: Bajo Potencial (BP, con limitantes) y Alto Potencial (AP, sin limitantes), frente a un barbecho químico (testigo). Para la caracterización y delimitación de ambientes se utilizaron herramientas de agricultura de precisión; escáner TopSoil Mapper, vuelos de dron (Mavic3M) e imágenes satelitales (Sentinel 2A) para la ambientación. La biomasa aérea de vicia y el nitrógeno (N) acumulado fueron superiores en AP (2852 kg MS ha^{-1} y 105kg N ha^{-1}). El contenido de N-NO_3 en suelo (0-60 cm) fue mayor en los testigos para ambos ambientes. No se registraron diferencias significativas en la dinámica hídrica entre CC y barbecho debido a precipitaciones abundantes que permitieron la recarga del perfil. Se concluye que el CC es una herramienta viable para la intensificación sostenible, incluso en ambientes restrictivos bajo regímenes hídricos favorables.

PALABRAS CLAVE: Hapludoles, cultivos de cobertura, maíz.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de los sistemas agrícolas en la región de la pampa arenosa, especialmente en suelos con limitaciones en la profundidad efectiva del perfil por presencia de horizontes enriquecidos en arcilla, requiere la adopción de estrategias que conserven o mejoren las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Los cultivos de cobertura (CC) se presentan como una herramienta clave para la provisión de servicios ecosistémicos, como el aporte de carbono, la mejora en la estructura y actividad biológica microbiana, entre otros. Además, la inclusión de vicia villosa es una estrategia eficiente para reducir la relación C/N de los residuos, mejorando su calidad (Frasier 2015). Recientemente se ha difundido su mezcla con gramíneas, pero se requieren estudios para evaluar su impacto en el corto y largo plazo. En ambientes semiáridos o subhúmedos, uno de los principales problemas para incluir los CC es su efecto potencialmente negativo sobre la disponibilidad de agua para el cultivo que le sigue en la rotación (Restovich et al., 2012). Si bien existe numerosa información acerca del uso de CC en ambientes de alta productividad, su inclusión en ambientes con limitantes ha sido menos estudiada. También es necesario estudiar la mezcla de diferentes especies como gramíneas y leguminosas para mejora la intensificación, potenciar la combinación de cultivos para potenciar la producción de materia seca (MS) y no generar una interacción negativa entre el CC y el cultivo de renta (Beltrán et al.,2022)

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la inclusión de un CC (mezcla de Vicia + Triticale) sobre su producción de biomasa, el contenido de nitrógeno (N) en la biomasa aérea y la dinámica hídrica y de N en suelos con y sin limitaciones de la pampa arenosa.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en la localidad de Roberts, partido de Lincoln (Bs. As) Lat 35°10'13.04"S Long 61°58'37.03"O durante la campaña 2025. En un lote de 22,5 hectáreas se realizó una caracterización de ambientes utilizando diferentes herramientas; imágenes satelitales (Sentinel2A) y vuelos de dron (Mavic3M) para el procesamiento de diferentes índices espectarle (NDVI-GNDI-EVI) y la obtención de mapas topográficos. Se realizó un relevamiento con escáner Topsoil Mapper que permite obtener valores de conductividad eléctrica aparente (CEa) a 1,1 metro de profundad, y se realizaron muestreos de suelo para análisis de laboratorio. Con esta información se delimitaron dos ambientes: de alto potencial (AP) y de bajo potencial (BP) donde se establecieron 3 parcelas (repeticiones) en cada sitio con la mezcla del CC y un testigo (barbecho tradcional), (Figura 1).

Figura 1. Mapa del lote con la delimitación de ambientes productivos y sitios de ensayo.

El ambiente de mayor potencial (AP, en color verde) presenta un suelo Hapludol típico, sin limitantes en el perfil. El ambiente de menor potencial (BP, color rojo) se encuentra un suelo Hapludol thapto argico con limitante por horizonte Bt en diferentes profundidades.

El lote en estudio presentaba la siguiente rotación en las últimas campañas: Soja 23/24 - Centeno(CC)/24 -Girasol24/25-Vicia+Triticale (CC)/25 - Maiz (tardio)25/26

El CC se sembró el 20/03/2025 y la densidad de siembra fue de 29 kg ha^{-1} de Vicia villosa y de 22 kg ha^{-1} de Triticale. La fertilización a la siembra fue de 90 kg ha^{-1} de fosfato monoamónico (MAP). El momento de interrupción (secado) del CC fue el 15/09/2025, mientras que la siembra del cultivo de maíz fue el 05/12/2025.

La densidad de siembra de maíz fue de 80000 plantas ha^{-1} en el ambiente de AP y de 50000 pl/ha en ambiente de BP. La fertilización a la siembra fue de 120 y de 80 kg ha^{-1} de de MAP en ambientes de AP y BP, respectivamente.

El tamaño de las parcelas testigos (barbecho químico) es de 100 m^2. Estas parcelas se mantuvieron libres de malezas durante todo el periodo del ensayo. Durante el crecimiento y

desarrollo del CC se realizaron 5 cortes de biomasa aérea para medir la producción de materia seca (MS) ha^{-1} de cada especie.
Se midió el contenido de humedad del suelo (método gravimétrico) al momento de la siembra y secado de los CC y a la siembra del maíz posterior. Estas evaluaciones se realizaron hasta los 180 cm (ambiente de AP) y hasta los 100 cm en el ambiente de BP.
Al momento de la siembra de maíz y en estado fenológico de V6 se realizó un muestreo estratificado a 0-20, 20-40 y 40-60 cm de profundidad para determinar el contenido de Nitrógeno de nitratos ($N\text{-}NO_3$), mientras que en estado fenológico de V8 se realizaron mediciones de índice de verdor de maíz con el medidor de clorofila Minolta SPAD® 502. Las lecturas se realizaron en la última hoja expandida, en el centro de la lámina, entre la nervadura central y el borde de la hoja.
En cada ambiente los resultados se analizaron mediante ANOVA y las diferencias de medias a partir de la prueba de Tukey mediante el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).
En cada ambiente los datos se analizaron mediante ANOVA y prueba de Tukey ($p<0.05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el periodo marzo-diciembre de 2025 se registraron lluvias superiores a los promedios históricos acumulando entre marzo-diciembre 977 mm vs 680 mm respectivamente.

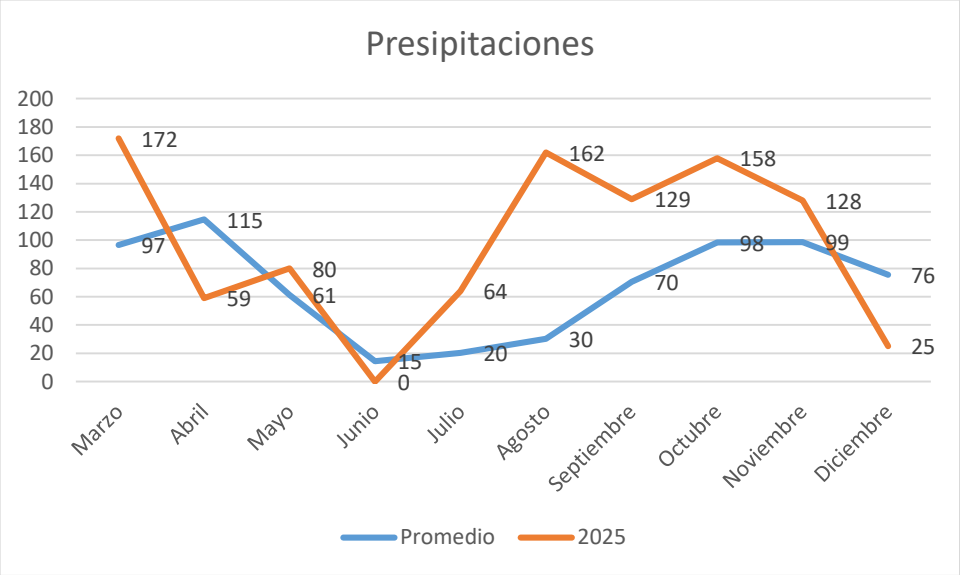


Figura 2. Precipitación anual vs. promedio (mm)

En los primeros estadios del CC y durante la etapa invernal las precipitaciones fueron abundantes lo que genero periodos de encharcamiento temporario. Esta condición hídrica puede ser un factor que afectó el número de plantas de vicia y la producción de MS de esa especie. El recuento de plantas logradas (20 días posteriores a la siembra) en ambiente de AP fue de 28 plantas m^2 de vicia y de 33 plantas m^2 de triticale, mientras que en el ambiente BP fue de 15 plantas m^2 vicia y de 28 plantas/m^2 de triticale

Producción de Biomasa y Nitrógeno en el CC.

La mayor acumulación de biomasa aérea de vicia villosa en el ambiente de AP respecto al de BP se asocia a la menor restricción física del perfil (Hapludol típico). En el ambiente BP (Hapludol thapto), la menor profundidad efectiva y los eventos de encharcamiento temporario registrados asociados a las precipitaciones (Tabla 1) habrían generado condiciones de anoxia radicular, limitando el establecimiento inicial de la leguminosa. No obstante, el triticale mostró mayor plasticidad, sin diferencias productivas entre ambientes, lo que sugiere su buena aptitud como componente de mezclas en suelos con limitaciones. El aporte de N total en biomasa siguió la tendencia de la producción de MS, con una ventaja marcada para la vicia

en AP (kg N ha). El contenido del N en la biomasa aérea para vicia fue mayor en el ambiente de AP, lo cual guarda correlación directa con la producción de MS, mientras que para el caso de triticale el contenido de N total aportado fue similar en los dos ambientes.

Tabla 1. Producción de materia seca (kg MS ha^{-1}) y Nitrógeno en biomasa aérea (kg N ha^{-1})

Ambiente	MS Vicia	MS Triticale	N Vicia	N Triticale
Alto Potencial (AP)	2852	3910	105	49
Bajo Potencial (BP)	2111	3835	71	48

Dinámica Hídrica y Nitrógeno en el Suelo

A pesar de la alta producción de biomasa, no se detectaron diferencias significativas en el Agua Disponible (AD) entre el CC y el barbecho en ninguno de los momentos evaluados (Tabla 2). Las precipitaciones abundantes durante el ciclo del CC (superior al promedio histórico) permitieron la recarga del perfil, mitigando el costo hídrico que suele asociarse a los CC en regiones subhúmedas.

Tabla 2. Agua disponible (AD) en el perfil expresada en milímetros.

Momento	Ambiente	Barbecho	Cobertura
Siembra CC	Alto Potencial	340 a	367 a
	Bajo Potencial	160 a	171 a
Secado CC	Alto Potencial	323 a	301 a
	Bajo Potencial	165 a	184 a
Siembra Maíz	Alto Potencial	504 a	449 a
	Bajo Potencial	271 a	272 a

Medias con letras iguales en la fila no difieren significativamente (Tukey p > 0.05).

En cuanto a la dinámica del N en el suelo y en función de los resultados obtenidos se observa un menor contenido en los tratamientos con CC respecto al barbecho (Tabla 3) esto indica un proceso de inmovilización temporal, especialmente influenciado por la fracción de gramínea en la mezcla. Aunque los valores de SPAD en V8 (Tabla 4) no mostraron deficiencias significativas ($p>0.05$), en el ambiente de bajo potencial (BP) se visualizó a campo una tendencia del efecto tratamiento, verificando mejor condición y verdor de maíz en las parcelas testigos vs CC. Es recomendable repetir la medición con SPAD en estadios más avanzados del cultivo de maíz para evaluar si el proceso de mineralización del CC compensa la demanda de N del cultivo de maíz.

Tabla 3. Contenido de Nitrógeno (kg/ha) en el perfil (0-60 cm).

Momento	Ambiente	Barbecho	Cobertura
Siembra Maíz	Alto Potencial	104.65 a	65.09 b
	Bajo Potencial	89.24 a	73.7 b
Maíz V6	Alto Potencial	90 a	66.3 b
	Bajo Potencial	78 a	36 b

Medias con letras distintas en la fila indican diferencias significativas (Tukey p > 0.05).

Tabla 4. Mediciones de índice de verdor (lecturas de SPAD) en estadio V8 de maíz.

Momento	Ambiente	Barbecho	Cobertura
Maíz V6	Alto Potencial	49.4 a	51.9 a
	Bajo Potencial	51.0 a	45.1 a

Medias con letras iguales en la fila no difieren significativamente (Tukey p > 0.05).

CONCLUSIONES

El régimen de lluvias durante el periodo de crecimiento y desarrollo del CC fue abundante, superando el promedio histórico. La producción de MS del CC fue superior en el ambiente de alto potencial respecto al ambiente de bajo potencial. Esto puede deberse a las condiciones de encharcamiento temporario que sufrió el cultivo durante su crecimiento-desarrollo y en particular en los primeros estadios del cultivo (emergencia-plántula) y en el estado vegetativo del mes de agosto, generando condiciones de anoxia radicular.

El contenido de N fue mayor en las parcelas testigos (barbechos) en ambos ambientes. Esto puede deberse en parte a la inmovilización del N en la biomasa área vegetal y en particular en la especie gramínea.

La dinámica hídrica en ambos ambientes y para los dos tratamientos no tuvo diferencias significativas en los tres momentos evaluados.

En años donde las lluvias son abúndate la incorporación de CC en secuencias agrícolas intensificadas es una opción viable desde el punto de vista de la dinámica hídrica en el perfil. La producción de biomasa aérea, la fijación de N por parte de especies leguminosas y el aporte radicular de dos especies generan condiciones favorables para la mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

AGRADECIMIENTOS

A Franco Dorronzoro (productor y propietario del establecimiento). A laboratorio Marasas de la ciudad de Lincoln. http://www.laboratoriomarasas.ar. A auxiliares y técnicos de las AER INTA Lincoln y Pehuajó.

BIBLIOGRAFÍA

Beltran, M. Galantini, J., Tognetti P. y Barraco, M. (2022). Interacción entre cultivos comerciales y de cobertura. Producción, dinámica del agua y nitratos del suelo. Cienc. suelo vol.40 no.1 Ciudad Autónoma de Buenos Aires jun. 2022 Epub 20-Abr-2023

Di Rienzo J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G, Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. InfoStat versión 2020. Córdoba: Grupo InfoStact, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Frasier, I. (2015). Efecto de vicia y centeno como cultivo de cobertura sobre el balance de carbono y nitrógeno en un sistema de siembra directa de la región semiárida pampeana. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur.

Restovich, S. B., Andriulo, A. E., Irizar, A. B. y Amendola, C. (2012). Efecto de corto plazo de cultivos de cobertura sobre el carbono lábil del suelo. Experimental Agropecuaria Pergamino, INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). XIX Congreso latinoamericano de la ciencia del suelo XXIII congreso argentino de la ciencia del suelo Mar del Plata, Argentina

EFECTO DE LAS TERRAZAS SOBRE LA DISTRIBUCIÓN Y VARIABILIDAD ESPACIAL DE LA HUMEDAD DEL SUELO

Becerra, M. A.[1, 2*], Raspanti, J.[1], Faraoni, D.[1], Pepermans, M.[1]

[1] Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias; [2] Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Agronomía y Veterinaria; * Ing. Agr. Félix Aldo Marrone 746, Prov. de Córdoba, mabecerra@agro.unc.edu.ar

RESUMEN: En la región central de la provincia de Córdoba la disponibilidad hídrica constituye la principal limitante ambiental para la agricultura de secano debido a la restricción y concentración estacional de las precipitaciones. Esta condición, sumada a la susceptibilidad a la erosión hídrica de los suelos con alto contenido de limo, ha impulsado la adopción de terrazas agrícolas como estrategia de conservación. El presente trabajo tuvo como objetivos relevar el grado de adopción de terrazas en zonas con alto potencial de erosión hídrica y evaluar el efecto de terrazas de desagüe sobre la distribución y variabilidad espacial de la humedad del suelo a escala de lote. Para estimar la superficie ocupada por terrazas se realizó un análisis visual de imágenes satelitales en tres sectores ubicados a la vera de la Ruta Nacional 36, totalizando 77.655 ha. En paralelo, se desarrolló un estudio de campo en un lote sistematizado del Campo Escuela de la Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNC), donde se determinó la humedad gravimétrica del suelo hasta 100 cm de profundidad en cuatro posiciones respecto de la terraza, en dos fechas contrastantes en términos de régimen hídrico. Los datos se analizaron mediante ANAVA y a través del coeficiente de variación (CV) como indicador de heterogeneidad intralote. La adopción de terrazas varió entre 15% y 37% según la zona analizada. A escala de lote, la distribución de la humedad del perfil mostró fuerte dependencia de las precipitaciones previas. En octubre de 2024 se registró una alta variabilidad intralote (CV=30,1%), mientras que en septiembre de 2025 el sistema presentó menor heterogeneidad (CV=11,1%). En condiciones de mayor recarga del perfil, la cresta evidenció menores contenidos de humedad y mayor variabilidad relativa. Los resultados indican que la sistematización con terrazas no elimina la variabilidad hídrica, sino que su expresión depende del contexto climático antecedente.

PALABRAS CLAVE: humedad de suelo, terrazas de desagüe, variabilidad intralote.

INTRODUCCIÓN

En la zona central de Córdoba la disponibilidad hídrica constituye la principal limitante para la agricultura de secano, debido a la restricción de las precipitaciones anuales y su concentración entre octubre y marzo (Pietrarelli et al., 2014). La alta intensidad de las lluvias estivales, combinada con suelos con elevado contenido de limo, determina una marcada vulnerabilidad a la erosión hídrica (Hang et al., 2015; Cisneros et al., 2012). A nivel global, la erosión hídrica representa uno de los principales desafíos para la salud del suelo; en Argentina afecta más de 88 millones de hectáreas, de las cuales más de 3 millones corresponden a la provincia de Córdoba (Casas et al., 2022).

Frente a este escenario, la implementación de terrazas agrícolas se ha consolidado como una estrategia de sistematización orientada a mitigar la erosión y regular la escorrentía superficial, contribuyendo además a la recarga hídrica del perfil y a la acumulación de biomasa (Romero-Díaz et al., 2019; Wei et al., 2016). Las terrazas de desagüe, en particular, consisten en camellones y canales construidos con una pendiente menor a la del terreno natural, cuya función es interceptar y conducir el escurrimiento, reduciendo su velocidad y energía cinética, y por ende su capacidad erosiva.

Diversos estudios indican que las terrazas pueden mejorar los rendimientos, especialmente en regiones con precipitaciones limitadas (Liu et al., 2013; Wolka et al., 2018), aunque existen resultados no concluyentes respecto de su impacto productivo (Kosmowski, 2018). Asimismo, si bien se ha reportado una reducción de la heterogeneidad hídrica respecto de lotes no sistematizados (Solari y Muschietti Piana, 2010), estas estructuras generan microambientes contrastantes —canales más húmedos y crestas más secas— que pueden incrementar la variabilidad intralote (Siriri et al., 2005).

En este contexto, resulta relevante cuantificar la humedad del suelo para evaluar la eficacia de estas prácticas y optimizar el manejo del agua, incorporando además herramientas satelitales para el monitoreo a escala regional. El presente trabajo tuvo como objetivos relevar el grado de adopción de terrazas en zonas con alto potencial de erosión hídrica y evaluar su efecto sobre la distribución espacial de la humedad del suelo a escala de lote.

MATERIALES Y MÉTODOS

Superficie ocupada por terrazas

Se delimitaron arbitrariamente tres zonas ubicadas a la vera de la Ruta Nacional 36, seleccionadas por corresponder al sector agrícola con mayor potencial de erosión hídrica en la provincia de Córdoba (Gaitán et al., 2017): i) tramo Córdoba–ruta C45, ii) Despeñaderos–San Agustín y iii) Alcira Gigena–Coronel Baigorria. Las superficies analizadas fueron de 28.826, 19.657 y 29.172 ha, respectivamente.

La identificación de lotes sistematizados se realizó mediante análisis visual de imágenes satelitales de alta resolución disponibles en Google Earth. Se registró la presencia de terrazas agrícolas y se cuantificó la superficie ocupada por lotes con sistematización, estimando su proporción respecto del área total evaluada en cada zona.

Distribución y variabilidad de la humedad del suelo a escala de lote

El estudio de campo se desarrolló en el Campo Escuela de la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba (31,477287 S; 64,012649 O), en un lote con pendientes entre 1 y 2%, sistematizado con terrazas de desagüe sobre un Haplustol franco limoso.

Se implementó un muestreo estratificado según posición topográfica relativa a la terraza: paño alto (PA), paño bajo (PB), canal (Ca) y cresta (Cr), evaluadas en cuatro terrazas diferentes (Fig. 1). En cada posición se extrajeron muestras con barreno cada 20 cm hasta 100 cm de profundidad. La humedad gravimétrica (Hgrav) se determinó por diferencia de peso entre suelo húmedo y seco, secando las muestras en estufa a 105 °C hasta peso constante.

El muestreo se realizó en dos fechas contrastantes en términos de régimen hídrico: 16 de octubre de 2024 y 22 de septiembre de 2025.

Para cada fecha se efectuó análisis de varianza (ANAVA) y comparación de medias mediante test LSD Fisher ($\alpha = 0,05$) utilizando el software Infostat (Di Rienzo et al., 2018). Complementariamente, se cuantificó la heterogeneidad espacial de la humedad mediante el coeficiente de variación (CV = DE / media × 100), calculado a escala de lote (n = 80) y por posición topográfica (n = 20). El CV se empleó como indicador descriptivo de variabilidad intralote.

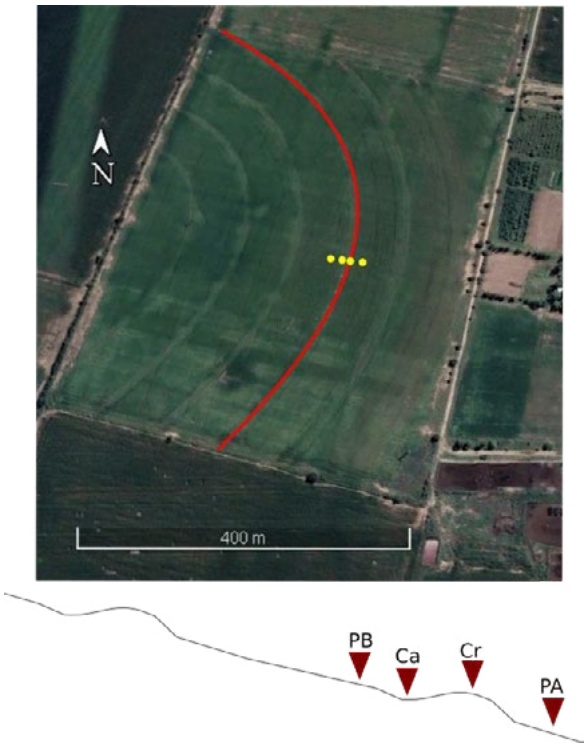


Figura 1. Esquema de muestreo. La línea roja representa la cresta de una terraza. El muestreo se repitió en cuatro terrazas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Superficie ocupada por terrazas

Las áreas analizadas y los lotes con terrazas identificados se presentan en la Fig. 2. En el sector comprendido entre Córdoba y Alta Gracia (28.826 ha) se identificaron 4.439 ha sistematizadas, lo que representa el 15% del área evaluada. En la zona Despeñaderos–San Agustín (19.657 ha), la superficie con terrazas alcanzó 7.343 ha (37%), mientras que en el sector oeste de Coronel Baigorria (29.172 ha) se registraron 7.393 ha (25%).

Figura 2. Áreas de estudio y lotes con terrazas identificados visualmente a partir de imágenes satelitales.

Distribución de la humedad de suelo a escala de lote

La distribución vertical de la humedad del suelo estuvo fuertemente condicionada por el régimen de precipitaciones antecedente.

El muestreo del 16/10/2024 se realizó un día después de una lluvia de 10 mm, precedida por un período relativamente seco (40 mm acumulados en el mes previo). En estas condiciones,

el mayor contenido de humedad se registró en el estrato superficial (0–20 cm), disminuyendo hacia mayores profundidades (Fig. 3).
En contraste, el muestreo del 22/09/2025 se efectuó luego de un período periodo de bajas precipitaciones (3 mm en los 20 días previos) precedido de lluvias abundantes (102 mm durante los 10 días anteriores). En este caso, los mayores contenidos de humedad se observaron en estratos subsuperficiales, mientras que la capa superficial presentó valores relativamente menores, asociados a pérdidas por evaporación (Fig. 4).

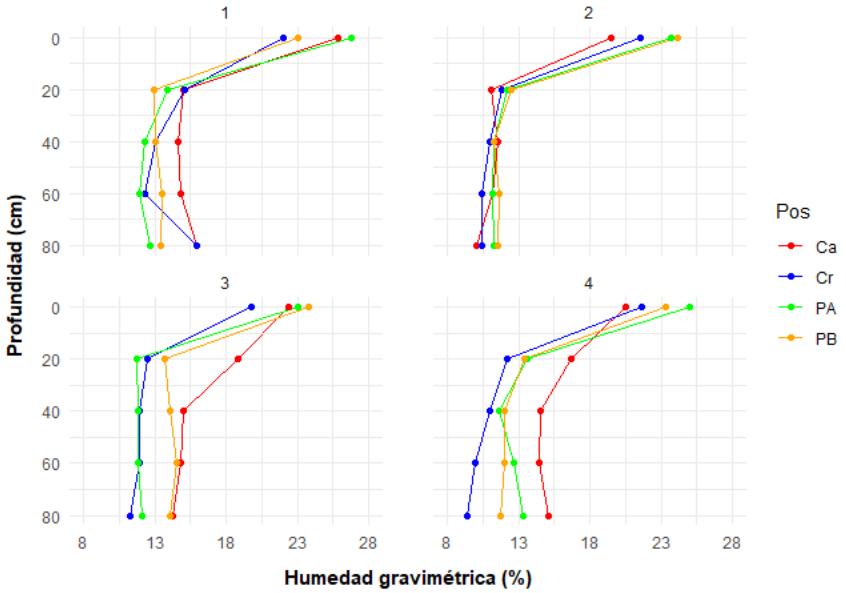


Figura 3. Humedad gravimétrica en el perfil de suelo para diferentes terrazas y posición en el terreno el 16 de octubre de 2024.

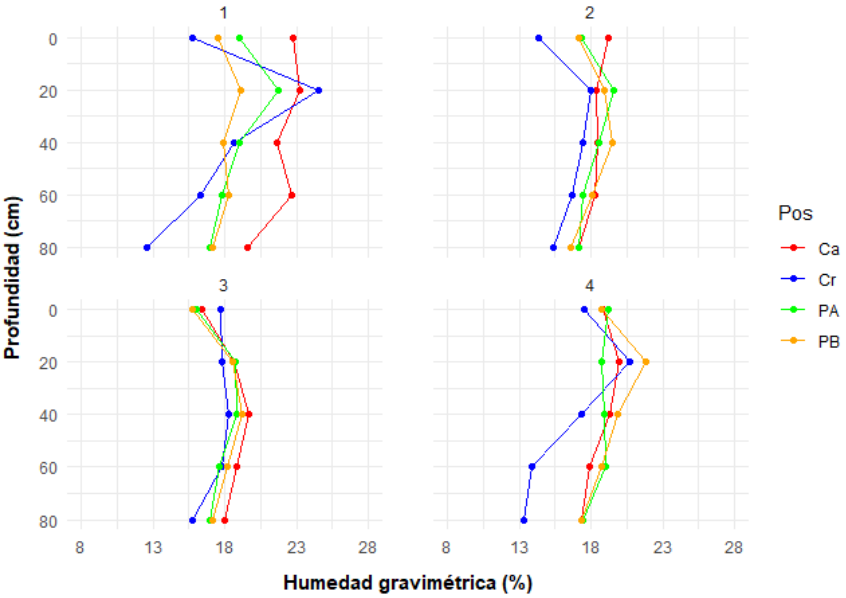


Figura 4. Humedad gravimétrica en el perfil de suelo para diferentes terrazas y posición en el terreno el 22 de septiembre de 2025.

Humedad promedio según posición topográfica

El análisis por posición respecto a la terraza no mostró diferencias significativas en el contenido promedio de humedad del perfil (0–100 cm) en octubre de 2024 (Tabla 1). En septiembre de 2025, en cambio, la cresta (Cr) presentó valores significativamente menores que el paño alto (PA), paño bajo (PB) y canal (Ca).

Tabla 1. Humedad promedio según posición en el terreno con respecto a la terraza

	Humedad (%)	
Posición	Octubre 2024	Septiembre 2025
Cr	13.74 *a*	16.97 *a*
PB	14.68 *a*	18.27 *b*
PA	14.97 *a*	18.30 *b*
Ca	15.81 *a*	19.32 *b*

Letras diferentes indican diferencias significativas LSD Fisher (α=0,05).

La comparativa por estrato de profundidad evidenció contrastes más marcados que el análisis integrado del perfil. En octubre de 2024, la cresta presentó menores contenidos de humedad respecto de otras posiciones en los estratos 0–20 cm, 40–60 cm y 60–80 cm.

Variabilidad intralote general

La heterogeneidad espacial de la humedad mostró un comportamiento contrastante entre fechas. En octubre de 2024 el coeficiente de variación (CV) total fue de 30,1%, indicando alta variabilidad intralote. En septiembre de 2025 el CV descendió a 11,1%, reflejando una distribución más homogénea del contenido hídrico en el perfil. La mayor homogeneidad observada en 2025, bajo condiciones de recarga previa del perfil, resulta consistente con los beneficios hidrológicos atribuidos a las terrazas en términos de regulación del escurrimiento y aumento de infiltración (Romero-Díaz et al., 2019; Wei et al., 2016).

Variabilidad según posición respecto a la terraza

El análisis por posición en el terreno reveló diferencias en la estructura de variabilidad asociadas a la terraza. En septiembre de 2025, los menores valores de CV se registraron en PA (6,8%) y PB (7,3%), seguidos por Ca (9,9%), mientras que la cresta (Cr) presentó el mayor nivel de variabilidad (15,6%). Este patrón sugiere que, bajo condiciones de mayor recarga del perfil, la cresta constituye el sector más inestable en términos hídricos. En octubre de 2024 la variabilidad fue elevada en todas las posiciones, con CV comprendidos entre 25,0% (Ca) y 35,4% (PA). En este contexto, la heterogeneidad fue generalizada en el lote, sin evidenciarse un efecto amortiguador claro asociado a posiciones específicas.

Si bien se ha reportado que la sistematización reduce la heterogeneidad hídrica respecto de lotes no sistematizados (Solari y Muschietti Piana, 2010), nuestros resultados muestran que dicha homogeneización no es constante, sino dependiente del régimen hídrico antecedente. Asimismo, la diferenciación observada en la cresta durante 2025 coincide con la generación de microambientes contrastantes descrita por Siriri et al. (2005).

CONCLUSIONES

La adopción de terrazas agrícolas en zonas con alto potencial de erosión hídrica en la provincia de Córdoba presenta una variabilidad considerable, con niveles de implementación que alcanzan hasta el 37% en ciertas áreas. Esto evidencia una incorporación significativa de prácticas conservacionistas, aunque aún con margen de expansión.

A escala de lote, la sistematización mediante terrazas de desagüe no elimina la variabilidad hídrica intralote, sino que su expresión depende del régimen de precipitaciones antecedente. Los resultados evidencian que el efecto topográfico asociado a la terraza se manifiesta principalmente bajo condiciones de perfil recargado, donde emergen diferencias estructurales entre posiciones, particularmente en la cresta. En escenarios de baja recarga, en cambio, la heterogeneidad hídrica es generalizada y domina sobre el efecto posicional.

En conjunto, estos hallazgos indican que la eficiencia hidrológica de las terrazas debe analizarse en función del contexto climático y no como un atributo estático del sistema. Esta

dinámica tiene implicancias para el manejo diferencial intralote y para la interpretación de los efectos productivos asociados a la sistematización.

AGRADECIMIENTOS
Trabajo financiado a través de un Proyecto de Investigación, Desarrollo Tecnológico y Artístico de la SeCyT-UNC (PIDTA)

BIBLIOGRAFÍA

Casas, R. R., Godagnone, R. E., y de la Fuente, J. C. (2022). Evaluación y cartografía de la erosión hídrica en la Argentina.

Cisneros, J., Cholaky, C., Cantero Gutiérrez, A. L. B. E. R. T. O., González, J., Reynero, M., Diez, A., ... y Degioanni, A. (2012). Erosión hídrica. *Principios y técnicas de manejo*.

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Gaitán, J., Navarro, M. F., Tenti Vuegen, L., Pizarro, M. J., Carfagno, P., y Rigo, S. (2017). Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina. Colección: Investigación, desarrollo e innovación INTA. Ediciones INTA.

Hang, S. B., Negro, G. J., Becerra, M. A., Rampoldi, E. A. Suelos de Córdoba: Variabilidad de las propiedades del horizonte superficial. Universidad Nacional de Córdoba, 100p.

Kosmowski, F. (2018). Soil water management practices (terraces) helped to mitigate the 2015 drought in Ethiopia. Agricultural water management, 204, 11-16.

Liu, C. A., Li, F. R., Zhou, L. M., Zhang, R. H., Lin, S. L., Wang, L. J., ... y Li, F. M. (2013). Effect of organic manure and fertilizer on soil water and crop yields in newly-built terraces with loess soils in a semi-arid environment. Agricultural Water Management, 117, 123-132.

Pietrarelli, L., Zamar, J. L., Arborno, M., Sanchez, J., y Leguía, H. L. (2014). Efectos de un cultivo de cobertura invernal consociado sobre la dinámica hídrica y la producción del cultivo estival en la región central de Córdoba, Argentina. *Agriscientia*, *31*(1), 43-48.

Romero-Díaz, A., de Vente, J., y Díaz-Pereira, E. (2019). Evaluación de los servicios ecosistémicos proporcionados por las terrazas agrícolas. Pirineos, 174.

Siriri, D., Tenywa, M. M., Raussen, T., y Zake, J. K. (2005). Crop and soil variability on terraces in the highlands of SW Uganda. Land Degradation y Development, 16(6), 569-579.

Solari, F., y Muschetti Piana, M. (2010). Efecto en el escurrimiento de un sistema de terrazas en cultivo de soja bajo siembra directa. Congreso Europeo de Agricultura de Conservación.

Wei, W., Chen, D., Wang, L., Daryanto, S., Chen, L., Yu, Y., ... y Feng, T. (2016). Global synthesis of the classifications, distributions, benefits and issues of terracing. Earth-Science Reviews, 159, 388-403.

Wolka, K., Mulder, J., y Biazin, B. (2018). Effects of soil and water conservation techniques on crop yield, runoff and soil loss in Sub-Saharan Africa: A review. Agricultural water management, 207, 67-79.

COMPARACIÓN DE SECUENCIAS DE USOS DE SUELO EN LA GENERACIÓN DE ESCURRIMIENTOS Y SEDIMENTOS EN PARCELAS AFORADAS

Berardi, J. A.[1*], Spinozzi, J.[1], Gentilini, M.[1], Santa Cruz, L.[1], Vietto, F.[1], Piancatelli, L.[1], Aquilano, J.[1], Ambrogio, M.[1], Daffada, D.[1], Di Leo, N.[1, 2], Montico, S.[1, 2]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario; [2] IICAR. CONICET; [*] Campo Experimental Villarino S/N, (S2125) Zavalla, Prov. de Santa Fe, jose.berardi@unr.edu.ar

RESUMEN: El presente trabajo evaluó el efecto de distintas secuencias de uso del suelo sobre la generación de escurrimiento superficial y la pérdida de sedimentos por erosión hídrica en un Argiudol del sur de Santa Fe. El ensayo se realizó en el Campo Experimental Villarino (Zavalla), bajo un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones, utilizando parcelas aforadas móviles de 60 m². Se compararon tres tratamientos: soja de primera (S), cultivo de servicio de Vicia villosa seguido de maíz (CS/MZ) y trigo/soja de segunda (T/S). Durante la campaña se registraron 14 eventos de precipitación (772,8 mm acumulados), de los cuales seis generaron escurrimiento medible. Luego de cada evento se cuantificó el volumen escurrido ($m^3\ ha^{-1}$) y la masa de sedimentos transportados ($t\ ha^{-1}$), y los datos fueron analizados mediante ANOVA y test de Tukey ($p \leq 0,10$). En el período invernal no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos, probablemente debido a la baja intensidad de las lluvias. En el período estival, aunque el escurrimiento no mostró diferencias estadísticas, se observaron tendencias claras: S presentó el mayor volumen acumulado anual (1602,22 $m^3\ ha^{-1}$), seguido por CS/MZ (1479,00 $m^3\ ha^{-1}$), mientras que T/S registró los menores valores (729,57 $m^3\ ha^{-1}$). En cuanto a la pérdida de sedimentos, las diferencias fueron significativas en verano y en el total anual, siendo S el tratamiento con mayor pérdida (1,79 $t\ ha^{-1}$) y T/S el de menor magnitud (0,25 $t\ ha^{-1}$), reduciendo las pérdidas en 86% respecto de S. Los resultados evidencian que secuencias con mayor intensidad de rotación y cobertura superficial disminuyen la erosión hídrica, especialmente bajo condiciones estivales, destacando su importancia como estrategia de conservación y sustentabilidad de los sistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Erosión, Escurrimiento, Sedimento.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, los sistemas agropecuarios de Argentina atravesaron un marcado proceso de agriculturización, impulsado por la incorporación de innovaciones tecnológicas como la mejora genética, el uso de agroquímicos y la adopción del sistema de siembra directa (SD) (García et al., 2000). A partir de la década del ’90 del siglo pasado, la SD se expandió rápidamente en los sistemas de producción, favorecida por la amplia difusión de sus ventajas, entre las que se destacaban la protección del suelo frente a la degradación causada por factores climáticos y una mejor eficiencia en el uso del agua. Sin embargo, este crecimiento sostenido no estuvo adecuadamente acompañado por otras prácticas clave de manejo, como la rotación de cultivos (Gerster, 2008).

En este contexto económico y tecnológico, se produjo una expansión de la frontera agrícola mediante la incorporación de tierras previamente destinadas a la ganadería y a praderas naturales, orientándose principalmente hacia la producción de cultivos anuales y, en particular, al monocultivo de soja (FAO, 2016). Este esquema, caracterizado por una escasa incorporación de residuos, se constituyó en una de las principales causas del progresivo deterioro físico y químico del suelo (Studdert et al., 2017). Asimismo, el aumento de la

compactación superficial y subsuperficial fue restringiendo la infiltración del agua de lluvia en el perfil, incrementando el escurrimiento superficial y, con ello, la vulnerabilidad a la erosión hídrica (EH), incluso bajo sistemas de labranza cero (Maggi et al., 2016).
La intensificación de las secuencias de cultivos mediante la inclusión de alternativas invernales podría contribuir significativamente a la protección del suelo frente a la EH al favorecer una mayor cobertura superficial y una mejora en la estructura edáfica (Caviglia et al., 2013). En este sentido, los cultivos de servicios (CS) y las gramíneas invernales como el trigo, constituyen herramientas estratégicas para reducir el impacto directo de las precipitaciones, disminuir la velocidad del escurrimiento superficial y promover una mayor infiltración de agua. El incremento en los aportes de residuos vegetales no solo mejora la estabilidad de los agregados, sino que también actúa como barrera física frente al arrastre de partículas, atenuando así los procesos erosivos. El presente trabajo tiene por objetivo la cuantificación de los escurrimientos generados y la pérdida de sedimentos, en secuencias agrícolas con distinta intensidad de rotación de usos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en el Campo Experimental Villarino de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario, ubicado en Zavalla, Santa Fe (33°01′ S; 60°54′ O), sobre un lote de 1,17 ha con antecesor soja bajo sistema de labranza reducida y una pendiente media del 1,1 %.
Los tratamientos evaluados fueron: i) soja de primera (S); ii) cultivo de servicio de Vicia villosa seguido de maíz (CS/MZ); y iii) trigo/soja de segunda (TS). El cultivo de servicio se sembró a mediados de mayo y se suprimió a comienzos de octubre. Los cultivos de renta, tanto invernales como estivales, se implantaron y cosecharon en fechas óptimas según especie, y su manejo agronómico se realizó de acuerdo con tecnologías de nivel medio utilizadas en la región. Durante el período experimental se registró 772,8 mm de precipitación acumulada, donde 181 mm ocurrieron durante el ciclo de los cultivos invernales (mayo a octubre). El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Cada tratamiento se asignó a una parcela aforada móvil (PAM) (Figura 1).
Las PAM se construyeron con zócalos de zinc de 20 cm de altura, enterrados 10 cm en el suelo. Cada parcela tuvo dimensiones de 15 m de largo por 4 m de ancho, delimitando una superficie de captación de 60 m². Las parcelas se instalaron en el sentido de la pendiente para conducir el escurrimiento superficial y los sedimentos hacia una primera caja estabilizadora abierta ubicada en el punto de aforo. En esta caja, el volumen total escurrido se dividió, derivándose un décimo del caudal hacia una segunda caja estabilizadora cerrada. En esta última, el flujo se volvió a fraccionar, colectándose finalmente el 5% del volumen recibido en un tanque receptor. El excedente fue derivado fuera del sistema mediante dispositivos de descarga. En esta estructura se cuantificó el volumen de agua escurrida y la masa de sedimentos transportados (Figura 1).

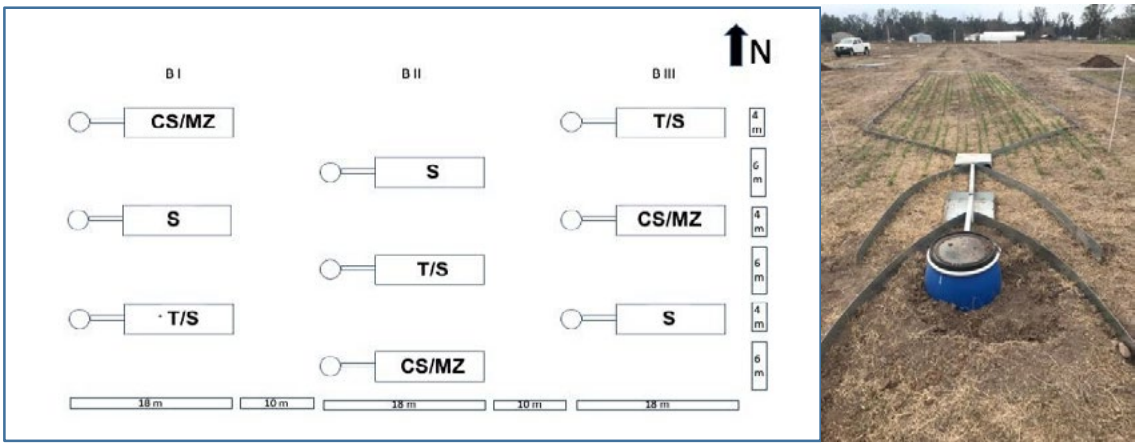


Figura 1. Diseño del ensayo (izq.) con imagen de las parcelas aforadas utilizadas (der.).

Luego de cada evento de precipitación con generación de escurrimiento, se registró el volumen colectado en los tanques receptores y se procedió al muestreo de sedimentos. Para ello, el contenido del tanque se agitó a fin de homogeneizar la suspensión, y se extrajeron alícuotas con vasos de precipitados. Las muestras se secaron en estufa a 105 °C hasta peso constante y posteriormente se pesaron en balanza analítica para determinar la masa de sedimentos. Los valores de escurrimiento y pérdida de sedimentos se expresaron en $m^3\ ha^{-1}$ y $t\ ha^{-1}$, respectivamente.

Durante la campaña se registraron 14 eventos de precipitación; sin embargo, solo seis presentaron intensidades suficientes para generar escurrimiento y permitir la recolección de agua y sedimentos.

Los datos obtenidos se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA) y comparación de medias mediante el test de Tukey, considerando un nivel de significancia de $p \leq 0,10$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se presentan los valores acumulados de cada una de las precipitaciones en estudio y los valores promedio de escurrimientos y pérdida de sedimentos medidos para cada tratamiento.

Tabla 1. Promedios de escurrimientos y sedimentos colectados por evento de precipitación.

Tratamientos	**Septiembre**	**Octubre**	**Diciembre**	**Febrero**	**Marzo**	**Abril**
Preciptación (mm)	83	98	49	113	74	142
Promedio Escurrimientos ($m^3.ha^{-1}$)						
S	14,7	149,6	426,7	258,6	316,7	666,7
T/S	0	167	5	210,8	68,3	451,1
CS/MZ	34,7	380,7	14,7	450	636,7	515,2
Promedio Sedimentos ($t.ha^{-1}$)						
S	0,01	0,05	0,47	0,38	0,47	0,72
T/S	0	0,03	0	0,25	0,15	0,14
CS/MZ	0,06	0,13	0,01	0,24	0,26	0,69

En la tabla 2 se presentan los valores promedios de los escurrimientos y sedimentos acumulados durante todo el experimento, discriminando los períodos invernales y estivales.

Tabla 2. Valores acumulados de escurrimientos y sedimentos.

Tratamiento	Período invernal	Período estival	Total anual
Escurrimiento en $m^3.ha^{-1}$			
S	154,45 a	1447,78 a	1602,22 a
CS/MZ	234,44 a	1244,56 a	1479,00 a
T/S	111,33 a	618,33 a	729,57 a
Sedimentos en $t.ha^{-1}$			
S	0,06 a	1,73 a	1,79 a
CS/MZ	0,13 a	1,02 ab	1,15 ab
T/S	0,02 a	0,23 b	0,25 b

Medias de tratamientos con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,10)

Escurrimiento superficial

En el período invernal, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p > 0,10$), lo cual podría deberse a la baja cantidad e intensidad de los eventos de precipitación registrados en dicho período. Esto concuerda con observaciones previas donde, la baja

intensidad de las lluvias reduce las diferencias en las pérdidas de agua superficial entre diferentes manejos rotacionales (Capurro & Montico, 2019).

Durante el período estival, tampoco se hallaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,10$). No obstante, el tratamiento S presentó el mayor volumen de escurrimiento (1447,78 $m^3\ ha^{-1}$), mientras que T/S mostró una marcada reducción (618,33 $m^3\ ha^{-1}$). Esta tendencia se mantuvo en los resultados del escurrimiento acumulado anual, donde T/S (729,57 $m^3\ ha^{-1}$) fue el tratamiento que menos escurrimiento generó en comparación con S (1602,22 $m^3\ ha^{-1}$) y CS/MZ (1479,00 $m^3\ ha^{-1}$).

Estos resultados, coinciden con autores que destacan que la presencia de cobertura incrementa la rugosidad superficial y disminuye la energía de impacto de las gotas, favoreciendo la infiltración y reduciendo el escurrimiento (Alvarez et al., 2017)

Pérdida de sedimentos

Las pérdidas de sedimentos siguieron una tendencia similar al escurrimiento, con valores bajos en invierno (≤0,13 t ha^{-1}) y mayores diferencias en verano.

En el período invernal, las diferencias no resultaron estadísticamente significativas.

Por el contrario, en el periodo estival, las diferencias resultaron estadísticamente significativas ($p > 0,10$), donde, S registró la mayor pérdida de suelo (1,73 t ha^{-1}), mientras que T/S fue significativamente menor (0,23 t ha^{-1}).

Respecto a los valores acumulados anuales, T/S redujo las pérdidas de suelo en un 86 % respecto de S y en un 78 % respecto de CS/MZ, siendo las diferencias entre tratamientos, estadísticamente significativas ($p > 0,10$).

La reducción simultánea de escurrimiento y sedimentos en T/S sugiere que las prácticas de manejo que aumentan la cobertura y mejoran la condición superficial del suelo son efectivas para mitigar procesos erosivos. Esto concuerda con estudios, donde se demuestra que la simplificación de cultivos favorece la generación de escurrimiento y la pérdida de sedimentos, mientras que prácticas conservacionistas como la siembra directa combinada con rotacionesmas intensas y niveles altos de cobertura reducen dichos efectos de manera considerable (Chagas y Behrends Kraemer, 2018; Vangeli et al., 2025)

CONCLUSIONES

Los resultados evidencian que el manejo de la intensidad de rotación tuvo un impacto determinante sobre la dinámica del escurrimiento y la pérdida de sedimentos, especialmente durante el período estival, cuando se presentaron los factores climáticos más favorables para el proceso erosivo. El tratamiento T/S redujo significativamente tanto el volumen de escurrimiento como la pérdida anual de suelo respecto de S y CS/MZ, mostrando un mejor desempeño como práctica de conservación de suelos. En este contexto, la implementación de prácticas conservacionistas se consolida como una estrategia efectiva para preservar la calidad física del suelo. Su adopción resulta fundamental para sostener la productividad y la sustentabilidad de los agroecosistemas argentinos a largo plazo. Es por ello, que resulta sumamente importante continuar esta línea de investigación con otras situaciones climáticas y con otras prácticas de manejo.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez, R., Steinbach, H. S. y de Paepe, J. L. (2017). Cover crop effects on soils and subsequent crops in the Pampas: A meta-analysis. *Soil & Tillage Research, 170*, 53–65. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005.

Capurro, J. y Montico, S. (2019). Effect of cover crops on water and soil losses due to hydric erosion. CURIHAM. https://doi.org/10.35305/curiham.v26i0.147.

Caviglia, O. P., Novelli, L., Gregorutti, V. C., Van Opstal, N. V. y Melchiori, R. J. (2013). Cultivos de cobertura invernales: Una alternativa de intensificación sustentable en el centro-oeste de Entre Ríos. En: Contribución de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción (pp. 148–157). INTA.

Chagas, C. I. y Behrends Kraemer, F. (2018). Escurrimiento, erosión del suelo y contaminación de los recursos hídricos superficiales por sedimentos asociados a la actividad agropecuaria extensiva. Universidad de Buenos Aires.

FAO. (2016). Situación de los bosques del mundo. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
García, F. O., Ambroggio, M. y Trucco, V. (2000). No-tillage in the Pampas of Argentina: A success story. Better Crops International, 14, 24–27
Gerster, G. (2008). Compactación por tránsito de maquinarias en un Argiudol típico. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Rosario.
Maggi, A. E., Behrends Kraemer, F. M., Introcaso, R. M. y Thompson, D. (2016). Caracterización física y química de un Argiudol vértico de la Pampa Ondulada con erosión hídrica en surco y entresurco. Ciencia del Suelo, 34(1), 113–126.
Studdert, G. A., Domingo, M. N., García, G. V., Monterubbianesi, M. G. y Domínguez, G. F. (2017). Carbono orgánico del suelo bajo sistemas de cultivo contrastantes y su relación con la capacidad de proveer nitrógeno. Ciencia del Suelo, 35(2), 285–299.
Vangeli, S., Behrends Kraemer, F., Castiglioni, M. G., y Chagas, C. I. (2025). Croplands expansion and agricultural management changes: Soil erosion scenarios in the Rolling Pampa (Argentina). Geoderma Regional, 42, e00994. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2025.e00994.

CULTIVO DE MANÍ: IMPACTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO EN AMÉRICA, BUENOS AIRES

Caffaro, M. M.[1*], Steinbach, H. S.[1], Nocerez, A. S.[1], Rimski-Korsakov, H.[1], Alvarez, C. R.[1]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. *caffaro@agro.uba.ar

RESUMEN: La expansión del cultivo de maní (*Arachis hypogaea L.*) en la región pampeana genera interrogantes sobre su impacto en la calidad física del suelo debido a la intensa remoción durante la cosecha. Este trabajo evaluó este efecto en un suelo franco-arenoso de América, provincia de Buenos Aires, mediante un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones, comparando tratamientos Maní y Soja. Luego de la cosecha, se midieron densidad aparente, infiltración, resistencia mecánica y calidad estructural (prueba de estallido). En forma complementaria, se midió la humedad gravimétrica del suelo para interpretar los resultados de resistencia mecánica en función del contenido hídrico. Los datos se analizaron mediante ANOVA y test de Tukey. Los resultados mostraron que el tratamiento Maní presentó menor densidad aparente en la capa 0–10 cm respecto a Soja, efecto atribuible a la remoción durante la cosecha. No se observaron diferencias significativas en infiltración ni en calidad estructural. Sin embargo, la resistencia mecánica fue significativamente mayor en Maní a partir de los 10 cm de profundidad, asociándose a menores contenidos de humedad y posible compactación en la cosecha. En varias profundidades, los valores superaron el umbral crítico para el crecimiento radical. En conjunto, los resultados indican que el cultivo de maní genera efectos contrastantes: mejora propiedades físicas superficiales (reduce la densidad aparente), pero incrementa significativamente la resistencia mecánica en profundidad, potencialmente limitante para las raíces. Esta información resulta relevante para evaluar la sustentabilidad de rotaciones agrícolas que incluyen maní en suelos de la región pampeana.

PALABRAS CLAVE: maní, propiedades físicas del suelo, rotaciones agrícolas.

938

INTRODUCCIÓN

La superficie sembrada de cultivo de maní (*Arachis hypogaea L.*) en la Argentina muestra un crecimiento en el período 2019–2024 que se explica principalmente por la expansión sostenida de la Provincia de Córdoba y, sobre todo, por la incorporación acelerada de superficie en Buenos Aires y La Pampa. En 2019, el total nacional alcanzaba 369.000 ha, mientras que en 2024 llegó a 533.000 ha, representando un incremento del orden del 45 % en el período analizado. En ese contexto Buenos Aires se posiciona como la segunda provincia en importancia y es la que muestra el mayor crecimiento relativo reflejando una clara expansión del cultivo hacia nuevas áreas de la región pampeana (SAGPyA, 2025). El cultivo de maní se caracteriza por una cosecha que implica una intensa remoción del suelo, lo que ha generado preocupación respecto a su posible impacto sobre la calidad edáfica y la sustentabilidad de los sistemas productivos. Propiedades físicas, como la densidad aparente, la infiltración y la resistencia mecánica, resultan determinantes para el crecimiento radicular, la dinámica del agua y la estabilidad estructural. Las modificaciones en estas propiedades pueden afectar tanto la productividad de los cultivos como la conservación del recurso suelo. En este contexto, resulta necesario generar información local que permita evaluar el comportamiento de los suelos frente a la inclusión del cultivo de maní en las rotaciones agrícolas. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cultivo de maní sobre distintas propiedades físicas del suelo en un sistema agrícola de la localidad de América, provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se desarrolló en la localidad de América (Establecimiento La María Elena SA), Provincia de Buenos Aires. Para la caracterización general del suelo del ensayo se obtuvo una muestra compuesta por bloque y profundidad 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm conformada por 10 submuestras. En estas muestras se determinó la composición granulométrica por Bouyoucos (Bouyoucos, 1936), pH por potenciometría, relación suelo:agua: 1:2,5 (Thomas, 1996), conductividad eléctrica (CE) por conductimetría sobre extracto de saturación (Rhoades, 1996), carbono orgánico por Walkley & Black (Nelson & Sommers, 1996), P extractable (Bray y Kurtz, 1945) y NAN (Wyngaard et al., 2025) (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedios y error estándar (EE) para las diferentes profundidades de la composición granulométrica, conductividad eléctrica (CE), pH, carbono orgánico (CO), P extractable y NAN.

Prof.	Arena	Limo	Arcilla	CE	pH	CO	P ext	NAN
		%		dS/m		%	ppm	ppm
0-10 cm	56,77 (0,49)	25,43 (0,96)	17,80 (0,49)	0,48 (0,02)	7,47 (0,09)	1,53 (0,08)	20,97 (1,07)	63,93 (8,87)
10-20 cm	58,33 (0,55)	23,43 (0,24)	18,30 (0,56)	0,30 (0,02)	7,77 (0,27)	0,95 (0,02)	8,70 (0,70)	22,07 (2,28)
20-30 cm	59,63 (0,13)	21,17 (0,07)	19,23 (0,09)	0,28 (0,03)	7,87 (0,03)	0,74 (0,03)	7,37 (0,32)	20,37 (3,19)

El ensayo contó con dos tratamientos: Soja y Maní, bajo un diseño en bloques completos con 3 bloques. El muestreo de las propiedades físicas se realizó luego de la cosecha de cada cultivo.

La densidad aparente (DAP) se determinó por el método del cilindro (100 cm^3) (Burke et al., 1986) en las profundidades 2,5-7,5 cm, 12,5-17,5 cm y 22,5-27,5 cm, representativas de los estratos 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm respectivamente. En cada uno de los 3 bloques se tomaron 5 repeticiones de cada profundidad. La infiltración se determinó mediante infiltrómetro de anillo simple y probeta modelo INTA Anguil. En cada bloque se realizaron 4 mediciones.

La resistencia mecánica (RM) del suelo se determinó de 0-30 cm en intervalos de 5 cm, con penetrómetro de golpes (dinámico; modelo Villegas). En cada bloque se realizaron 5 mediciones. Paralelamente se tomaron muestras de suelo a la par de las mediciones de RM de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-25 y 25-30 cm conformando una muestra compuesta (5 submuestras) por bloque para determinar la humedad gravimétrica (HG) en cada profundidad y hacer la lectura apareada de la resistencia mecánica con la humedad edáfica.

La calidad estructural se evaluó por el método de la Prueba de estallido (Drop Test, Noellemeyer, 2021). Para ello, se extrajo un monolito de suelo de 20 × 20 × 20 cm, el cual fue dejado caer desde una altura de 1,5 m. Los agregados resultantes se clasificaron en tres fracciones de tamaño (< 5 cm, 5–10 cm y > 10 cm), se pesaron y se calculó la proporción relativa de cada fracción. Se realizó una determinación por tratamiento en cada bloque.

Los datos fueron analizados mediante análisis de varianza (ANOVA) y test de Tukey para comparación de medias. En aquellas variables evaluadas en más de una profundidad, el análisis estadístico se realizó de manera independiente para cada estrato.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente

En el estrato 0-10 cm el tratamiento Soja presentó una mayor densidad aparente que Maní ($p=0,014$) (Figura 1), en tanto en las profundidades subsuperficiales no se detectaron diferencias significativas. En ambos tratamientos se observó un patrón similar de variación de la DAP con la profundidad, con menores valores en el estrato más superficial, caracterizado por una mayor abundancia de raíces y mayor contenido de materia orgánica

que generan porosidad y agregación. Los menores valores superficiales de DAP (0 a 10 cm) en Maní se asocian a la remoción del suelo durante la cosecha del cultivo que genera una estructura más suelta en los primeros centímetros del perfil.
Los valores de densidad aparente obtenidos (mínimo de 1,26 y máximo de 1,58 g cm^{-3}) se ubican dentro del rango esperado para suelos de textura arenosa a franco-arenosa característicos de la región en estudio, no evidenciando situaciones de compactación (Daddow & Warrington, 1983; Reichert et al., 2009).

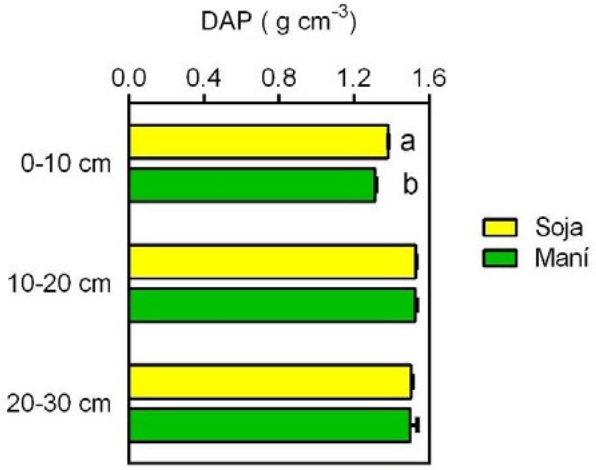


Figura 1. Densidad aparente (DAP) promedio para las diferentes profundidades de cada tratamiento. Líneas: error estándar.

940

Infiltración
En la infiltración no se detectaron diferencias estadísticamente significativas (p= 0,991) entre tratamientos (Figura 2). Se concluye que ambos cultivos (Soja y Maní) generan condiciones semejantes en cuanto a la dinámica de infiltración. Los valores de infiltración son acordes a la composición granulométrica de estos suelos.

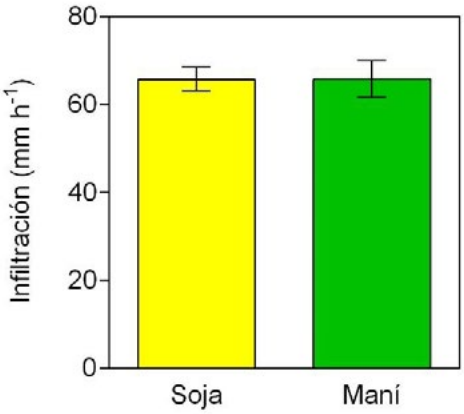


Figura 2. Infiltración (mm h^{-1}) en cada tratamiento. Líneas: error estándar.

Resistencia mecánica y humedad gravimétrica
En los primeros 5 cm Maní presentó igual resistencia mecánica que Soja a pesar de tener menor contenido de humedad. Esta situación está en línea con la menor DAP de Maní producto de la remoción del suelo en la cosecha. Sin embargo, a partir de los 10 cm el tratamiento Maní presentó mayores resistencias mecánicas que Soja ($p<0,05$) (Figura 3A). Esta diferencia puede atribuirse al modo de cosecha y sus efectos posteriores. El arrancado afloja los primeros centímetros del perfil (reduce la capacidad portante), y transmite tensiones hacia la capa inmediatamente inferior, lo que incrementa la resistencia en ese estrato. En todas las profundidades el tratamiento Maní presentó menor humedad que Soja

(p<0,05) (Figura 3B). Se encontró una relación inversa significativa entre el contenido de humedad y la resistencia mecánica (R^2=0,26; p=0,0017, datos no presentados). Al analizar los resultados, se observa que varios valores medios de resistencia mecánica superan el umbral de 2 MPa, considerado crítico para la penetración radicular (Soil Survey Division Staff, 1993). En particular, en el tratamiento Maní en las profundidades entre 15 y 30 cm supera este valor crítico.

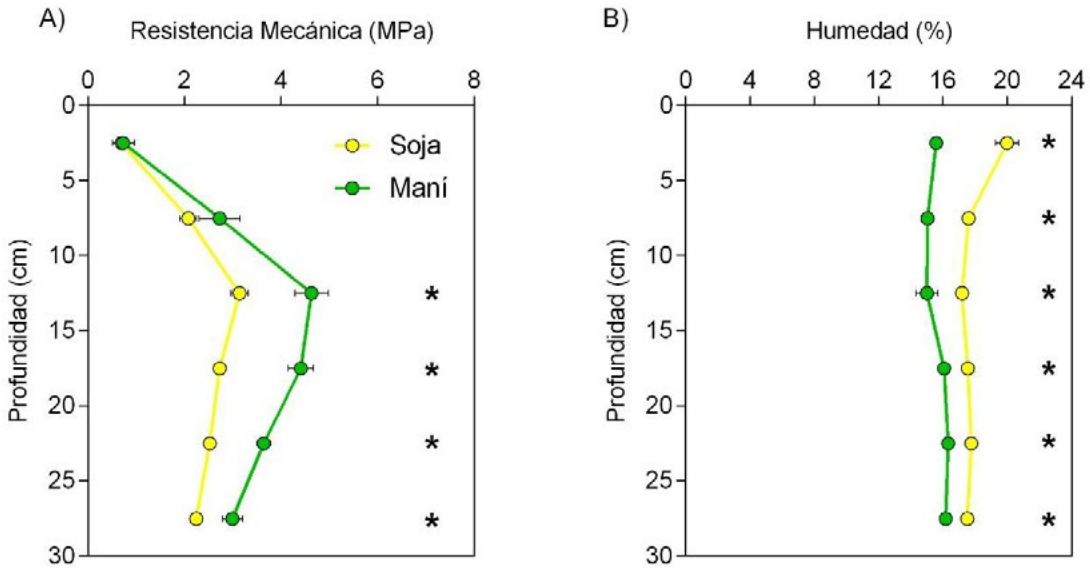


Figura 3. A) Resistencia mecánica y B) Humedad gravimétrica promedio para las diferentes profundidades de cada tratamiento. Líneas: error estándar. * p>0,05.

Prueba de estallido

La prueba de estallido no mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en la proporción de los distintos tamaños de agregados (Figura 4).

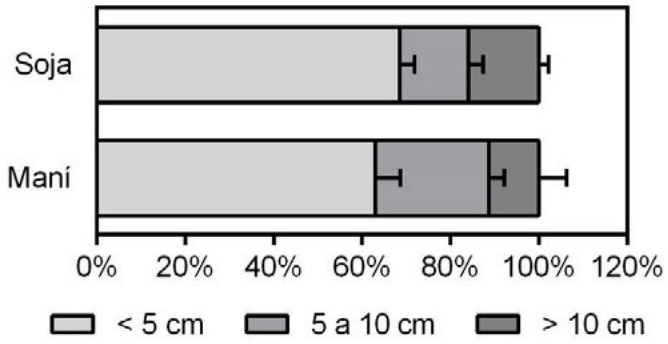


Figura 4. Proporción relativa de tamaños de agregados resultantes de la Prueba de estallido (%). Líneas: error estándar.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permitieron evaluar el impacto del cultivo de Maní sobre diferentes propiedades físicas en la localidad de América, provincia de Buenos Aires. El cultivo de Maní se asoció con una menor DAP en la capa superficial (0–10 cm) respecto al tratamiento sin Maní, asociado a la remoción del suelo durante la cosecha. La resistencia mecánica fue mayor en el tratamiento con Maní a partir de los 10 cm de profundidad, asociado a menores contenidos de humedad edáfica, evidenciando la influencia de la humedad del suelo sobre esta variable pero también un potencial efecto negativo de la intensidad de tránsito durante la cosecha y una menor capacidad portante por menor DAP en superficie. La infiltración y la

calidad estructural mediante la Prueba de Estallido no se vieron modificadas por el cultivo de maní. En conjunto, los resultados indican que el cultivo de Maní generó respuestas contrastantes en la calidad física del suelo, caracterizadas por una disminución de la densidad aparente en superficie y un incremento de la resistencia mecánica en profundidad. Este patrón sugiere que el aflojamiento superficial asociado a la cosecha podría reducir la capacidad portante del suelo, favoreciendo la transmisión de tensiones hacia los estratos subsuperficiales. Esta información aporta elementos relevantes para el análisis de la sustentabilidad de rotaciones agrícolas que incluyen maní en suelos de la región pampeana. Futuros estudios deberían incorporar el monitoreo temporal de indicadores adicionales, como la fracción erosionable y la cobertura superficial, para evaluar la persistencia de estos efectos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Grupo CREA America y al establecimiento “La María Elena SA” por la implementación y conducción del ensayo y a Región CREA Oeste Arenoso por el financiamiento de los viajes de muestreo.

BIBLIOGRAFÍA

Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. Soil Science, 59(1), 39–45.

Bouyoucos, G. J. (1936). Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. Soil Science, 42, 225–238.

Burke W; Gabriels, D. y Bouma, J. (1986). Soil structure assessment. A.A. Balkema Publ. Rotterdam.

Daddow, R. L. y Warrington, G. E. (1983). Growth-limiting soil bulk densities as influenced by soil texture (Report WSDG-TN-00005). USDA Forest Service, Watershed Systems Development Group.

Nelson, D. W. y Sommers, L. E., (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En D. L. Sparks et al. (Eds.), Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods (pp. 961–1010). Madison, WI: Soil Science Society of America.

Noellemeyer, E. (2021). Evaluación de la calidad estructural del suelo mediante la prueba de estallido. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, 42, 1–6.

Reichert, J. M., Suzuki, L. E. A. S., Reinert, D. J., Horn, R. y Håkansson, I. (2009). Reference bulk density and critical limits for no-till soils. Soil & Tillage Research, 102, 242–254.

Rhoades, J. D. (1996). Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. In D. L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods (pp. 417–435). Soil Science Society of America, Madison, WI.

SAGPyA (Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca). (2025). Agricultura - Estimaciones agrícolas, https://datos.magyp.gob.ar/dataset/estimaciones-agricolasSoil Survey Division Staff. 1993.

Soil Survey Manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18. 192p.Thomas, G. W. (1996). Soil pH and soil acidity. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis.* Part 3: Chemical Methods (pp. 475–490). Soil Science Society of America, Madison, W I.

Wyngaard, N., Crespo, C., García, G. V., Reussi Calvo, N. I., Rivero, C., Carciochi, W. D., Eyherabide, M., Larrea, G., Angelini, H., Barbieri, P. y Sainz Rozas, H. R. (2025).Nitrogen mineralization potential depletion in pampas (Argentina) croplands following conversion from native grasslands.Geoderma Regional, 40, e00925.

MANEJO GANADERO, PROPIEDADES DEL SUELO Y DINÁMICA DE ALGAS EDÁFICAS EN HUMEDALES DEL RÍO PARANÁ

Casa, V.[1], Magnano, A.[1], Nanni, A. S.[1*]

[1] IIIA, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Escuela de Hábitat y Sostenibilidad, Universidad Nacional de Gral. San Martín (CONICET-UNSAM), Campus Miguelete, 25 de Mayo y Francia. C.P.: 1650. San Martín, Provincia de Buenos Aires. * ananni@unsam.edu.ar.

RESUMEN: Los humedales fluviales del Delta del río Paraná están regulados por pulsos de inundación que controlan la estructura y el funcionamiento del suelo. En este contexto, la expansión de la ganadería extensiva ha introducido un factor adicional de disturbio, modificando la cobertura vegetal y las propiedades físicas del suelo, con implicancias sobre los procesos edáficos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del manejo ganadero sobre las propiedades físicas y funcionales del suelo en un humedal del Delta del Paraná y su relación con la dinámica de las algas edáficas. El estudio se desarrolló en un establecimiento ganadero de las islas Lechiguanas (Entre Ríos), comparando parcelas excluidas al pastoreo y parcelas bajo manejo ganadero tradicional (0,7 UG ha^{-1}). Entre 2012 y 2014 se realizaron muestreos estacionales de vegetación y suelo, evaluando biomasa aérea, cobertura del suelo, densidad aparente, humedad, temperatura, materia orgánica y clorofila-a del suelo, incluyendo un evento de inundación regional ocurrido en 2013. El manejo ganadero redujo significativamente la biomasa aérea y la cobertura vegetal, incrementando la exposición del suelo y la compactación superficial. La densidad aparente fue mayor en los sitios pastoreados, especialmente en los primeros centímetros del suelo, mientras que el contenido de materia orgánica fue mayor en las parcelas excluidas. La humedad y la temperatura del suelo mostraron una fuerte variabilidad temporal asociada a la dinámica hidrológica, con aumentos significativos posteriores a la inundación. La clorofila-a del suelo respondió principalmente al pulso hidrológico, mientras que la composición de las comunidades algales reflejó las condiciones edáficas impuestas por el manejo. Estos resultados indican que la ganadería modifica propiedades clave del suelo que regulan su respuesta frente a los pulsos de inundación, destacando el rol del manejo como factor modulador del funcionamiento edáfico en humedales fluviales.

PALABRAS CLAVE: Ganadería, Densidad aparente, Régimen hidrológico.

INTRODUCCIÓN

Los humedales fluviales del Delta del Paraná presentan una elevada heterogeneidad espacial y una dinámica hidrológica dominada por pulsos de inundación, que regulan el funcionamiento físico, químico y biológico de los suelos (Neiff y Malvárez, 1999; Malvárez, 1999). En las últimas décadas, la expansión de la frontera agrícola produjo un notable desplazamiento del ganado de la región pampeana hacia zonas marginales para la agricultura como los humedales del Delta del río Paraná. En estos sistemas, la ganadería y su manejo generan cambios en la estructura del suelo con consecuencias directas sobre la capacidad del suelo para absorber, retener y drenar el agua (Quintana et al., 2014; Magano et al., 2019).

Por otro lado, las comunidades microalgales del suelo están estrechamente vinculadas a las condiciones físicas e hídricas del sustrato y responden rápidamente a las variaciones en la humedad y la estabilidad superficial, actuando como buenas indicadoras de cambios (Foets & Pinseel, 2024).

El objetivo de este trabajo fue evaluar cómo el manejo ganadero modifica las propiedades físicas y funcionales del suelo en un humedal del Delta del Paraná y cómo estos cambios condicionan la respuesta de la comunidad microalgal del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en un establecimiento de uso ganadero extensivo ubicado en el humedal formado por la llanura de inundación del río Paraná. Esta región se distingue por una dinámica hidrológica altamente variable, dominada por pulsos de inundación vinculados a las crecidas del río Paraná. Dicha dinámica, junto con las condiciones climáticas locales, resulta clave para el mantenimiento de la biodiversidad y la integridad ecológica del área, favoreciendo además procesos de colonización por parte de plantas vasculares, insectos y especies de peces de importancia económica (Magnano et al., 2019; Nanni et al., 2021).

El trabajo de campo se llevó a cabo en la media loma de un campo privado dedicado a la ganadería extensiva, localizado en las islas Lechiguanas, en la provincia de Entre Ríos. Se delimitó una parcela sin pastoreo (2500 m²) mediante un cerco eléctrico, mientras que un área contigua de igual superficie se mantuvo bajo manejo ganadero tradicional (Figura 1.A). En esta última, la carga animal fue de 0,7 unidades ganaderas por hectárea. En julio–agosto/2013, el nivel del río superó el umbral regional de inundación, provocando una inundación temporaria del área de estudio. Durante este evento, el río alcanzó un nivel medio mensual de 2,8 m en la estación hidrométrica de Ramallo.

Vegetación

Los muestreos se realizaron estacionalmente, desde el invierno 2012 al otoño 2014. En cada fecha de muestreo se estimó la biomasa aérea mediante la cosecha de diez cuadrantes de 0,120 m^2 para cada tratamiento (excluido el ganado y pastoreado). Asimismo, sobre estos cuadrantes se recolectó la broza para el caso del alto y ambas medias lomas. Las cosechas se realizaron de manera aleatoria y para que las mismas sean independientes, no se volvió a cosechar en el mismo sitio. En el laboratorio, el material recolectado fue separado por especie (en verde, seco y reproductivo) para las 3 posiciones más altas del gradiente topográfico y secado posteriormente en estufa a 60 ºC al menos durante 72 hs hasta alcanzar un peso constante. También se estimó, por sitio de muestreo, el porcentaje de suelo desnudo en parcelas de 4 m^2. Se evaluó la existencia de posibles diferencias significativas mediante modelos lineales generalizados, mediante los programas Infostat y R.

944

Propiedades del suelo

En los mismos muestreos y sitios de muestreo de la vegetación, se evaluaron las propiedades físicas y químicas del suelo en la capa superficial. La densidad aparente se estimó mediante el método del cilindro (Figura 1.B), extrayendo muestras de suelo no disturbado con cilindros metálicos de volumen conocido, insertados manualmente en los primeros centímetros del suelo. Las muestras fueron secadas en estufa hasta peso constante y la densidad aparente se calculó como el cociente entre la masa de suelo seco y el volumen del cilindro (ver Magnano, 2017). Entre abril de 2013 y marzo de 2014, la temperatura subsuperficial del suelo se midió en cinco sitios por tratamiento mediante un termómetro de suelo (Figura 1.D). Asimismo, se recolectaron cinco muestras compuestas por tratamiento utilizando barrenos plásticos estériles de 16 mm de diámetro, las cuales fueron congeladas y trasladadas al laboratorio (Figura 1.C). Con ellas se determinó el contenido de humedad (%H_2 O) y materia orgánica (%MO) del suelo, a partir de diferencias de peso entre material fresco, seco y libre de cenizas. Otro subconjunto se utilizó para estimar la clorofila *a* del suelo mediante extracción con DMSO, de acuerdo con el método de Hawkes and Fletchner (2002) modificado por González Garraza et al. (2011), con corrección por feopigmentos.

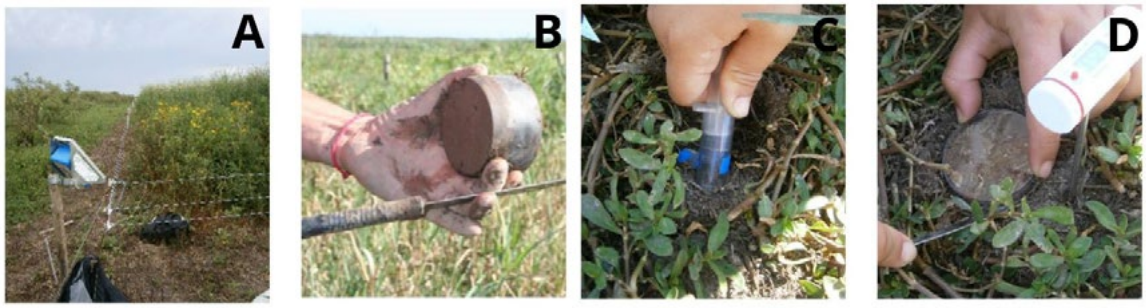


Figura 1: A. Parcela clausurada al ganado; B. Muestreo de densidad aparente; C. Muestreo para parámetros edáficos superficiales; D: Muestreo de microalgas de suelo y temperatura.

Comunidad microalgal del suelo

Entre abril de 2013 y marzo de 2014, en cada tratamiento se seleccionaron cinco parcelas. En cada una de ellas se recolectaron tres placas de Petri estériles de 45 mm (réplicas), las cuales fueron transportadas al laboratorio en condiciones de oscuridad y refrigeración (Figura 1.D). Allí, se dispusieron cubreobjetos estériles sobre la superficie de cada placa, previamente humedecida con agua estéril, y se incubaron durante 48 h a temperatura ambiente y bajo luz natural. Posteriormente, los cubreobjetos con el material algal adherido se retiraron y observaron al microscopio óptico. Los análisis cualitativos y semi-cuantitativos de las microalgas del suelo se realizaron mediante microscopía óptica (Olympus BX-41, aumento total ×1000). La identificación taxonómica se efectuó al menor nivel posible utilizando bibliografía especializada. El análisis semi-cuantitativo se basó en tres réplicas, contabilizando 400 células por réplica para estimar la abundancia relativa de once grupos algales definidos según afinidad taxonómica y morfología: Cyanobacteria (Chroococcales, Cy_CHRO; Oscillatoriales, Cy_OSCI), Euglenophyceae (Eu_EUGL), Chlorophyta flageladas (Ch_FLAG), cocoides (Ch_COCC), filamentosas de Chlorophyta y Tribophyta (Ch_FILA), y Bacillariophyceae: diatomeas céntricas (Ba_CENT), Naviculaceae (Ba_NAVI), Pinnularia de gran tamaño (Ba_PINN), Nitzschia + Hantzschia (Ba_N+H) y Eunotia + Surirella + Fragilaria (Ba_E+S+F).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Vegetación y suelos

Las propiedades biológicas, físicas y químicas del suelo evidenciaron cambios consistentes con el efecto del manejo ganadero. Las condiciones ambientales del suelo mostraron una marcada variabilidad temporal asociada a la estacionalidad y a la dinámica hidrológica.

La estructura de la vegetación presentó diferencias claras asociadas al manejo ganadero. Los sitios excluidos mostraron valores significativamente mayores ($p < 0,05$) de biomasa aérea verde y seca, así como de producción de broza, en comparación con los sitios pastoreados. Esta mayor acumulación de material vegetal en superficie se tradujo en una cobertura más alta y estable del suelo (Figura 2), favoreciendo su protección frente al pisoteo y a la acción directa de los eventos hidrológicos.

En contraste, en los sitios pastoreados la menor cobertura vegetal viva y la reducción de biomasa seca y broza limitaron los aportes de residuos vegetales al suelo, incrementando la exposición del sustrato y el impacto del pisoteo. Estas diferencias en la estructura de la vegetación se reflejaron en el contenido de materia orgánica del suelo, que fue significativamente mayor en los sitios excluidos ($F= 56,6$; $p <0,0001$) y presentó variaciones temporales ($F = 3,2$; $p =0,0054$), evidenciando la dependencia de la materia orgánica respecto de los aportes vegetales y de la dinámica hidrológica.

La temperatura del suelo presentó un fuerte efecto del tiempo ($F = 584,5$; $p <0,0001$), con máximos estivales y mínimos invernales, mientras que la humedad del suelo aumentó significativamente luego de las inundaciones ($F = 26,5$; $p <0,0001$), mostrando además un efecto del tratamiento y de su interacción con el tiempo ($p <0,05$) (Figura 2). Por su parte, la clorofila-a del suelo presentó una marcada variación temporal ($F = 19,9$; $p <0,0001$), con un

pico posterior al evento de inundación, pero no mostró diferencias significativas entre tratamientos (p =0,82), lo que indica que la biomasa algal del suelo respondió principalmente al pulso hidrológico más que al manejo ganadero.

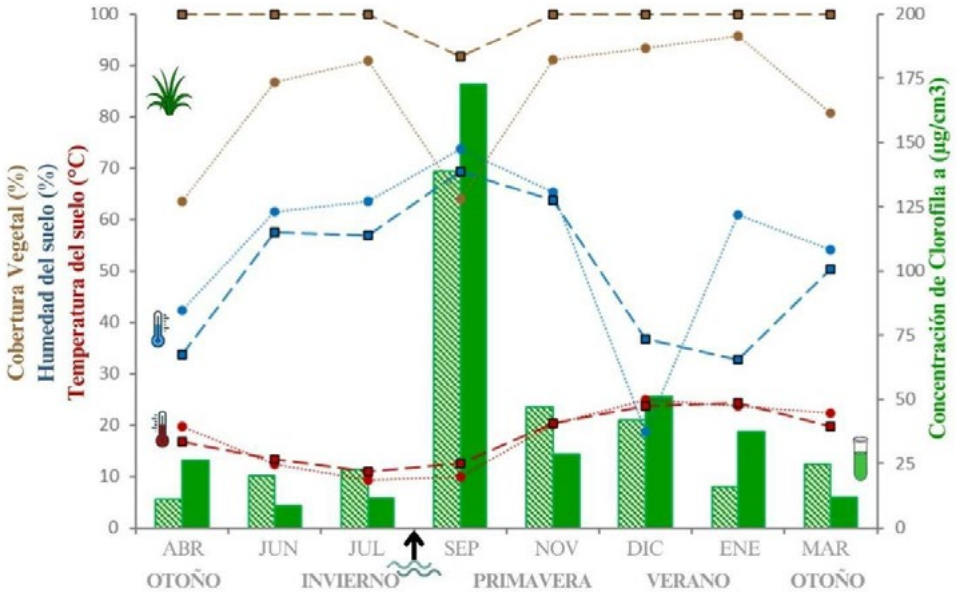


Figura 2: Variabilidad estacional de parámetros del suelo. Las líneas representan la cobertura vegetal, la humedad y la temperatura del suelo en sitios con y sin pastoreo. Las barras indican la clorofila-a del suelo y la flecha señala el evento de inundación.

946

Finalmente, la densidad aparente fue significativamente menor (p <0,05) en los sitios excluidos en comparación con los sitios pastoreados a lo largo del perfil del suelo. En ambos tratamientos, la densidad aparente aumentó con la profundidad, indicando una mayor compactación en los horizontes subsuperficiales. Las mayores diferencias entre tratamientos se registraron en los primeros centímetros del suelo, lo que sugiere que el manejo ganadero afectó principalmente el horizonte superficial (Figura 3).

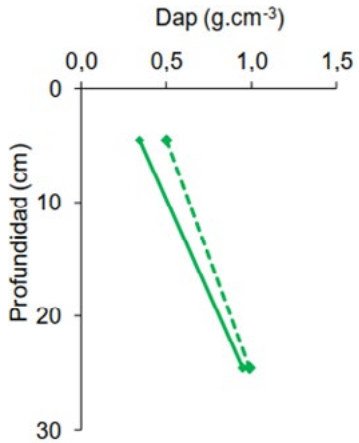


Figura 3: Densidad aparente (Dap, g.cm^{-3}). Las líneas continuas corresponden a las áreas excluidas al ganado y las punteadas a las pastoreadas.

Comunidad microalgal del suelo.

En general, la comunidad microalgal del suelo estuvo dominada por Chlorophyceae, seguida por Bacillariophyceae, mientras que Cyanophyceae y Euglenophyceae representaron proporciones menores del ensamble (Figura 4). En ambos tratamientos, la dinámica de la comunidad estuvo más estrechamente asociada a las fluctuaciones hidrológicas que a la estacionalidad. Antes de la inundación (abril–julio) predominaron las Chlorophyceae,

principalmente formas flageladas y coccoides, mientras que luego del evento de agosto se registró un marcado aumento de Bacillariophyceae y de cianobacterias filamentosas, acompañado por una disminución de Chlorophyceae. Este cambio se mantuvo durante varios meses, sugiriendo un efecto persistente de la inundación sobre la estructura de la comunidad, con una recuperación gradual de Chlorophyceae hacia el final del período, en coincidencia con condiciones más secas. Estas variaciones fueron más pronunciadas en los sitios pastoreados, indicando una mayor inestabilidad del microhábitat bajo regímenes de humedad fluctuantes.

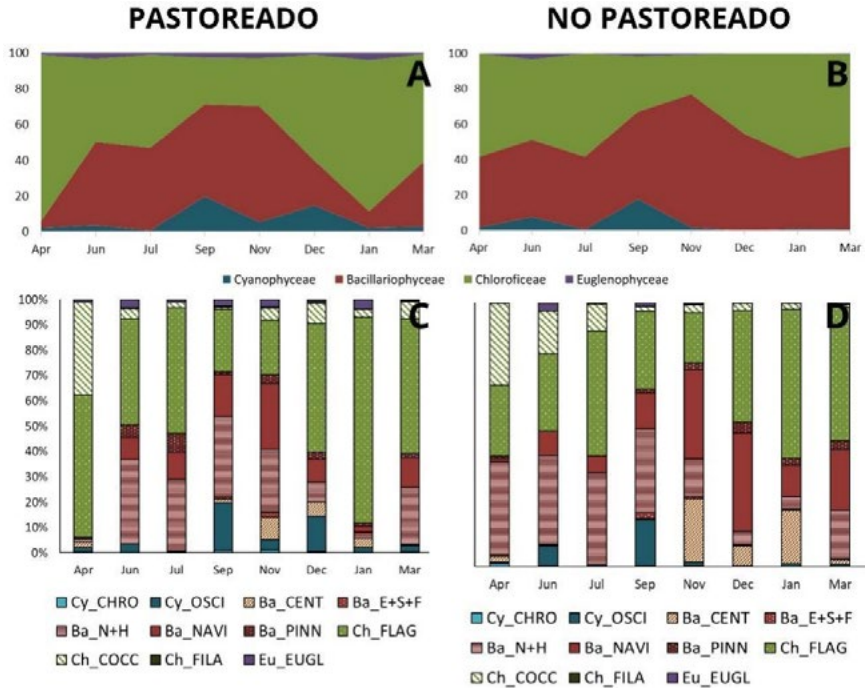


Figura 4: Abundancia relativa (%) de microalgas del suelo por grandes grupos taxonómicos (A, B) y por grupos taxonómico–morfológicos (C, D) en parcelas pastoreadas (A, C) y no pastoreadas (B, D) a lo largo del período de estudio.

CONCLUSIONES

En la llanura de inundación del Delta del Paraná, el manejo ganadero modificó el funcionamiento del suelo a través de cambios encadenados que involucraron la estructura de la vegetación y las propiedades físicas y químicas del suelo. La presencia de ganado disminuyó la biomasa aérea y la cobertura vegetal, aumentando la exposición del suelo a la radiación solar. A este efecto se sumó el pisoteo, que se reflejó en una mayor compactación del suelo, especialmente en la capa superficial. En conjunto, estos procesos se asociaron con una menor proporción de materia orgánica en los suelos pastoreados en comparación con los sitios excluidos al ganado. Estas modificaciones alteraron propiedades físicas del suelo directamente relacionadas con su comportamiento frente a la dinámica hidrológica, particularmente la compactación superficial, los aportes de biomasa vegetal y la variabilidad temporal de la humedad del suelo. En este contexto, los pulsos de inundación característicos de los humedales fluviales actuaron como eventos estructurantes, pero su efecto fue modulador por el manejo ganadero, amplificando las diferencias entre tratamientos durante y después de la inundación.

Las comunidades microalgales del suelo respondieron de manera integrada a estas condiciones edáficas e hidrológicas. Los eventos de inundación promovieron una reorganización comunitaria marcada por el aumento de diatomeas y cianobacterias asociadas a suelos saturados, mientras que las fases más secas favorecieron el restablecimiento de clorofíceas adaptadas a condiciones más aireadas. Estas respuestas fueron más intensas y persistentes en los sitios pastoreados, donde la menor cobertura vegetal, la mayor

compactación superficial y la mayor variabilidad microambiental intensificaron los efectos del pulso hidrológico.

En conjunto, los resultados indican que el manejo ganadero condiciona las propiedades físicas y funcionales del suelo y, a través de ellas, la dinámica de las comunidades microalgales frente a la inundación, posicionando al suelo como un gran agente integrador entre vegetación, hidrología y uso del suelo en los humedales del Delta del Paraná.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los Dres. R. D. Quintana y G. Mataloni por el financiamiento brindado y la dirección de los proyectos originales de los cuales derivan parte de los resultados aquí presentados. Asimismo, agradecemos a G. González Garraza, M. V. Quiroga y P. Krug por su acompañamiento y colaboración en diversas tareas en el marco de dichos proyectos.

BIBLIOGRAFÍA

Foets, J. and Pinseel, E. (2024). Soil diatoms and their use in bioindication. En Diatom ecology: From molecules to metacommunities (pp. 281–327). Springer.

González Garraza, G., Mataloni, G., Fermani, P. and Vinocur, A. (2011). Ecology of algal communities of different soil types from Cierva Point, Antarctic Peninsula. Polar Biology, 34(3), 339–351.

Hawkes, C. V., and Flechtner, V. R. (2002). Biological soil crusts in a xeric Florida shrubland: Composition, abundance, and spatial heterogeneity of crusts with different disturbance histories. Microbial Ecology, 44, 1–12.

Magnano, A. (2017). Efectos de las actividades ganaderas sobre un ecosistema de humedal del Delta del río Paraná (Tesis doctoral). UNSAM, Buenos Aires, Argentina.

Magnano, A. L., Krug, P., Casa, V. and Quintana, R. D. (2019). Changes in vegetation composition and structure following livestock exclusion in a temperate fluvial wetland. Applied Vegetation Science, 22(4), 484–493.

Malvárez, A. I. (1999). El Delta del río Paraná como mosaico de humedales. En A. I. Malvárez (Ed.), Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica (pp. 35–54). ORCyT, MAB/UNESCO.

Nanni, A. S., Krug, P., Cicchino, A. C. and Quintana, R. D. (2021). Effects of intensive human management on the taxonomic and functional diversity of ground beetles in a planted forest landscape. Biodiversity and Conservation, 30, 3717–3735.

Neiff, J. J. y Malvárez, A. I. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En A. I. Malvárez (Ed.), Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica (pp. 99–150). UNESCO.

Quintana, R. D., Bó, R. F., Astrada, E. y Reeves, C. (2014). Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. Wetlands International.

EROSIÓN EÓLICA Y FACTORES CONDICIONANTES EN AMBIENTES ÁRIDOS DE LA ESTEPA PATAGÓNICA DEL CHUBUT

Castañeda, L.[1*], Cavallaro, A.[2], Opazo, W.[2], Colazo, J. C.[2], Buduba, C.[1, 2], La Manna, L.[1, 3]

[1]Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB); [2]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); [3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); * lucascasta99@gmail.com

RESUMEN: La erosión eólica es un proceso relevante en regiones áridas y semiáridas, donde el clima, las propiedades del suelo y la cobertura vegetal regulan la remoción y el transporte de partículas superficiales. En la estepa patagónica, la erosión constituye una amenaza para la conservación del suelo y la productividad ganadera extensiva. El objetivo fue cuantificar el transporte de masa horizontal (TMH) y analizar su relación con factores climáticos, edáficos y cobertura vegetal en tres sitios del centro-oeste de Chubut. El TMH se cuantificó durante un año mediante colectores de sedimentos tipo Méndez Trap y la erosividad climática se estimó a partir de registros de temperatura, velocidad de viento y precipitaciones. Se evaluó la variación vertical de la granulometría de los sedimentos y su relación con el suelo superficial. Además, se relevaron variables de cobertura vegetal y propiedades edáficas, integradas mediante un análisis de componentes principales. Los resultados evidenciaron contrastes entre sitios, con valores elevados de TMH en Gobernador Costa y Fofocahuel (2,18–2,35 kg m^{-1}año^{-1}) y menores en La Anita (0,22 kg m^{-1} año^{-1}), lo que indica un fuerte control local del proceso. La Anita registró alta erosividad climática; sin embargo, superficies más protegidas por mayor cobertura y mantillo, junto con condiciones edáficas favorables (menor erodabilidad, mayor contenido de materia orgánica y estabilidad estructural), explicarían la menor erosión observada. En contraste, Fofocahuel presentó superficies menos protegidas y mayor TMH, aun bajo menor erosividad climática. Los sedimentos mostraron selección granulométrica respecto del suelo, con enriquecimiento en limo en todas las alturas. La arena muy fina y fina dominó el sedimento eólico, especialmente a bajas alturas, mientras que la arcilla presentó una participación limitada. En conjunto, los resultados resaltan la importancia de la heterogeneidad y la escala local para comprender la dinámica de la erosión eólica en la estepa patagónica.

PALABRAS CLAVE: erosividad, erodabilidad, cobertura vegetal.+ 6TY.

INTRODUCCIÓN

La erosión eólica es un proceso geomorfológico clave en regiones áridas y semiáridas, donde la baja humedad del suelo, la escasa cobertura vegetal y las prácticas de uso del suelo poco sustentables, como el sobrepastoreo, favorecen la remoción, transporte y deposición de partículas superficiales (Andrade, 2002). La Patagonia se destaca como una región particularmente vulnerable por combinar altas intensidades de viento, extensas superficies bajo clima árido y semiárido y una baja productividad primaria de la vegetación, lo que la ubica entre las zonas con mayor riesgo de desertificación del país (Morello et al., 2012; Gaitán et al., 2019).

Este proceso implica la pérdida selectiva de la fracción superficial del suelo, generalmente enriquecida en materia orgánica (MO) y nutrientes, lo que conduce a una alteración de la estructura edáfica y con implicancias en la productividad de los sistemas ganaderos extensivos (Prego, 1962; Colazo et al., 2019). La magnitud del proceso resulta de la interacción entre la erosividad climática (asociada a régimen de vientos, precipitación, humedad y temperatura) y la erodabilidad del suelo, condicionada por la textura, estructura y

contenido de materia orgánica. A su vez, estas propiedades estás fuertemente condicionadas por la vegetación y su organización espacial en parches e interparches (Zobeck y Van Pelt, 2006; Oliva et al., 2019). En la región son escasos los estudios que integran mediciones directas de sedimentos con un análisis de variables de suelo, vegetación y clima bajo condiciones reales de campo (Aimar, 2002; Schenkel, 2021; Ramírez Haberkon, 2022).
El presente trabajo propone evaluar los factores ambientales que controlan la erosión eólica en tres sitios de la Estepa Patagónica del centro-oeste de Chubut. Se plantean como objetivos específicos: (i) Cuantificar el transporte de masa horizontal en tres sitios de la estepa patagónica; (ii) Caracterizar la granulometría del material transportado; e (iii) Identificar los factores climáticos, edáficos y de cobertura del suelo asociados con la erosión.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El estudio se desarrolló en tres sitios del centro-oeste de la provincia del Chubut, dentro de la ecorregión de la estepa patagónica: Gobernador Costa, Fofocahuel y La Anita (Perteneciente a Ea. El Pescado, Colán Conhué). Cada sitio cuenta con una estación meteorológica con registros continuos de viento, temperatura y precipitación El clima es árido a semiárido, con precipitaciones anuales entre 100 y 200 mm, temperaturas medias de 8–12 °C, heladas invernales frecuentes y vientos intensos, particularmente durante la primavera y comienzos del verano (Morello et al., 2012; Lúgaro, 2022).
Diseño experimental y muestreo de campo: En cada sitio se instalaron cuatro puntos de muestreo de sedimentos tipo “Méndez Trap” (Méndez, 2022), los cuales permanecieron en campo durante un año (octubre 2024- octubre 2025) separados al menos 500 m para asegurar independencia espacial. Cada punto consistió en un mástil con tres colectores ubicados a 0,135; 0,5 y 1,5 m sobre el suelo, destinados a capturar partículas transportadas principalmente por saltación y, en menor medida, por suspensión (Basaran et al., 2011; Panebianco et al., 2010). Asociado a cada mástil se estableció una transecta lineal de 30 m, orientada según el viento predominante del sitio (O-SO para Fofocahuel y La Anita, y SO para Gobernador Costa). La transecta fue destinada a la caracterización de variables de vegetación y suelo potencialmente vinculadas con la erosión eólica.
El diseño contempló diferentes escalas de análisis. A escala de sitio, la unidad muestral fue el mástil de captura de sedimentos (n = 4 por sitio), utilizado para estimar el transporte de masa horizontal en cada sitio (Objetivo 1). A su vez, a escala regional, considerando el sitio como unidad muestral (n = 3), se realizó una estimación del transporte de masa horizontal y se caracterizó la granulometría del sedimento (Objetivo 2).
Para explorar la asociación entre TMH y variables climáticas, edáficas y de cobertura del suelo (objetivo 3), se realizó un PCA de carácter exploratorio utilizando como unidades de análisis las transectas (n = 12), con fines descriptivos para identificar patrones y gradientes ambientales.
Cuantificación del TMH: Los sedimentos recolectados durante todo el periodo, fueron pesados para obtener una masa anual total por colector y altura. A partir de estos valores se calculó el flujo de masa horizontal de sedimentos, normalizado por el área de entrada del colector (FMH) (kg m^{-2} $año^{-1}$) (Méndez 2022). Los FMH por altura se ajustaron a un modelo exponencial $q(z) = a * e^{-bz}$, el cual fue integrado en altura, entre 0 y 1,5 m, estimando así el transporte de masa horizontal (TMH) (kg m^{-1} $año^{-1}$). El TMH se corrigió por eficiencia de muestreo $E = 0{,}45$, aplicando $\frac{TMH}{E}$, siguiendo la metodología de Panebianco et al. (2010). Para cada sitio se estimó un valor promedio anual de TMH a partir de los cuatro mástiles, con sus intervalos de confianza al 95% y un valor promedio a escala regional.
Caracterización granulométrica de sedimentos: La granulometría de los sedimentos eólicos se determinó mediante difracción láser (Malvern Mastersizer 3000), previo pretratamiento con agua oxigenada para eliminación de MO y dispersión química con hexametafosfato de sodio. Las fracciones fueron categorizadas de acuerdo a USDA (Schoeneberger, 1998): arcilla (<2 µm), limo (2–50 µm), limo fino (2–20 µm), limo grueso (20–50 µm), arena muy fina (50-100 µm), arena fina (100-250 µm), arena media (250-500 µm) y arena gruesa (500-1000 µm). La variación granulométrica según altura de captura fue

analizada mediante ANOVA en bloques (altura como factor y el sitio como bloque), mientras que las diferencias entre sedimentos y suelo se analizaron mediante pruebas t pareadas, emparejando promedios por sitio (n=3).

Identificación de factores climáticos, edáficos y de cobertura asociados a TMH: En cada transecta se evaluó la cobertura del suelo a través del método de intercepción de puntos (Oliva et al., 2019), el cual permitió conocer la cobertura vegetal por especie, forma de vida (arbustiva, herbácea, forrajera), porcentaje de mantillo y suelo desnudo (SD).

Asimismo, se caracterizó la longitud de los interparches, sobre los cuales se tomaron submuestras de suelo para determinar análisis físicos y químicos, como densidad aparente (DAP) (Blake y Hartge, 1986), fracción erodible <840 µm (FE) (Colazo y Buschiazzo, 2010), distribución de tamaños de agregados para el cálculo del diámetro medio ponderado (MWD, de acuerdo a su sigla en inglés) (Kemper y Rosenau, 1986), granulometría por difracción láser, contenido de MO por pérdida por ignición (IRAM-SAGyP 29571-1:2008) y la fracción de MO asociada a la fracción mineral (MAOM) (Videla et al., 2008). A partir de los registros meteorológicos del período de muestreo se estimó la erosividad climática mediante la ecuación de Lyles (1983). Finalmente se realizó un ACP considerando las variables ambientales, de vegetación y edáficas estandarizadas, y se evaluó la correlación entre los scores de los dos primeros componentes y el TMH, con el objetivo de evidenciar patrones de asociación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cuantificación del TMH: Los sitios de Gobernador Costa y Fofocahuel presentaron valores medios de TMH similares entre sí, y sustancialmente mayores que el sitio La Anita. A escala regional, el TMH promedio entre sitios presentó un intervalo de confianza amplio, reflejando la elevada variabilidad espacial entre sitios (Tabla 1).

Tabla 1. Transporte de Masa Horizontal (TMH) estimados para cada sitio de estudio y a escala regional.

Sitio	TMH ($kg\ m^{-1}\ año^{-1}$)	Intervalo de confianza (95%)
Fofocahuel	2,35	0,48 – 4,22
Gobernador Costa	2,18	1,11 – 3,25
La Anita	0,22	0,16 – 0,27
Región	1,58	0,80 – 2,36

Caracterización granulométrica de sedimentos: A escala regional, el sedimento eólico estuvo dominado por la fracción arena, con un valor medio de 75,1 (IC95%: 56,3–93,8), seguida por la fracción limo con 23,69% (IC95%: 5,23–42,15), mientras que la fracción arcilla representó un 1,2% (IC95%: 0,9–1,6). Este predominio de partículas de arena es consistente con un transporte eólico dominados por saltación. Dentro de la fracción arena, las arenas muy finas (50–100 µm) y finas (100–250 µm) fueron dominantes, con valores medios de 33,7% y 35,7%, respectivamente. En la fracción limo, el limo grueso (20–50 µm) presentó valores medios ligeramente superiores al limo fino (2–20 µm), con 13,1 y 10,5%, respectivamente, lo que sugiere una selección preferencial de partículas con mayor susceptibilidad a la movilización por viento.

La variación granulométrica según la altura de captura evidenció un patrón vertical. La fracción arcilla no mostró diferencias entre alturas ($p > 0,05$), mientras que el limo mostró un incremento significativo en función de la altura ($p < 0,05$), con valores menores a 0,135 m respecto a 0,5 y 1,5 m, comportamiento que refleja la mayor capacidad de las partículas finas para mantenerse en suspensión. En contraste, la fracción arena, especialmente la subfracción 100-250 µm, presentó una disminución con el aumento de la altura ($p < 0,05$), con mayores proporciones a 0,135 m, consistente con un transporte dominado por saltación cerca de la superficie y rápida deposición de las partículas más gruesas.

La comparación entre la granulometría del sedimento eólico a diferentes alturas y la del suelo superficial mostró un enriquecimiento de la fracción limo en el sedimento, mientras que las

fracciones de arena presentaron un empobrecimiento relativo, especialmente a 1,5 m. La fracción arcilla no presentó diferencias significativas entre suelo y sedimento ($p > 0,05$), lo que sugiere limitada participación de estas partículas en el transporte eólico bajo las condiciones evaluadas.

Identificación de factores climáticos, edáficos y de cobertura asociados a TMH: El ACP explicó el 72,9% de la variabilidad total en los dos primeros ejes (Figura 1) lo que permitió identificar gradientes ambientales asociados a la variabilidad del trasporte eólico. El eje 1 (CP1) se asoció positivamente con MO, MAOM, erosividad climática, mantillo, DAP y velocidad promedio máxima del viento y en menor medida con cobertura vegetal y de forrajeras; mientras que se asoció negativamente con SD, arbustivas, largo de interparches, FE y arena fina. El eje 2 (CP2) se asoció positivamente con cobertura de arbustivas, largo de interparches, fracción limo, arena muy fina y negativamente con forrajeras y arena media y gruesa.

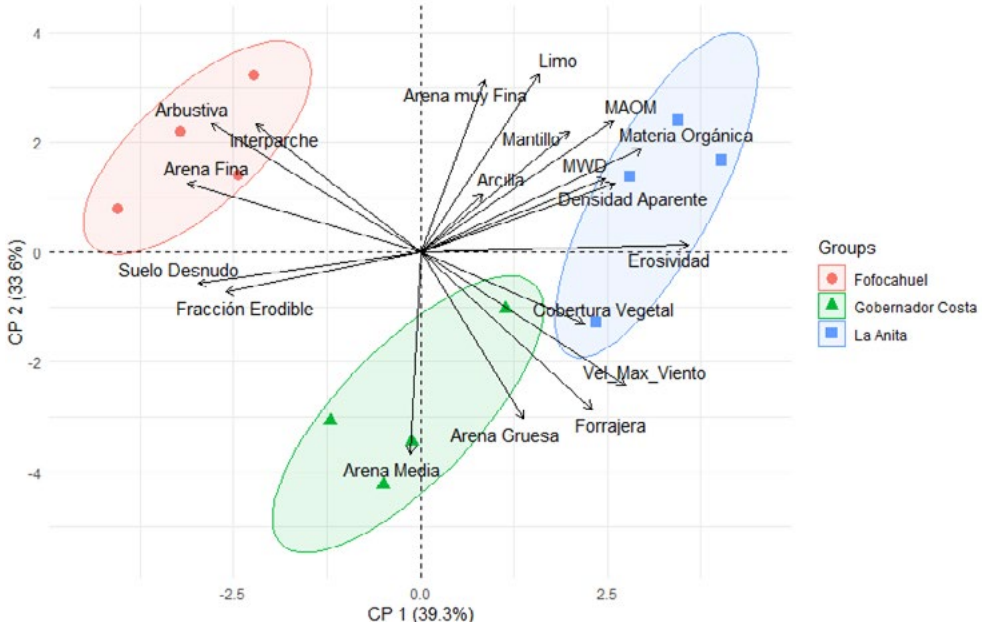


Figura 1. Gráfico de dispersión de ACP (CP1–CP2) de variables climáticas, edáficas y de cobertura del suelo, mostrando la ordenación de los puntos de estudios. Siendo MAOM (materia orgánica asociada a minerales), MWD (Diámetro medio ponderado), Vel_Max_Viento (velocidad promedio máxima de viento). Interparche (Largo de Interparche).

En el gráfico de dispersión, los sitios se diferenciaron claramente a lo largo de estos gradientes. La Anita se agrupó hacia valores positivos de CP1, asociándose con mayores niveles de MO, MAOM, mantillo, DAP, y cobertura del suelo, lo que indica superficies más protegidas y suelos menos erodible, con mayor capacidad de amortiguar los procesos de erosión, respecto a los otros sitios, aún bajo un contexto de mayor erosividad climática. Gobernador Costa se ubicó hacia valores intermedios de CP1 y negativos de CP2, evidenciando un ambiente con mayor presencia de especies forrajeras y una granulometría dominada por arenas medias y gruesas. Fofocahuel se ubicó en el cuadrante negativo del CP1 y positivo de CP2, coincidiendo con mayores valores de cobertura de arbustivas, largo de interparches, proporción de SD, mayor FE y arenas finas, menor cobertura vegetal y suelos con bajos valores de MO y MWD. Este conjunto de características indica condiciones superficiales más favorables para la remoción eólica, en concordancia con las mayores TMH registradas en este sitio, aun cuando la erosividad climática y las velocidades máximas de viento fueron menores. En concordancia con estos resultados, el CP1 mostró una correlación negativa y significativa con el THM ($r = -0,72$ $p < 0,05$), lo que sugiere que condiciones

superficiales vinculadas a mayor protección y estabilidad edáfica se asocian con menores TMH.

En conjunto, la ordenación multivariada evidencia que el transporte de partículas por el viento responde a una combinación de factores climáticos, edáficos y de cobertura, destacándose el rol de la granulometría, la MO del suelo, la estabilidad estructural y la disponibilidad de material erodible (FE), así como la configuración de la vegetación, como controles claves del proceso.

CONCLUSIONES

Este estudio muestra que la erosión eólica en la estepa patagónica del centro-oeste del Chubut presenta una marcada heterogeneidad espacial, dominada por variables locales, más que por un comportamiento regional uniforme.

La caracterización de los sedimentos eólicos evidenció una selección granulométrica respecto del suelo, con un enriquecimiento en la fracción limo respecto al suelo, y una diferenciación vertical consistente con los mecanismos de transporte eólico dominantes. La fracción arena dominó el sedimento eólico, especialmente a bajas alturas, reflejando un trasporte controlado por saltación y rápida deposición. En cambio, la fracción arcilla mostró una participación limitada bajo las condiciones evaluadas, asociada principalmente a su baja abundancia en suelos marcadamente arenosos y a su integración en agregados, lo que restringe su disponibilidad para la remoción eólica.

La integración de mediciones directas de transporte de sedimentos con variables ambientales permitió identificar que la característica superficial del suelo relacionado a la erodabilidad y el tipo de cobertura vegetal constituyen elementos clave para comprender la variabilidad observada en el TMH, siendo factores aún más determinantes que la erosividad climática. Si bien el análisis se abordó desde un enfoque descriptivo y exploratorio debido al bajo número de observaciones, los resultados sugieren que, aún bajo condiciones de elevada erosividad climática, las propiedades edáficas y de cobertura vegetal pueden amortiguar los procesos de erosión eólica. En este sentido, los contrastes observados entre sitios resaltan la importancia de considerar escalas locales y la heterogeneidad del paisaje para el diseño de estrategias de manejo de suelo en ambientes áridos y semiáridos. Los puntos de muestreos de sedimentos de este estudio se mantendrán instalados en campo un año calendario más, para evaluar posibles variaciones interanuales.

BIBLIOGRAFÍA

Aimar, S. B. (2002). *Estimaciones cualitativas y cuantitativas de pérdidas por erosión eólica en suelos de la Región Semiárida Pampeana Central*. Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.

Andrade, M. (2002). Territorio y ganadería en la Patagonia Argentina: desertificación y rentabilidad en la Meseta Central de Santa Cruz. *Economía, Sociedad y Territorio*, 3, 675–706.

Ariyasena, H. H. S., Gao, X., Ahmad, S., Zhang, J., y Zhao, X. (2024). Assessing wind erosion: A review of recent measurement techniques. *Open Journal of Soil Science*, 14(9), 499–529.

Basaran, M., Erpul, G., Uzun, O., y Gabriels, D. (2011). Comparative efficiency testing for a newly designed cyclone type sediment trap for wind erosion measurements. *Geomorphology*, 130(3–4), 343–351.

Blake, G. R., y Hartge, K. H. (1986). Bulk density. In *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods* (pp. 363–375). ASA–SSSA.

Casas, R., y Albarracín, G. (2015). *El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina*. Fundación para la Ciencia y la Cultura (FeCiC), Buenos Aires, Argentina.

Colazo, J. C., y Buschiazzo, D. E. (2010). Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma*, *159*(1-2), 228-236.

Colazo, J. C., Carfagno, P., Gvozdenovich, J., y Buschiazzo, D. E. (2019). Soil erosion. In *The soils of Argentina* (pp. 239–250). Springer.

Gaitán, J. J., Maestre, F. T., Bran, D. E., Buono, G. G., Dougill, A. J., García Martínez, G., et al. (2019). Biotic and abiotic drivers of topsoil organic carbon concentration in drylands have similar effects at regional and global scales. *Ecosystems*, 22(7), 1445–1456.

IRAM-SAGPyA, 29571-1., 2008. Calidad Ambiental-Calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 1, Método de pérdida por calcinación

Kemper, W. D., y Rosenau, R. C. (1986). Aggregate stability and size distribution. In *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods* (pp. 425–442). ASA–SSSA.

Lúgaro, T. (2022). *Caracterización climática de los vientos en Argentina a partir de datos observados y satelitales*. Trabajo final de intensificación, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Lyles, L. (1983). Erosive wind energy distributions and climatic factors for the West. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38(2), 106–109.

Méndez, M. J. (2022). A new wind erosion sampler called “Méndez Trap (MT)”: Description and field performance test in a loamy sand soil. *Aeolian Research*, 56, 100800.

Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F., Silva, M., y Haro, J. C. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo.

Oliva, G., Bran, D., Gaitán, J., Ferrante, D., Massara, V., Martínez, G. G., y Paredes, P. (2019). Monitoring drylands: The MARAS system. *Journal of Arid Environments*, 161, 55–63.

Panebianco, J. E., Buschiazzo, D. E., y Zobeck, T. M. (2010). Comparison of different mass transport calculation methods for wind erosion quantification purposes. *Earth Surface Processes and Landforms*, *35*(13), 1548-1555.

Prego, A. J. (1962). *La erosión eólica en la República Argentina*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina.

Ramírez Haberkon, N. B. (2022). *Emisión y composición química del material respirable (PM10) emitido por suelos y caminos de la región semiárida argentina*. Tesis doctoral.

Schenkel, C. A. (2021). *La erosión eólica del suelo y su influencia en la dinámica de la vegetación de la Estepa Magallánica Seca* (Doctoral dissertation, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria).

Schoeneberger, P. J., Wysocky, D. A., Benham, E. C., Broderson, W. D. (1998) *Field book for describing and sampling soils. Natural Resources*. Conservation Service, USDA, National Soil Survey Center, Lincoln

Videla, L. S., Rostagno, C. M., y Toyos, M. A. (2008). La materia orgánica particulada: comparación de métodos para su determinación y su valor como indicador de calidad de suelos del Chubut. *Ciencia del Suelo*, 26(2), 219–227,

Zobeck, T. M., y Van Pelt, R. S. (2006). Wind-induced dust generation and transport mechanics on a bare agricultural field. *Journal of Hazardous Materials*, 132(1), 26–38.

EFECTO DEL CULTIVO DE MANÍ SOBRE PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO EN EL NORTE BONAERENSE

Colazo, J. C.[1, 2*], Macchiavello, A.[3], Tellería, G.[4], Melilli, P.[4], Fernández, L.[4], de Dios Herrero, J.[5]

[1] EEA San Luis, INTA; [2] Departamento de Ciencias Agropecuarias, UNSL; [3] AER General Villegas, INTA; [4] AER Junín, INTA; [5] EEA Anguil, INTA, * Cruce de rutas nacionales 7 y 8, (5730) Villa Mercedes, Prov. de San Luis, colazo.juan@inta.gob.ar

RESUMEN: El maní (*Arachis hypogaea*) se ha expandido exponencialmente en la provincia de Buenos Aires. Sin embargo, existe escasa información sobre su efecto en los parámetros físicos del suelo. Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar la fracción erosionable por el viento (FE), la infiltración, la densidad aparente (DA) y la resistencia mecánica a la penetración (RMP) en tres pares de suelos con y sin maní en el norte de la provincia de Buenos Aires. Se seleccionaron tres sitios: dos en General Villegas y uno en Junín, con pares de suelos con maní (M) y sin maní (sM). En cada sitio se determinaron FE, RMP, infiltración básica (IB) y DA mediante metodologías estándar. Los cambios en FE, DA, RMP e IB fueron variables entre sitios. En los sitios cercanos a General Villegas no se observaron efectos significativos, mientras que en el sitio cercano a Junín la FE fue mayor, la DA fue menor en los primeros 10 cm y la RMP fue mayor entre 10 y 20 cm. Es probable que el uso de cultivos de cobertura o trigo haya atenuado los efectos del arrancado de maní en los sitios sin diferencias. Estas conclusiones son preliminares y se requieren mayores estudios en ambientes con diferentes características.

PALABRAS CLAVE: fracción erosionable por el viento, resistencia mecánica a la penetración, infiltración.

INTRODUCCIÓN

El maní (*Arachis hipogaea*) se ha expandido desde Córdoba hacia provincias vecinas como San Luis, La Pampa y principalmente la provincia de Buenos Aires, la cual en los últimos cinco años se ha consolidado como la segunda provincia productora (SAGyP, 2025). La cosecha de maní requiere dos tareas, en primer lugar, el arrancado-invertido y luego el descapotado. Durante el arrancado, la planta es cortada por debajo del nivel por el que crecen los frutos bajo la superficie del suelo, lo cual implica una remoción significativa del suelo. Esta remoción de suelo incrementa la susceptibilidad edáfica a la erosión eólica, generalmente expresada como la fracción erosionable por el viento (Allochis & Quintana, 2016, Colazo et al., 2023). Sin embargo, el cambio producido por este parámetro está condicionado por la textura (Colazo & Buschiazzo, 2010).

Además de la susceptibilidad a la erosión pueden existir otros cambios físicos asociados a este disturbio. En el Sur de Córdoba, la densidad aparente fue similar entre situaciones con y sin maní, siendo la infiltración básica menor en situación con maní y uso frecuente de labranza convencional (Parra et al., 2011). Sin embargo, los efectos sobre la infiltración y propiedades relacionadas con la compactación no han sido estudiados en otros ambientes del país. Es por ello que el objetivo de siguiente trabajo fue evaluar la fracción erosionable por el viento, la infiltración, la densidad aparente y la resistencia mecánica a la penetración en tres pares de suelos con y sin maní del norte de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

En noviembre de 2025 tres sitios fueron seleccionados en el norte de la provincia de Buenos Aires: Dos en las proximidades de la localidad de General Villegas (GV 1 y GV 2) y uno de

Junín (Jn). Cada sitio estuvo conformado por un par de lotes o parcelas contiguas, con maní (M) y sin maní (sM) durante la campaña (rotación). Como condición, sM no presentó maní en los tres años previos. Las características principales de cada uno de los sitios se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Latitud (X), longitud (Y), Cultivo actual, tipo de suelo y textura según carta de suelo (INTA, 2025). Tr = Trigo, CC = Cultivo de cobertura, M = Maíz, G = Girasol, FA = Franco arenoso, F = Franco.

		X	Y	Cultivo	Suelo	Textura
GV 1	M	-34,80º	-63,08º	Tr	Hapludol éntico	FA
	sM	-34,80º	-63,08º	Tr	Hapludol éntico	FA
GV 2	M	-34,79º	-63,08º	CC/M	Hapludol éntico	FA
	sM	-34,78º	-63,08º	G	Hapludol éntico	FA
Jn	M	-34,55º	-61,24º	M	Hapludol thapto árgico	F
	sM	-34,55º	-61,24º	Tr	Hapludol thapto árgico	F

En cada lote/parcela se seleccionaron tres áreas de 10 m^2 que fueron consideradas como réplicas, en donde se realizaron las diferentes determinaciones. Bloques de aproximadamente 1 kg de suelo fueron extraídos con pala de los primeros 2,5 cm y almacenados en bandejas de plástico. Una vez secados al aire fueron fragmentados y tamizados con tamiz rotativo (Chepil, 1962), siendo este dispositivo el estándar para la determinación de la distribución de agregados en seco para estudios de erosión eólica (Díaz-Zorita et al., 2002). La FE fue calculada como la proporción de agregados menores a 0,84 mm. También fue determinada la resistencia mecánica a la penetración (RMP), con un penetrómetro dinámico cada 5 cm hasta los 50 cm. Se instalaron infiltrómetros de anillo simple y carga constante de 10 mm. La infiltración básica (IB) fue estimada mediante el ajuste de los datos de infiltración instantánea al modelo de Horton luego de 60 min (Quiroga et al., 2018). Se tomaron muestras con barreno hasta los 40 cm, para el cálculo de la humedad gravimétrica. Por último, la densidad aparente (DA) fue determinada mediante el método del cilindro a dos profundidades: 0-10 cm y 10-30 cm (Grossman & Reinsch, 2002).

Los efectos medios de cada rotación en la FE y la Ib fueron analizadas mediante pruebas t en cada sitio. Los valores de DA y RMP fueron analizados con un ANOVA doble, con rotación y profundidad como factores principales, cuando existió interacción, la rotación fue analizada dentro de cada profundidad. Las pruebas fueron realizadas con nivel de significación del 5%, utilizando el programa estadístico Infostat (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra la fracción erosionable por el viento (FE). La misma fue similar entre rotaciones en GV 1 y GV 2($P>0,05$), mientras que en Jn fue mayor en M ($P<0,05$). Todos los valores se encontraron por debajo del 40%, un umbral considerado como equivalente para diferenciar erosión eólica tolerable de la acelerada. Estos resultados coinciden parcialmente con estudios previos ya que coinciden con los mayores valores de FE en M, pero muestran una tendencia opuesta con la textura (Colazo et al., 2023). Una posible explicación estaría asociada a que, en los sitios sin diferencias, luego del maní se realizó un cultivo de cobertura o se sembró trigo (Tabla 1).

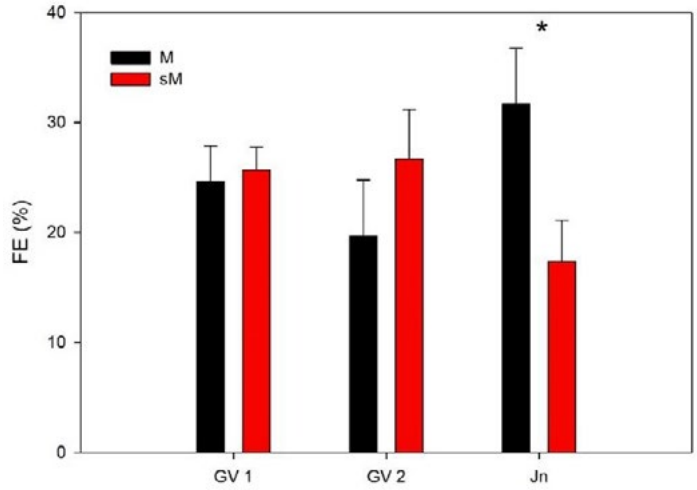


Figura 1. Fracción erosionable por el viento (FE) en dos rotaciones, con maní (M) y sin maní (sM) en tres sitios: GV = General Villegas, Jn = Junín. * Indica diferencias significativas (P<0,05). Las barras indican el desvío estándar (n=3).

No existió interacción para DA entre rotación y profundidad, ni efecto de rotación en los sitios de General Villegas (P>0,05). En Jn, existió interacción entre estos factores, en donde sM fue mayor que M en los primeros 10 cm (P<0,05). La menor DA puede explicarse por la remoción de suelo producido por el arrancando.

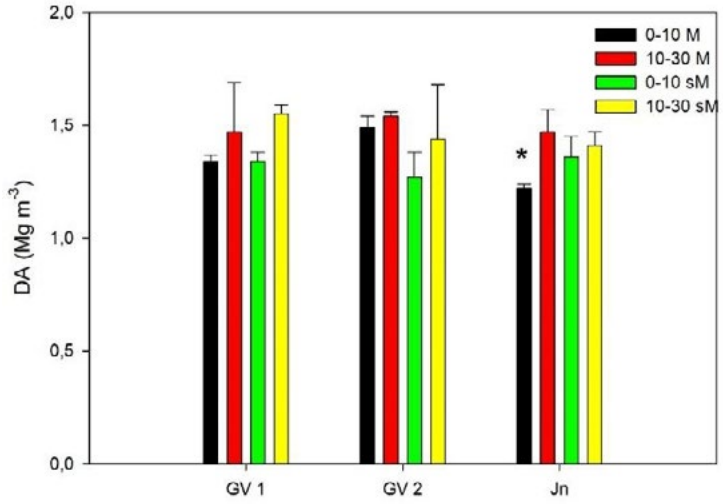


Figura 2. Densidad aparente (DA) en dos rotaciones: con maní (M) y sin maní (sM), y dos profundidades: en tres sitios: GV = General Villegas, Jn = Junín. * Indica diferencias significativas (P<0,05). Las barras indican el desvío estándar (n=3).

La RMP fue similar entre rotaciones y profundidad en GV 1 y 2 (P>0,05). En Junín existió interacción entre profundidad y rotación, siendo mayor en M en el estrato de 10 a 20 cm (Figura 3). Los valores de humedad fueron similares entre tratamientos (datos no mostrados), por lo que posiblemente los mayores valores en ese espesor se deban al paso de la reja de arrancado.

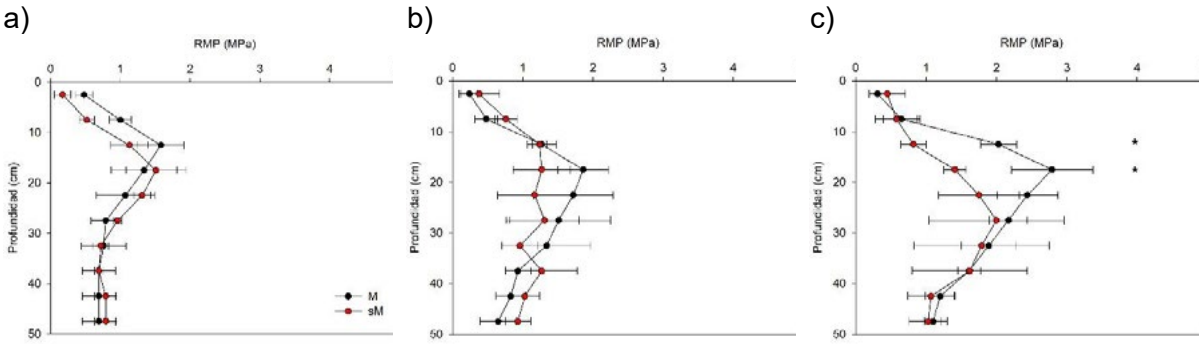


Figura 3. Perfil de resistencia mecánica a la penetración (RMP) en dos rotaciones: con maní (M) y sin maní (sM), en tres sitios: a) General Villegas 1, b) General Villegas 2 y c) Junín. * Indica diferencias significativas (P<0,05). Las barras indican el desvío estándar (n=3).

La figura 4 muestra la infiltración básica (IB) que indica que no existieron diferencias entre rotaciones (P>0,05), aunque en General Villegas, se observa una tendencia a mayor infiltración en M. Es posible que alta variabilidad de la técnica nos impida encontrar diferencias a pesar de que en sitios como GV 2, los valores de M triplican a sM.

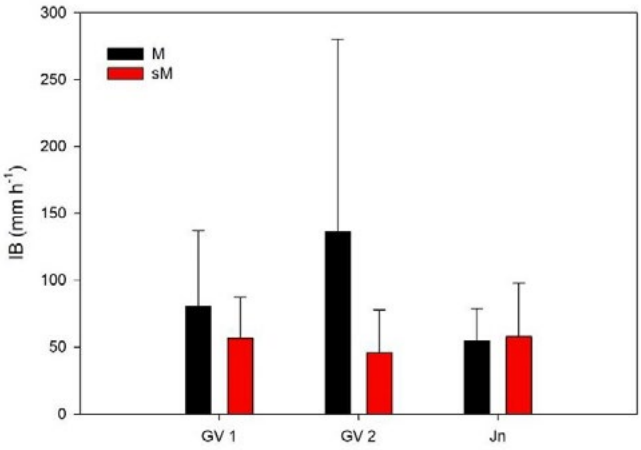


Figura 4. Infiltración básica (IB) en dos rotaciones, con maní (M) y sin maní (sM) en tres sitios: GV = General Villegas, Jn = Junín. Las barras indican el desvío estándar (n=3).

CONCLUSIONES

Los cambios en FE, DA, RMP e IB fueron variables entre sitios. En los sitios cercanos a General Villegas, no existieron efectos en estas variables, mientras que, en el sitio cercano a Junín, la FE fue mayor, la DA fue menor en los primeros 10 cm, pero la RMP mayor entre 10 y 20 cm. Es probable que el uso de cultivos de cobertura o trigo haya hecho que los efectos por el arrancado de maní sean menos notorios. Estas conclusiones son preliminares, se requieren mayores estudios sobre el efecto del maní en ambientes con diferentes características.

AGRADECIMIENTOS

A los Sres. Agustin Bilotta (AER INTA Gral. Villegas) y Federico Avaca (EEA INTA Gral. Villegas) por su colaboración para realizar los trabajos de muestreo para llevar a cabo este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Allochis, H. y Quintana, V. (2016). Efecto del maní sobre las propiedades físicas y la erosión eólica en suelos de texturas contrastantes de la Región Semiárida Pampeana. Tesis para optar al grado de Ingeniero Agrónomo. UNLPam [Santa Rosa, Argentina].

Chepil, W. S. (1962). A Compact Rotary Sieve and the Importance of Dry Sieving in Physical Soil Analysis. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 26, 4-6.

Colazo, J. C. y Buschiazzo, D. E. (2010). Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. Geoderma 159: 228-236.

Colazo, J.C., Scherger, E., Torregrosa, R., Álvarez, C., y Almirón, S. (2023). Riesgo a la erosión eólica en diferentes sistemas productivos del sur de Córdoba. Ciencia del Suelo 41(2): 213-222.

Díaz-Zorita, M., Perfect, E. y Grove, J. (2002). Disruptive methods for assessing soil structure. Soil Till. & Res. 64: 3-22.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2020). InfoStat versión 2020 (versión 20). Universidad Nacional de Córdoba.

Grossman, R. y Reinsch, T. (2002). Bulk density and linear extensibility, in: Dane, J.H., Topp, G.C. (eds.) Methods of Soil Analysis. Part 4. SSSA. 201-240 p.

INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. (2025). Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires - Escala 1:500000. https://geo-nodo05.inta.gob.ar/catalogue/#/dataset/60.

Parra, B., Becker, A. R. y Cantú, M.P. (2011). Condición física de suelos en diferentes sistemas de manejo agrícolas del centro sur de Córdoba. Ciencia del Suelo 29(2): 241 – 251.

Quiroga A., Fernández, R. y Álvarez, C. (2018). Análisis y evaluación de propiedades físico-hídricas de los suelos. Ediciones INTA.

SAGyP. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca. (2025). Estimaciones Agrícolas. https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/.

RIEGO CON AGUA RESIDUAL TRATADA: EFECTO SOBRE LA MATERIA ORGANICA DEL SUELO Y SUS FRACCIONES

Cremona, M. V.[1*], Riat, M. C.[2], Cecilia, J.[3]

[1] INTA EEA Bariloche; [2] IRNAD-UNRN; [3] UNRN; * Modesta Victoria 4450, (8400) Bariloche, Prov. de Río Negro, cremona.mv@inta.gob.ar

RESUMEN: En contextos de creciente estrés hídrico, la reutilización de aguas residuales tratadas-ART constituye una estrategia de economía circular que optimiza el uso del agua, reduciendo la presión sobre otras fuentes hídricas y el impacto del vertido. Además, incrementa los aportes de carbono y nutrientes al suelo, favoreciendo la formación de materia orgánica (MOS). Los compuestos lábiles son eficientemente utilizados por la microbiota generando subproductos que pueden estabilizarse en la matriz mineral y formar materia orgánica asociada a minerales (MAOM), que contribuye a la persistencia del carbono a largo plazo. La proporción entre MAOM y materia orgánica particulada (POM) depende de la textura del suelo y condiciona la disponibilidad de nutrientes, particularmente nitrógeno. El objetivo del estudio fue analizar el proceso de formación de suelo en sistemas irrigados con ART, evaluando el almacenamiento de carbono y sus fracciones, y el nitrógeno asociado, tras ocho años de riego. El ensayo se realizó en la planta de tratamiento de Ingeniero Jacobacci, en un suelo arenoso de muy bajo contenido inicial de materia orgánica. El diseño experimental incluyó dos tipos de agua de riego (perforación-ART) y de vegetación (alfalfa-campo natural). El riego incrementó significativamente la materia orgánica total respecto de la estepa circundante, con valores más altos en los tratamientos con ART. La mayor parte del aumento se concentró en la POM, lo que se asocia a la textura arenosa del suelo y al mayor aporte de residuos orgánicos frescos. El NT también aumentó en los tratamientos bajo riego, especialmente con ART, y se encontró mayoritariamente asociado a la POM. En conclusión, el riego en suelos áridos favorece la acumulación de MOS y nitrógeno, aunque la predominancia de formas lábiles sugiere una capacidad limitada de estabilización del carbono, lo que resalta la necesidad de estrategias de manejo orientadas a su conservación.

PALABRAS CLAVE: POM, MAOM, estabilización de la MOS.

INTRODUCCIÓN

Bajo escenarios de estrés hídrico creciente, la reutilización de aguas residuales tratadas (ART) constituye una estrategia de economía circular que optimiza el uso del agua y aporte de nutrientes reduciendo la demanda sobre otras fuentes. Esta práctica mitiga el impacto del vuelco sobre cuerpos receptores, resultando vital en regiones áridas. Allí, el uso de ART es una solución crítica frente a la escasez del recurso, haciendo viable la producción bajo riego. El riego con ART (RART) genera un incremento de los aportes de carbono y nutrientes esenciales que favorece la formación de materia orgánica del suelo (MOS) (Cremona et al., 2024) por suministrar un flujo constante de carbono orgánico y nutrientes de alta labilidad y promover un aumento de la productividad aérea y de raíces. Estos compuestos presentan una alta eficiencia en el anabolismo microbiano, generando subproductos de la actividad biológica que se estabilizan eficientemente sobre la matriz mineral del suelo (Cotrufo y Lavalle, 2022). Este proceso favorece la formación de Materia Orgánica Asociada a Minerales (MAOM), garantizando la persistencia del carbono a largo plazo. Así, el uso de ART en zonas áridas no solo mitiga el déficit hídrico, sino que podría potenciar la formación de MOS de alta persistencia, fundamental para estabilizar el carbono fijado.

La partición entre MOAM y POM está fuertemente asociada a la variable textura, dado que la persistencia de estos subproductos del anabolismo microbiano depende fuertemente de la posibilidad de asociarse la fracción arcilla y en menor medida los limos (Hassink, 1997). Luego, la relación entre ambas fracciones tendrá impacto en la disponibilidad de nutrientes, en especial nitrógeno, ya que entre el 90-95 % del N del suelo proviene de la fracción orgánica El objetivo de este trabajo fue analizar el proceso de formación de suelo en los sistemas regados con agua tratada, evaluando el almacenamiento de carbono, y su distribución en las fracciones de materia orgánica particulada (POM por sus siglas en inglés) y materia orgánica asociada a los minerales (MAOM por sus siglas en inglés) y en consecuencia, del nitrógeno orgánico asociado a cada una de esas fracciones, luego de 8 años de riego con ART.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El ensayo se encuentra instalado en la planta de tratamiento de líquidos cloacales de la localidad de Ing. Jacobacci (41°19'21.89"S, 69°30'37.59"O), que recibe efluentes de un barrio de 250 familias y cuenta con una laguna facultativa para el tratamiento del efluente. Paralelamente se cuenta con una perforación de agua freática dentro del mismo predio. Ambos tipos de agua se acumulan en tanques para su distribución en el ensayo, que se instaló en 2016.

Los suelos son de texturas gruesas, clase textural arenoso-franca (5% arcilla, 7% limo, 88% arena), con muy bajo contenido de materia orgánica, por debajo de 0,5 %.

El diseño experimental se realizó en parcelas divididas donde el tipo de agua utilizada para riego es el factor principal Agua de perforación (AP) y agua Tratada (AT), mientras que dentro de las parcelas principales se aleatorizaron los tratamientos del tipo de vegetación (alfalfa-Alf y campo natural-CN), en parcelas por triplicado de 2 x 3 m. La alfalfa se sembró a fines de febrero, y se comenzó a regar inmediatamente. El tratamiento de campo natural consistió en la remoción de la vegetación natural para la sistematización del terreno, permitiendo la proliferación de la vegetación espontánea. El riego se realiza por melgas y el agua es conducida por tuberías hasta la cabecera de estas. Se riega diariamente, de septiembre a principios de junio, con una lámina de aprox. 10 mm con el objetivo de disponer la mayor cantidad de agua tratada posible, con un sistema automatizado y bajo la supervisión del personal de la planta.

En la temporada 2024/2025 se tomaron muestras no disturbadas de los primeros 5 cm del suelo en bandejas, en diciembre, enero y febrero durante la temporada de riego, en cada parcela dentro del ensayo y fuera del ensayo, en la estepa circundante (Est), con tres repeticiones por combinación de factores, y luego se trasladaron al laboratorio para su procesamiento. En laboratorio se secaron y tamizaron por malla de 2 y 0,5 mm, determinándose contenido de Carbono orgánico por el Método de Walkley-Black y fraccionamiento mediante la metodología de fraccionamiento granulométrico en húmedo (Cambardella y Elliot,1992), para determinar MO en la fracción gruesa POM (> a 53µ) y por diferencias el contenido de materia orgánica en la MAOM. Sobre la muestra original y en cada una de las fracciones, se determinó nitrógeno por el método Kjeldahl.

Para el análisis estadístico se realizaron análisis de variancia de los datos con el diseño en parcelas divididas y seleccionando como factor principal de interés para la comparación la combinación del tipo de agua y vegetación, considerando como bloque cada fecha de muestreo. Se utilizó el programa INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2017), verificándose el cumplimiento de los supuestos del ANOVA

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado del fraccionamiento, la mayor proporción de partículas sólidas de todas las muestras se encontraron dentro de la fracción más gruesa, F>53 µm (Figura 1). Tanto en una como otra fracción, se observaron diferencias entre tratamientos, siendo las muestras de estepa (Est) las que mostraron la mayor proporción de partículas en la fracción de menor tamaño. Es esperable que en el suelo bajo riego donde la productividad primaria aérea se

incrementa, se generen partículas de materia orgánica del mantillo que son seleccionadas por el tamiz y se expresen en un aumento de la proporción de la fracción de mayor tamaño.

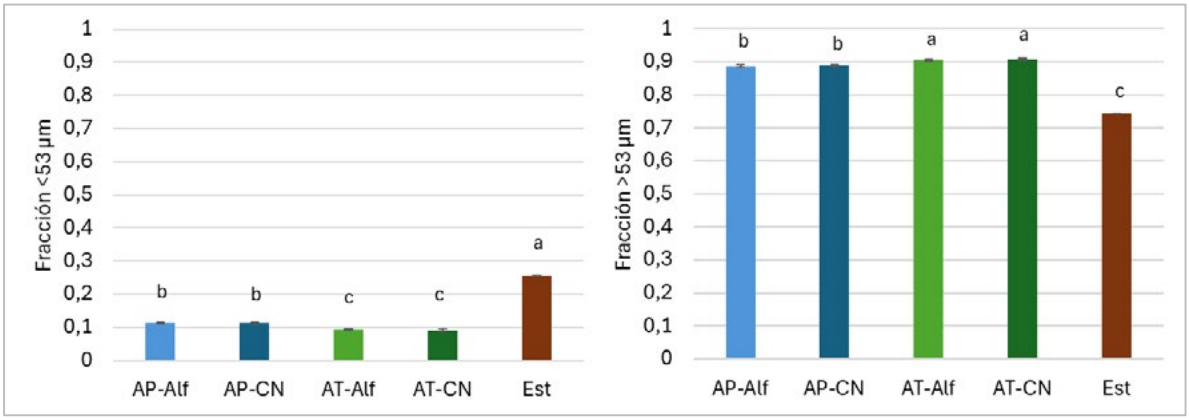


Figura 1. Proporción de partículas en las fracciones mayores y menores de 53 µm, en cada combinación de tratamientos. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05).

El incremento de MOT como consecuencia del riego respecto de la estepa es muy significativo (Figura 2). Los mayores valores se encuentran en los tratamientos con ART, en concordancia con lo observado en los muestreos más tempranos del ensayo (Cremona et al, 2024). La menor proporción de esa MOT se encuentra en forma de POM, lo que se explica por la textura del suelo que posee entre 80 y 90 % de arena (Hassink, 1997). A pesar de que se observa una tendencia a que los tratamientos con ART superen en ambas fracciones a los regados con agua de perforación las diferencias no resultaron significativas, probablemente por la elevada variabilidad de los datos. Solo se evidencian estadísticamente significativas las diferencias con la estepa.

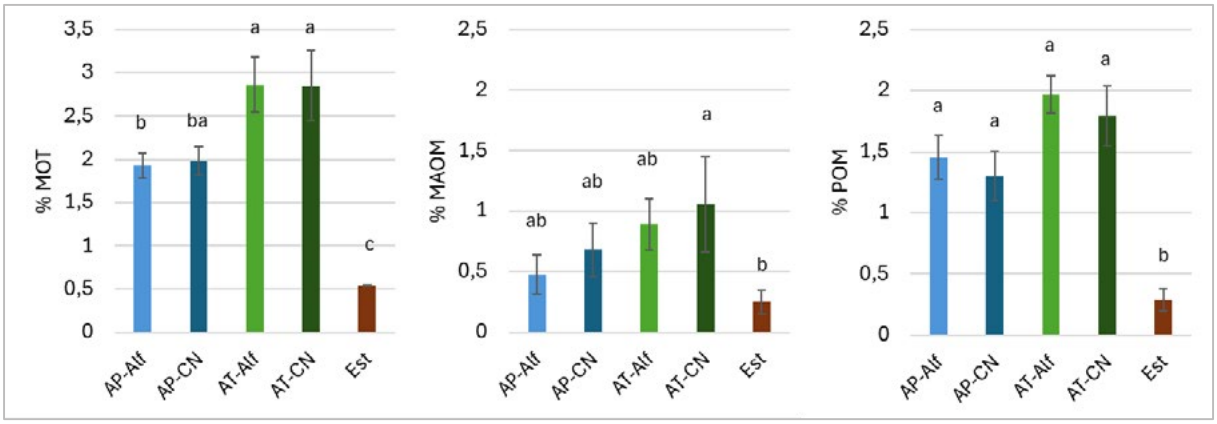


Figura 2. Materia orgánica total (MOT) y sus fracciones (Materia Orgánica Asociada a los Minerales -MAOM y Materia Orgánica Particulada – POM) en cada combinación de tratamientos. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05).

En la estepa la distribución en fracciones de la MOT es aproximadamente igual en entre MAOM y POM ya que el 56 % de la MOT se encuentra en forma de POM. Con el riego esas proporciones se modifican, incrementando la fracción de POM respecto del total de la MO, lo que se puede explicar por el mayor aporte de residuos frescos incorporados por la biomasa que el riego genera (Cotruffo et al., 2019).

Entre los tipos de agua de riego la tendencia no es clara, aunque se observa una leve tendencia de la alfalfa a aportar materia orgánica en forma de POM. En contraposición en CN, en donde dominan las gramíneas, existe una leve tendencia a acumular MO en forma de MAOM. A pesar de las texturas con dominancia de arenas, el riego genera una mejora en la

acumulación de la materia orgánica y el tratamiento más eficiente para reservarla en forma de MAOM parece ser el CN, probablemente por el aporte de la materia orgánica subterránea derivada del sistema radicular de las gramíneas que proliferan en estas parcelas (Six et al., 2014). En ambos casos, si bien el aumento de la materia orgánica es importante, es esperable las texturas limiten la cantidad de carbono que se pueda almacenar y la persistencia de esa materia orgánica, ya que la misma se almacena en formas lábiles (Six et al., 2002).

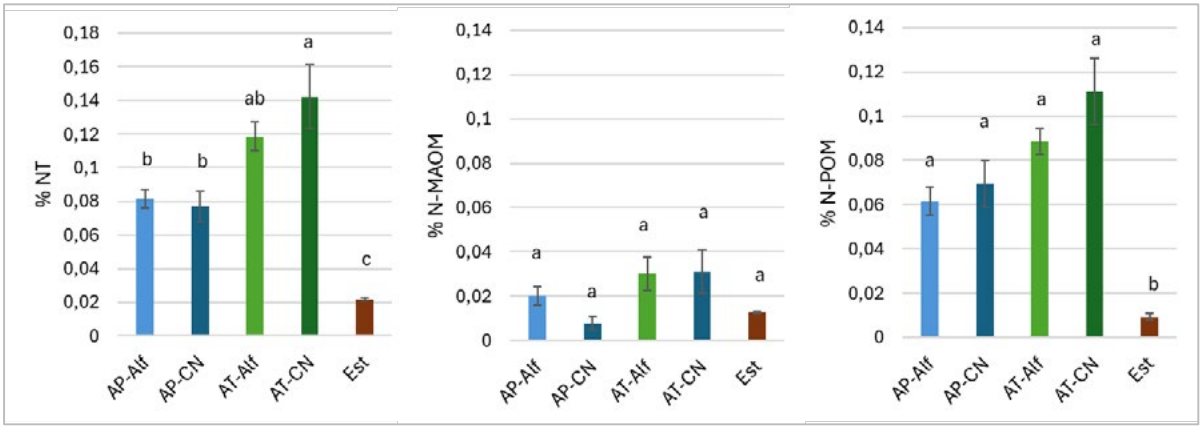


Figura 3: Nitrógeno total y nitrógeno asociado a las fracciones de MAOM y POM en cada uno de los tratamientos. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$)

La mayor disponibilidad de materia orgánica implica mayor disponibilidad de nutrientes, en especial nitrógeno, que se refleja en los incrementos significativos del % de NT de todos los tratamientos respecto de la estepa (Figura 3). Los mayores valores fueron los registrados en los tratamientos con ART, lo que era esperable por la carga orgánica de este tipo de agua. Al igual que lo observado con la materia orgánica, la mayor proporción del nitrógeno se encuentra ligado a la POM, lo que implica una mayor exposición a la mineralización rápida. La variabilidad de los datos no permitió calcular con precisión las relaciones C/N pero en esta fracción (N-POM) el campo natural parece generar una MO de mayor calidad (C/N más cercana a 10) mientras que en la de la alfalfa la C/N es más cercana a 18. Sería interesante profundizar este aspecto en futuros estudios, ya que influirá en la forma que el nitrógeno orgánico del suelo se transforme en disponibilidad para las plantas.

CONCLUSIONES

En suelos áridos, con contenidos originalmente muy bajos de materia orgánica, el riego incrementa significativamente la materia orgánica y estos aumentos son aún mayores si el agua aporta carbono como en el riego con ART.

La fracción que se incrementa más significativamente es la POM, por lo que, si bien esto resulta favorable para la disponibilidad de nutrientes, muestra una limitada capacidad para proteger el carbono de la mineralización rápida. Esto se relaciona con las texturas arenosas de los suelos y obliga a proponer estrategias de conservación de la materia orgánica en la planificación del manejo.

AGRADECIMIENTOS

Al Cooperativa de Aguas y Servicio Públicos de Ingeniero Jacobacci y al Departamento Provincial de Aguas de Río Negro, en especial al Ing:Ftal. Santiago Magnin, por el apoyo y la colaboración en la gestión del ensayo. A Antonio Currumán por el mantenimiento diario del ensayo. Marisa Lugo por su colaboración en los análisis de laboratorio. Este trabajo fue financiado con los proyectos PD-INTA I122, PD -INTA I032 y el PIDT-2018 UNRN 40-B-701.

BIBLIOGRAFÍA

Cambardella, C. A., y Elliott, E. T. (1992). Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Science Society of America Journal.

Cotrufo, M. F. y Lavallee, J. M. (2022). Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. Advances in agronomy, 172, 1-66

Cotrufo, M. F., et al. (2019). Soil organic matter in particulate and mineral-associated forms: A state-of-the-art of measurement and controls. Soil Biology and Biochemistry.

Cremona M.V., Riat M.C., Velasco, V., Magnin, S. (2024). Riego de especies forestales con agua residual tratada en zonas áridas: efectos en la vegetación y el suelo. Actas XIX CACS San Fernando del Valle de Catamarca, 21 al 24 mayo

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión (2020). Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Hassink, J. (1997). The capacity of soils to preserve organic carbon and nitrogen by association with clay and silt particles. Plant and Soil

Hassink, J. (1997). The capacity of soils to preserve organic carbon and nitrogen by association with clay and silt particles. Plant and Soil.

Six, J., y Paustian, K. (2014). Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. Soil Biology and Biochemistry.

Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., y Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil.

ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD ENTRE VARIABLES SAR EN BANDA L (SAOCOM) Y MEDICIONES DE NIVEL FREÁTICO EN AMBIENTES AGRÍCOLAS

De Luca, E.[1]*, Magra, M. S.[2]*, Salafia, A.[2], Blanco, P.[2], Pascual, I. G.[1]

Comisión Nacional de Actividades Espaciales[1]; Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria[2].
*edeluca.sec@conae.gob.ar; *magra.sofia@inta.gob.ar

RESUMEN: El monitoreo del nivel freático superficial en ambientes agrícolas resulta clave para la gestión del agua y la evaluación de procesos edáficos asociados al exceso de humedad. En nuestros suelos la dinámica del nivel freático, es tan relevante como su profundidad puntual. Sin embargo, las mediciones directas a campo suelen ser espacialmente limitadas y costosas desde el punto de vista operativo. En este contexto, la teledetección, y en particular los sensores radar de apertura sintética (SAR), ofrecen una alternativa promisoria debido a su sensibilidad a las propiedades dieléctricas del suelo, que permite estimar el contenido de agua de un suelo y a su independencia de las condiciones atmosféricas. El presente trabajo, enmarcado en el sur de Córdoba y el Noreste de San Luis, propone evaluar una metodología de análisis de sensibilidad orientada a identificar las variables derivadas de información SAR (SAOCOM Banda L, **λ** aprox 23~cm) con mayor capacidad explicativa respecto a las mediciones de nivel freático. La metodología se basa en la comparación de distintos modelos de regresión entre variables radar y datos de campo, incorporando criterios de filtrado y segmentación vinculados al estado de la cobertura vegetal, la altitud y la estacionalidad. La metodología se aplica sobre un área agrícola como caso de estudio, permitiendo analizar la robustez de las relaciones observadas bajo distintos escenarios. Los resultados evidencian diferencias significativas en la sensibilidad de las variables evaluadas, destacándose aquellas asociadas a determinadas polarizaciones SAR. Los resultados de la metodología presentada constituyen una herramienta replicable para estudios de suelos y recursos hídricos, y aporta un marco objetivo para la selección de variables SAR en análisis posteriores.

PALABRAS CLAVE: nivel freático, análisis de sensibilidad, SAOCOM.

INTRODUCCIÓN

La presencia de niveles freáticos someros condiciona de manera significativa el funcionamiento hidrológico y productivo de los suelos agrícolas, influyendo en procesos como la aireación, la dinámica de sales y el desarrollo radicular de los cultivos (Nosetto et al., 2009). El conocimiento espacial y temporal de la profundidad de la napa freática resulta, por lo tanto, un insumo fundamental para la toma de decisiones agronómicas y la planificación del uso del suelo (Alsina et al., *2020).*

En las últimas décadas, la teledetección ha demostrado un creciente potencial para el estudio indirecto de variables hidrológicas y edáficas. En particular, los sensores SAR han sido ampliamente utilizados para la estimación de humedad del suelo, debido a su sensibilidad a las propiedades dieléctricas y a la rugosidad superficial. Dado que el nivel freático podría influir en la humedad del perfil superficial y en el estado de la vegetación, sería factible explorar la posibilidad de establecer relaciones empíricas entre variables SAR y la profundidad de la napa. Sin embargo, la diversidad de polarizaciones de SAOCOM, y de variables derivadas genera un amplio abanico de posibles predictores, cuya respuesta frente al nivel freático no siempre es consistente entre ambientes.

El objetivo de este trabajo es presentar y aplicar una metodología de análisis de sensibilidad entre variables SAR y mediciones de nivel freático, con el fin de identificar los predictores más relevantes en un ambiente agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se localiza en el centro–sur de la región pampeana argentina, abarcando el sur de Córdoba y el noreste de San Luis (Figura 1). La red de monitoreo incluye freátimetros instalados en establecimientos agrícolas representativos de la transición subhúmeda–semiárida (Charito, Rodríguez, La Petacha, La Luz, La Emilia, El Consuelo, La Escondida, La Margarita, La Adela, Pelliza, La Belcha e INTA Huinca Renancó). El relieve es predominantemente llano a suavemente ondulado, desarrollado sobre depósitos loéssicos de origen eólico que condicionan la dinámica hídrica regional. El clima es templado subhúmedo a semiárido, con precipitaciones medias anuales entre 650 y 900 mm, concentradas en primavera–verano y con marcada variabilidad interanual que regula la recarga y fluctuación del nivel freático (Videla-Mensegue et al., 2024; 2021a). Los suelos predominantes corresponden a Haplustoles típicos, con presencia de Haplustoles énticos y Hapludoles en posiciones más estables, y Natracuales/Natracualfes en sectores deprimidos con influencia freática y procesos de sodificación. Presentan texturas franco a franco-arenosas superficiales y posibles limitaciones por salinidad y sodicidad cuando el nivel freático es somero (Taboada, 2008). La distribución espacial de los sitios permite capturar la variabilidad hidrológica y evaluar la sensibilidad entre variables SAR en banda L (SAOCOM) y mediciones in situ del nivel freático bajo sistemas agrícolas extensivos.

Datos de campo

966 Las mediciones de nivel freático se obtuvieron a partir de una red de puntos de monitoreo distribuidos en el área de estudio. La Figura 1 muestra la distribución espacial de los establecimientos considerados, donde en cada punto se registró la profundidad del nivel freático respecto de la superficie del suelo.

Figura 1. Ubicación de los establecimientos y freatímetros seleccionados.

Las mediciones se realizaron con frecuencia mensual y, en casos puntuales, con periodicidad trimestral. Se consideraron todos los registros disponibles dentro de una ventana temporal extendida comprendida entre abril de 2020 y diciembre de 2024, en concordancia con la disponibilidad de imágenes satelitales. Previo a su utilización en el análisis, los datos fueron sometidos a un proceso de depuración y control de calidad. En primer lugar, se conservaron únicamente aquellos registros correspondientes a profundidades del nivel freático comprendidas entre 0 y 2,5 m, rango considerado representativo de condiciones de napa

somera y de mayor sensibilidad para su detección indirecta mediante sensores SAR. Adicionalmente, se aplicó un criterio estadístico de segmentación basado en la media ± 2 desvíos estándar, con el objetivo de excluir valores extremos y atípicos. El total de registros empleados fue 487 en la ventana temporal pautada.

Datos satelitales

Se utilizaron datos provenientes del satélite SAOCOM (Satélite Argentino de Observación con Microondas), perteneciente a una constelación de dos plataformas (SAOCOM 1A y 1B), equipadas con un radar de apertura sintética (SAR) polarimétrico de alta resolución que opera en banda L (**λ** aprox 23~cm). Las imágenes utilizadas fueron seleccionadas en función de su coincidencia temporal con las mediciones de campo.

El dataset incluía un total de 133 imágenes TOPSAR, nivel de procesamiento L1A, en configuración de polarización completa (QuadPol), adquiridas en órbitas descendentes. Para el desarrollo del presente trabajo se empleó el coeficiente de retrodispersión correspondiente a cada una de las polarizaciones disponibles, así como también, un conjunto de variables derivadas obtenidas a partir de operaciones matemáticas entre dichas polarizaciones.

De manera complementaria, se incorporaron imágenes ópticas del sensor Sentinel-2 para el cálculo del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), utilizado como variable auxiliar para caracterizar el estado y la dinámica de la cobertura vegetal.

Asimismo, se utilizaron datos del Modelo Digital de Elevación (MDE) de la misión Shuttle Radar Topography Mission (SRTM; Farr et al., 2007) con el objetivo de evaluar la posible influencia de la altitud en el análisis.

Preprocesamiento de las imágenes

Las imágenes SAR fueron sometidas a una cadena de preprocesamiento estándar que incluyó corrección radiométrica, corrección geométrica y la reducción del efecto speckle (ruido sistemático). Posteriormente, se realizó la extracción de estadísticas zonales de las variables SAR sobre los puntos de medición de nivel freático, empleando un criterio de influencia por buffers circulares de 50 m de radio alrededor del punto de medición, con el objetivo de minimizar posibles desalineamientos espaciales entre los datos satelitales y las mediciones de campo.

En el caso de las imágenes ópticas, se aplicaron las correspondientes correcciones atmosféricas y se calculó el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) para cada fecha disponible. De manera análoga a lo realizado con las imágenes SAR, se extrajeron estadísticas zonales utilizando el mismo tamaño de buffer tanto para los valores de NDVI como para los datos de elevación, asegurando la consistencia espacial entre todas las variables consideradas en el análisis.

Metodología de análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad se orientó a evaluar la capacidad de distintas variables derivadas de imágenes SAR para explicar las variaciones observadas en las mediciones de nivel freático. Para ello, se analizó la relación entre cada variable radar y los datos de nivel freático mediante el ajuste de distintos modelos de regresión.

Para cada combinación sensor–variable se ajustaron modelos de regresión lineal, logarítmica y exponencial. El desempeño de cada modelo fue evaluado a partir del coeficiente de determinación (R^2), utilizado como métrica principal para cuantificar el grado de asociación entre las variables SAR y el nivel freático medido a campo.

Además de los coeficientes de retrodispersión correspondientes a cada polarización individual (HH, HV, VV y VH), se evaluó un conjunto de variables derivadas obtenidas a partir de operaciones matemáticas entre polarizaciones, con el objetivo de explorar distintos mecanismos de dispersión electromagnética. Las variables consideradas fueron:

- **HH − VV**, asociada a mecanismos de dispersión de tipo diédrico.
- **HV + VH**, representativa de la dispersión volumétrica.
- **HH + VV**, vinculada a mecanismos de dispersión simple.
- **HH / VV**, orientada a atenuar contribuciones no relacionadas con la humedad y resaltar la componente dieléctrica del objetivo.
- **(HH − VV) / (HH + VV)**, análoga a índices espectrales ópticos, utilizada para reducir efectos geométricos.

- **Span = HH + VV + 2·HV**, que representa la potencia total retrodispersada por el objetivo.

Con el fin de reducir la influencia de la cobertura vegetal sobre la señal radar, se aplicó un filtrado de los datos en función del NDVI, considerando distintos umbrales para la segmentación de los registros. Este procedimiento permitió analizar la sensibilidad de las variables SAR bajo diferentes condiciones de cobertura vegetal.

Adicionalmente, se incorporaron criterios de segmentación basados en la altitud y en la estacionalidad, evaluando subconjuntos de datos correspondientes a distintos rangos altimétricos y a diferentes períodos del año, tales como meses estivales, meses invernales y el conjunto anual completo. Estas condiciones de filtrado y segmentación fueron consideradas como escenarios alternativos dentro del análisis de sensibilidad.

Finalmente, se identificaron como variables de mejor desempeño aquellas que presentaron los valores más elevados de R^2 de forma consistente a través de los distintos modelos de regresión y escenarios de filtrado, destacándose por su mayor potencial para la detección indirecta del nivel freático.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis comparativo de todas las relaciones evaluadas entre las variables SAR y las mediciones de nivel freático, considerando los distintos escenarios de filtrado y segmentación definidos en la metodología, permitió identificar un conjunto de condiciones bajo las cuales se obtuvo el mejor desempeño de los modelos de regresión. En total, para cada tipo de regresión se evaluaron 16.951 combinaciones de variables y escenarios, lo que permitió explorar de manera exhaustiva la sensibilidad de las variables SAR bajo diferentes contextos biofísicos y geomorfológicos.

En particular, los resultados más robustos se alcanzaron al aplicar un umbral de NDVI de 0.2, restringiendo el análisis a los meses estivales, a sitios ubicados a altitudes inferiores a 180 m.s.n.m. y a registros de nivel freático correspondientes a profundidades de hasta 1.6 m. Este conjunto de condiciones permitió reducir la influencia de la cobertura vegetal, considerar efectos topográficos y focalizar el análisis en el rango de profundidades donde la señal radar presenta mayor sensibilidad a las propiedades dieléctricas del suelo.

Bajo este escenario, la polarización HV fue la variable que presentó el mayor potencial predictivo. El mejor ajuste se obtuvo mediante un modelo de regresión lineal, que alcanzó un coeficiente de determinación de $R^2 = 0.617$, superando a los modelos no lineales evaluados. En comparación, el modelo exponencial presentó un R^2 de 0.545, mientras que el modelo logarítmico alcanzó un R^2 de 0.516, evidenciando un desempeño inferior respecto del modelo lineal para las condiciones analizadas.

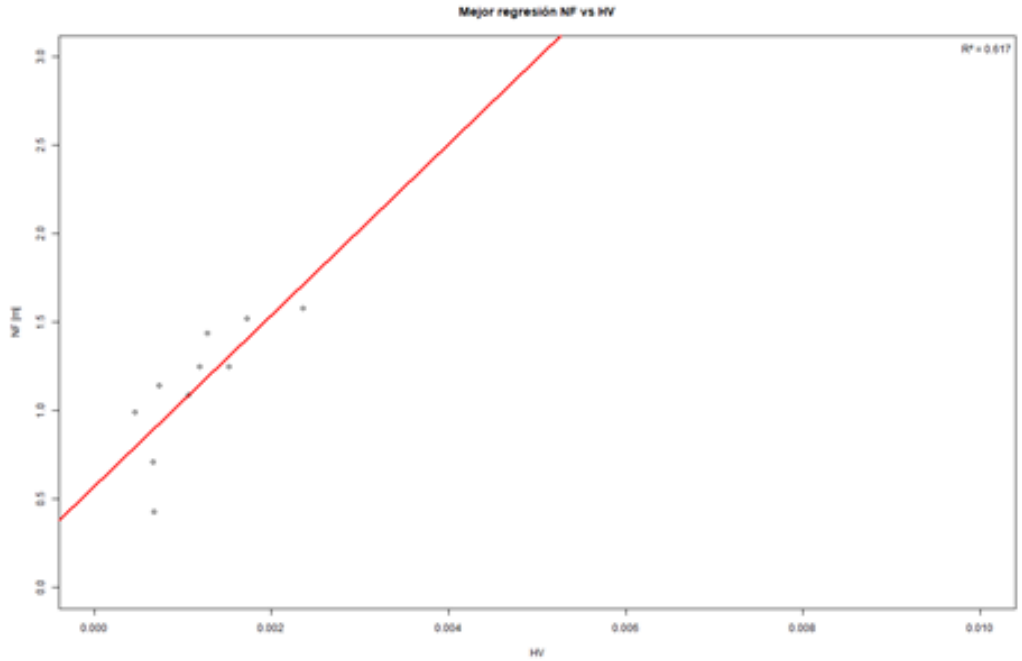


Figura 2. Regresión lineal entre Nivel Freático y Coeficiente de Retrodispersión de SAOCOM, en la polarización HV.

La Figura 2 muestra la relación entre la variable HV y el nivel freático correspondiente al escenario óptimo identificado, junto con el ajuste del modelo lineal y la dispersión de los datos observados.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos indican que, bajo condiciones específicas de baja cobertura vegetal, estacionalidad estival y niveles freáticos someros, las variables derivadas de imágenes SAR en banda L presentan una sensibilidad frente a las variaciones del nivel freático. En particular, el mejor desempeño alcanzado por la polarización HV sugiere que los mecanismos de dispersión volumétrica juegan un rol central en la detección indirecta de cambios en el contenido hídrico del suelo asociados a la proximidad del nivel freático.

La superioridad del modelo de regresión lineal frente a los modelos exponencial y logarítmico indica que, dentro del rango de profundidades analizado (hasta 1,6 mts.), la respuesta de la retrodispersión HV frente a las variaciones del nivel freático puede aproximarse adecuadamente mediante una relación lineal. Esto resulta consistente con el comportamiento esperado de la señal radar en banda L, cuya mayor longitud de onda favorece la penetración en el suelo y una respuesta más directa a las propiedades dieléctricas del medio, particularmente en condiciones de baja interferencia de la vegetación.

El filtrado por NDVI demostró ser un factor clave para mejorar el desempeño de los modelos, ya que permitió reducir la contribución de la biomasa vegetal sobre la señal radar y aislar, en mayor medida, la respuesta del suelo. De manera similar, la segmentación estacional evidenció que los meses estivales concentran las condiciones más favorables para la detección del nivel freático, posiblemente asociadas a mayores contrastes de humedad y a una dinámica más activa del sistema suelo–agua.

Asimismo, la restricción del análisis a rangos altimétricos bajos contribuyó a disminuir la influencia de efectos topográficos y geométricos sobre la señal, reforzando la estabilidad de las relaciones observadas. En conjunto, estos resultados ponen de manifiesto la importancia de considerar estrategias de segmentación y filtrado adecuadas al evaluar la sensibilidad de variables SAR, ya que el desempeño de los modelos depende fuertemente del contexto biofísico y geomorfológico.

Finalmente, si bien los valores de R^2 obtenidos no permiten una estimación directa y precisa del nivel freático de manera operativa, los resultados evidencian un potencial significativo de

las imágenes SAR en banda L, y en particular de la polarización HV, como herramienta complementaria para el monitoreo indirecto de la dinámica del nivel freático a escala espacial, especialmente en regiones donde las mediciones de campo son escasas o discontinuas.

CONCLUSIONES

El análisis de sensibilidad realizado permitió identificar condiciones bajo las cuales las variables SAR en banda L presentan una mayor capacidad para detectar indirectamente variaciones del nivel freático. Los mejores resultados se obtuvieron bajo escenarios de baja cobertura vegetal, durante los meses estivales, en áreas de baja altitud y para niveles freáticos someros.

En este contexto, la polarización HV mostró el mayor potencial predictivo, destacándose el modelo de regresión lineal como el de mejor desempeño. Estos resultados refuerzan el valor de las imágenes SAR en banda L como una herramienta complementaria para el monitoreo espacial del nivel freático y resaltan la importancia de aplicar estrategias de segmentación adecuadas para mejorar la interpretación de la señal radar.

BIBLIOGRAFÍA

Alsina, S., Nosetto, D. y Jobbágy, E. G. (2020) “Base de datos napa: Primera síntesis de la dinámica freática pampeana desde 1950 al presente,” Ciencia del suelo, vol. 38, no. 2.

Farr, T. G. et al., 2007, The Shuttle Radar Topography Mission, Rev. Geophys., 45, RG2004, doi:10.1029/2005RG000183.

Nosetto, M., Jobbágy, E. Jackson, R. y Sznaider, G. (2009) “Reciprocal influence of crops and shallow ground water in sandy landscapes of the inland pampas,” Field Crops Research, vol. 113, no. 2, pp. 138–148.

Taboada M. A. y Lavado R. S. (2008). Funcionamiento de suelos salino-sódicos. Actas XVI Congreso de Aapresid. Rosario, 12 al 15 de agosto de 2008.

Videla-Mensegue, H., Córdoba, M., Caviglia, O. P. y Sadras, V. O. (2024). Soybean yield and water productivity gaps associate with ENSO-dependent effects of fungicide, sowing date and maturity group. Eur. J. Agron. 155. https://doi.org/10.1016/j. eja.2024.127133.

Videla-Mensegue, H., Caviglia, O. P., Degioanni, A., Marcos, J., Bonadeo, E., (2021b). Calibration and validation of soil water balance (SWB) model in the Argentinian pampas. Comput. Electron. Agric. 181, 105892. https://doi.org/10.1016/j. compag.2020.105892.

PROPIEDADES DE TRES SERIES DE SUELOS DEL CHACO BAJO RIEGO SUPLEMENTARIO

Demianiuk, G. M.[1], Dalurzo, H. C.[2*], Chabbal, M. D.[3], Hidalgo, R. J.[3]

[1] Cátedra de Horticultura, Universidad Nacional del Chaco Austral UNCAUS; [2] Manejo y Conservación de Suelos. Facultad de Ciencias Agrarias UNNE; [3] Mecanización Agrícola. Facultad de Ciencias Agrarias UNNE; [*]Facultad de Ciencias Agrarias UNNE; Sgto Cabral 2131; 3400; Corrientes, dalurzo@agr.unne.edu.ar

RESUMEN: El objetivo fue evaluar posibles cambios en las propiedades químicas y fisicoquímicas de tres series de suelos en el Chaco argentino bajo 20 años de riego suplementario. En un ensayo se evaluaron dos tratamientos: Testigo sin historial de riego previo y una situación con 20 años bajo riego suplementario con agua subterránea ligeramente salina en tres Series de suelos que conformaron los Bloques. Cada serie con 4 repeticiones. Se muestreó hasta los 100 cm y se presentan datos de 0-5 cm. Se analizó: pH; materia orgánica, P, K, Ca, Mg, Na, RAS, PSI y en el extracto de saturación CE, Na, y Ca+Mg. Los resultados se analizaron aplicando ANOVA, Análisis de Variancia Multivariado, sin hallar diferencias significativas. Con un Análisis de Componentes Principales, se retuvo dos componentes que explicaron el 70% de la variabilidad. Se definieron las variables más relevantes y se representaron en un Biplot. Con una función Discriminante se concluyó que, a pesar de no tener cambios significativos en las variables, fue factible una segregación asociada principalmente a variables de Na y Ca más Mg del extracto de saturación, que fueron aportados por el agua de riego a la solución del suelo, pero sin incrementar la salinización ni la sodificación. El umbral de resiliencia química y capacidad buffer del suelo amortiguaron posibles cambios durante el período evaluado.

PALABRAS CLAVE: sodificación, salinización, análisis multivariado.

INTRODUCCIÓN

En las regiones subhúmedas de Argentina, el ante la creciente variabilidad climática el riego suplementario se ha empleado como una práctica esencial para potenciar los rendimientos agrícolas, Sin embargo, esta estrategia, si bien beneficiosa, no está exenta de desafíos, debido a que el uso continuado de aguas subterráneas puede, con el tiempo, desatar procesos de salinización y sodificación, afectando las propiedades químicas y físicas del suelo.

Los estudios en la región pampeana han revelado una realidad particular donde los umbrales tradicionales de sodicidad, pensados para zonas áridas, no siempre se ajustan a los ambientes húmedos y subhúmedos. Investigaciones como las de Torres Duggan et al. (2012) mostraron que incluso pequeños aumentos en el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), por debajo del umbral clásico del 15%, pueden provocar cambios físicos perceptibles, como ser incremento en la resistencia mecánica y reducción en la infiltración. Profundizando en esta idea, Torres Duggan et al. (2017) señalaron que en suelos con baja conductividad eléctrica (CE), el sodio puede manifestar su efecto dispersante con mayor intensidad, indicando que los umbrales de degradación son, en la práctica, más bajos de lo que se pensaba para zonas áridas. Estos trabajos también destacaron que la magnitud del impacto del riego está fuertemente ligada a las características de cada suelo, como un alto contenido de materia orgánica (MO), un manejo conservacionista y una buena estructuración confieren al suelo elevada resiliencia, es decir, una capacidad intrínseca para amortiguar y recuperarse de las alteraciones inducidas por el riego.

Considerando esto, los suelos del Chaco presentan atributos que podrían dotarlos de una significativa capacidad de amortiguación, tanto química como estructural, ya que se

caracterizan por tener alta CIC, predominio de calcio y magnesio intercambiables, y en muchos casos, texturas medias a finas. Estas propiedades les confieren una alta capacidad buffer, que no solo amortigua el ingreso de sodio (Na), sino que también retrasa el aumento del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y evita cambios rápidos en la conductividad eléctrica (CE) del extracto de saturación. Todo esto contribuye a mantener la estabilidad funcional del suelo incluso bajo riego prolongado.
El objetivo fue evaluar posibles cambios en las propiedades químicas y fisicoquímicas de tres series de suelos en el Chaco argentino bajo 20 años de riego suplementario.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el Departamento Comandante Fernández (Chaco) se instaló un ensayo evaluando una situación Testigo (T) sin historial de riego previo y una situación con 20 años bajo riego suplementario con agua subterránea a 3 Series de suelo: Flecha, Delfina y Tizón que conformaron los Bloques. Cada serie con 4 repeticiones independientes en diferentes parcelas o lotes. Se extrajeron muestras de suelos en 5 profundidades hasta los 100 cm de profundidad y se presentan los datos de 0-5 cm que resultaron representativos del patrón general del perfil. En laboratorio se determinaron: Textura: Método de Bouyoucos. (Dewis y Freitas, 1970). pH: en agua destilada en relación 1:2,5 (Dewis y Freitas, 1970). Materia orgánica (MO): Método de Walkley y Black modificado (Nelson and Sommers, 1996). Fosforo: Bray-Kurtz I (Dewis y Freitas, 1970). Calcio y magnesio intercambiables en acetato de amonio a pH 7. Determinado por complejometría con etilén diamino tetracético EDTA (Dewis y Freitas, 1970). Potasio y sodio (Na) intercambiable por fotometría de llama (Dewis y Freitas, 1970). En el extracto de pasta saturada: CE; Calcio más magnesio en extracto de saturación (Ca+Mgex) por complejometría; Na en el extracto de saturación (Naex) por fotometría de llama (Dewis y Freitas, 1970). La Relación de Adsorción de Sodio (RAS) se obtuvo por fórmula. Cloruros (Cl^-): por el método de argentimetría, y Sulfatos (SO_4^{2-}): por precipitación y conductimetría, según procedimientos del Laboratorio del Instituto de Suelos (CIRN–INTA). El Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI): Se obtuvo a partir del nomograma de relación RAS–PSI del U.S. Salinity Laboratory Staff. (1980).
Con los resultados se aplicaron un ANOVA, Análisis de Variancia Multivariado, Análisis de Componentes Principales, Análisis de Factores y Análisis Discriminante (Di Renzo, 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La variabilidad química del suelo estuvo dominada por las diferencias edáficas entre bloques (Series de suelos ubicados diferentes lotes), mientras que el manejo de riego, bajo las condiciones y el tiempo de uso analizados, no produjo modificaciones detectables en las propiedades químicas del suelo. El análisis multivariado de la varianza (MANOVA) indicó un efecto altamente significativo del factor sitio ($p<0,0001$), mientras que no se detectaron diferencias multivariadas significativas entre tratamientos ($p = 0,714$), ver Tabla 1 Este resultado se observó tanto en el estrato superficial (0–5 cm) como en el resto del perfil evaluado.

Tabla 1. Resultados del Análisis de la Varianza Multivariado (MANOVA)

F.V.	Estadístico	F	g.l. (núm.)	g.l. (den.)	Probabilidad
Bloques	16,26	16,26	11	11	<0,0001
Tratamientos	0,77	0,70	11	10	0,7140

En coincidencia con los Anovas univariados, la prueba de Hotelling confirmó la ausencia de diferencias entre tratamiento testigo y riego para pH, MO, fósforo disponible (P), cationes intercambiables, RAS, PSI, cloruros (Cl), sulfatos (SO_4) y conductividad eléctrica (CE).

Tabla 2. MANOVA. Prueba de Hotelling alfa=0,05 con los promedios de cada tratamiento Testigos (T) y con Riego (R).

Trat.	pH H_2O	MO (%)	P (mg kg^{-1})	Ca	Mg	K	Na	Na ex	Ca + Mg ex	RAS	PSI (%)	Cl	SO_4	CE $dS\ m^{-1}$	n	
				(cmol kg^{-1})				Extracto saturado meq L^{-1}				meq L^{-1}				
Riego	8,1	3,5	114	17,0	4,1	2,3	0,91	62	0,6	119	63,2	1,3	1,5	1,0	12	A
Testigo	7,9	3,3	92	17,4	3,6	2,2	0,88	54	0,9	95	57,9	1,1	1,8	0,9	12	A

Observaciones: Error: Matriz de covarianzas común gl: 20. Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05)

Este comportamiento indica que, hasta el momento, el riego no generó procesos de salinización ni sodificación medibles a escala de campo. Si bien no se registraron efectos del manejo, sí se observaron diferencias significativas entre lotes o series de suelos para las variables químicas. las concentraciones de sodio, CE y PSI que variaron más entre sitios que entre tratamientos dentro de un mismo sitio (Tablas 1 y 2). Esto sugiere que los valores de salinidad y sodicidad responden principalmente a características intrínsecas del suelo, tales como material parental, textura, balance catiónico y evolución edáfica, más que al aporte de sales por el agua de riego.

En la Tabla 3 se presentan los autovalores propios asociados a las componentes principales, la proporción que explican de la variancia y la proporción acumulada. El análisis de componentes principales explicó el 70 % de la variabilidad total con las dos primeras componentes CP1 y CP2.

Tabla 3. Valores propios de los atributos del suelo de la profundidad de 0-5 cm presentando los de mayor relevancia que superaron el valor de 1 y la proporción explicada por cada uno de ellos

Lambda	Valor propio	Proporción	Proporción acumulada
1	4,98	0,45	0,45
2	2,66	0,24	0,70
3	2,05	0,19	0,88
4	0,93	0,08	0,97

Se presentan las expresiones analíticas correspondientes a la primera y segunda componente principal, que concentran el mayor porcentaje de la variación observada, la CP1 (45%): asociada principalmente a Na, RAS, PSI, pH, Cl, fósforo disponible y materia orgánica. Este CP1 representa un gradiente químico general del suelo.

CP1**=** 0,36 (pH) + 0,31 (MO) + 0,39 (P) + 0,32 (Ca) − 0,01 (Mg) + 0,39 (Na) + 0,28 (RAS) + 0,33 (PSI) + 0,36 (Cl) − 0,12 (SO4) + 0,19 (CE)

La CP 2 (24%)**:** dominada negativamente por Mg y positivamente por la CE y sulfatos, interpretado como un gradiente iónico secundario.

CP2**=** −0,25 (pH) − 0,24 (MO) +0,15 (P) +0,08 (Ca) −0,55 (Mg) +0,02 (Na) −0,06 (RAS) +0,19 (PSI) −0,07 (Cl) +0,46 (SO4) +0,55 (CE)

La separación observada entre lotes en el biplot CP1–CP2 confirma que la estructura química está controlada por el tipo de suelo, mientras que la superposición de los tratamientos evidencia la ausencia de efecto del riego, ver Figura 1

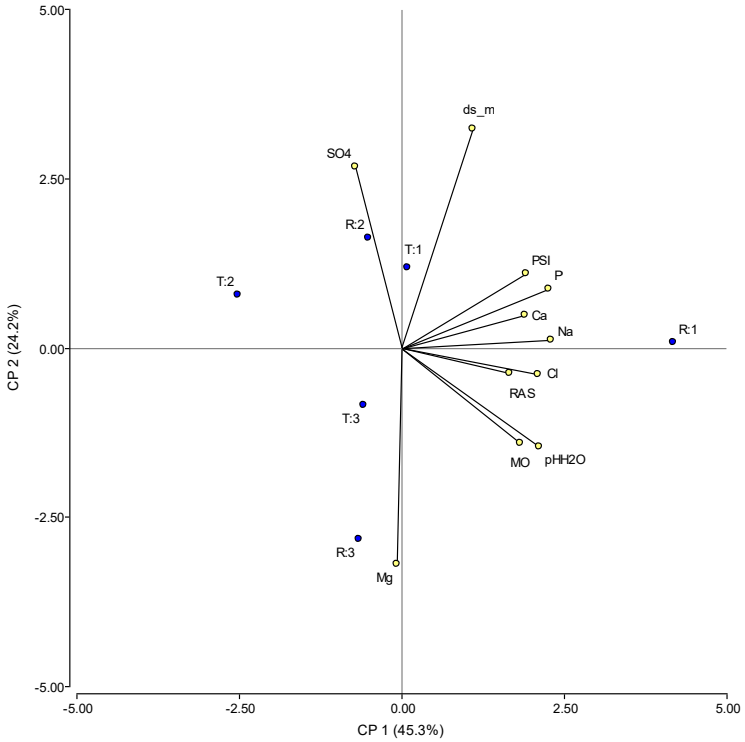


Figura 1. Biplot del Componente Principal 1 (CP 1) y del Componente Principal 2 (CP 2). Tratamiento Testigo de la Serie Flecha (T1) Riego de la Serie Flecha (R1). Tratamiento Testigo de la Serie Delfina (T2) Riego de la Serie Delfina (R2). Tratamiento Testigo de la Serie Tizón (T3) Riego de la Serie Tizón (R3).

La MO se vinculó al gradiente principal, mientras que el Mg se explicó mediante una componente independiente, lo cual indicó que su variación no responde a procesos de salinización o sodificación inducidos por el riego.

Los resultados del MANOVA (Tabla 2) fueron consistentes con la estructura observada en el biplot de la Fig. 1, lo cual asevera que la variabilidad química del suelo está dominada por diferencias edáficas entre sitios, mientras que el manejo del riego, bajo las condiciones evaluadas y el período de uso considerado, no produjo cambios.

Los valores de pH en agua del suelo variaron de la neutralidad (7,1) a la alcalinidad (8,9), razón por la cual no se analizó la acidez intercambiable por considerarla muy baja y se empleó la suma de bases cambiables, equivalente a la CIC total. Los valores de Na%, calculados en base a la suma de bases cambiables, fluctuaron entre 0,7 y 13%.

El PSI presentó en Tabla 2 valores promedios en el Testigo 57,9% y bajo riego de 63,2%. Para el RAS, obtenidos por fórmula, fueron de 95 y 119 respectivamente

Esta diferencia entre el PSI respecto a las bases cambiables y al PSI hallado con el nomograma se debería a que el RAS mide la proporcionalidad de Na en la solución del suelo y su potencial impacto sobre el intercambio, y porque la relación RAS–PSI depende de múltiples factores físico-químicos (pH, salinidad, tipo de arcilla) y no es simplemente una medición del estado del complejo de intercambio. En consecuencia, su uso debe ser interpretado como un índice de evaluación de riesgo más que una descripción química absoluta. Si bien índices como el RAS y el PSI son ampliamente utilizados para diagnosticar sodicidad en suelos bajo riego, su naturaleza es emplearlos como indicadores de tendencias o riesgos hacia la sodificación bajo determinadas condiciones de riego, y no describen directamente el estado químico real del complejo de intercambio catiónico en equilibrio en condiciones de campo (Mieres et al., 2011; Lavado y Taboada, 2017; Mohanavelu et al., 2021).

En zonas semiáridas del Chaco, los patrones espaciales de salinidad muestran acumulaciones naturales y secundarias de sales que, combinadas con actividades agrícolas

o el riego, pueden exacerbar procesos de salinización y sodificación, evidenciando que parámetros como RAS y PSI funcionen como indicadores de tendencia o riesgo de sodificación y no como medidas directas de estados químicos en equilibrio del complejo de intercambio catiónico (Vázquez et al., 2006; Covacevich et al., 2017; Maertens et al., 2022).

Los índices clásicos de sodicidad, como el PSI y su estimación indirecta a partir del RAS, se basan en supuestos simplificados de competencia catiónica *(*Rengasamy y Churchman, 1999) entre Na^+ y cationes bivalentes, principalmente Ca^{2+}, y en la existencia de una relación empírica relativamente estable entre la composición de la solución del suelo y el complejo de intercambio. Sin embargo, se ha señalado que dicha relación no es constante y puede variar en función de propiedades intrínsecas del suelo. En suelos con CE bajas a moderadas, la estimación del PSI a partir del RAS puede conducir a valores que no representan adecuadamente el Na intercambiable real cuando no se determinó la CIC. Por ello, en el presente trabajo se priorizó el análisis del Na en relación con la suma de bases intercambiables, considerando al PSI indirecto como un indicador de tendencia o riesgo potencial de sodificación. Richards (1954) y Sumner y Naidu (1998) lo citaron como un descriptor cuantitativo del estado del complejo de intercambio.

En conjunto, los resultados indican una elevada estabilidad química del suelo bajo riego suplementario que podría explicarse por: la capacidad buffer del suelo por una alta capacidad de amortiguación química, asociada al complejo de intercambio y un elevado contenido promedio de arcillas (23,9%), que atenuó la acumulación efectiva de Na intercambiable en un medio con abundante Naex en el extracto saturado (Tabla 2).

El riego con agua de 0,75–2,0 dS m^{-1} considerada con riesgo de salinidad para suelos de bajo drenaje no produjo degradación química detectable en 20 años. Sin embargo, los resultados no descartan un riesgo futuro bajo mayor tiempo de exposición o cambios en el balance hídrico.

Rengasamy y Olsson, (1991) y Rengasamy (1995) enfatizaron que la degradación estructural asociada a la sodicidad no depende únicamente del nivel absoluto de Na intercambiable, sino del equilibrio dinámico entre Na, Ca y Mg y del efecto modulador de la salinidad sobre el espesor de la doble capa difusa, y demostraron que suelos con valores similares de PSI pueden exhibir comportamientos físicos contrastantes según su estabilidad estructural intrínseca y la concentración electrolítica de la solución del suelo, lo que limita la aplicabilidad universal de umbrales críticos fijos.

La función discriminante obtenida con las variables de mayor factibilidad de diferenciación fue:

RAS (-5.61), PSI (+3.73), Cl (+2.42), Ca+Mgex (+1.40), pHH_2O (−1.40), Naex (+1.31), Na intercambiable (−1.29), CE (−1.24)

RAS con coeficiente negativo y PSI con positivo indica que no hay correspondencia lineal simple RAS-PSI. El sistema no responde como predice el modelo clásico USSL, en concordancia con Rengasamy y Churchman (1999) la relación RAS–PSI depende del contexto químico. La fuerza iónica y los aniones (Cl^-, SO_4^{2-}) modulan el sistema y el Naex tiene mayor peso o influencia que el Na intercambiable. Confirmando un comportamiento químicamente resiliente, modulado por fuerza iónica. Las diferencias entre tratamientos están asociadas a modificaciones en la relación catiónica de la solución (RAS), con participación secundaria del estado del complejo de intercambio (PSI). Un factor muy relevante es la relación Na/(Ca+Mg), en el extracto de saturación y presentan un rol acompañante en la separación multivariada. La salinidad (CE) perdió peso relativo comparativamente al RAS y al PSI. El agua ligeramente salina no modificó la CE o el RAS, pero podría alterar gradualmente la relación Ca/Mg, la sodificación relativa o la estructura iónica, y variar la composición del complejo de intercambio sin cambios estadísticamente grandes. El equilibrio entre la fase sólida y la solución del suelo está regulado por reacciones reversibles de intercambio catiónico cuya dirección depende de la actividad iónica relativa de Na^+, Ca^{2+} y Mg^{2+} en solución. Shainberg y Letey (1984) y Alperovitch et al. (2002) demostraron que variaciones en la composición de la solución del suelo, no implicaron necesariamente modificaciones inmediatas en el complejo de intercambio, debido a la capacidad buffer del sistema coloidal. En este contexto, las variaciones en Naex y Ca_Mgex reflejaron ajustes en la solución del suelo, sin incrementos del Na en suelos con elevada capacidad de intercambio catiónico y

presencia de Ca y Mg en el complejo, y es probable que perturbaciones moderadas en la solución no se traduzcan inmediatamente en sodificación del suelo.

CONCLUSIONES

El riego con agua de calidad marginal ligeramente salina con 2 dS m^{-1}, en base a los análisis univariados y al Manova no manifestó cambios significativos en el suelo. El umbral de resiliencia química y capacidad buffer del suelo amortiguaron posibles cambios durante 20 años de riego suplementario.

Con el análisis discriminante fue factible una segregación asociada principalmente a variables de Na y Ca más Mg del extracto de saturación, aportados por el riego a la solución del suelo sin incrementar la salinización ni la sodificación.

BIBLIOGRAFÍA

Alperovitch, J., Shainberg, I., Magdoff, F. y Bresler, E. (2002). Diffusion and cation exchange during the reclamation of saline-structured soils. Geoderma.

Covacevich, F., García, I. V. y Mendoza, R. E. (2017). Microorganismos promotores del crecimiento vegetal asociados a suelos halomórficos. En E. Taleisnik y R. S. Lavado (Eds.), *La salinidad y alcalinidad en suelos de la Argentina y su efecto sobre vegetación natural y cultivos* (pp. 500–522). Orientación Gráfica Edit: contentReference[oaicite:7]{index=7}

Lavado, R. S. (2018). Características de los suelos salinos y sódicos y su relación con los cultivos. En Cómo mejorar la producción forrajera en suelos afectados por sales (pp. 3–8). INBA. :content Reference[oaicite:9]{index=9}

Maertens, M., De Lannoy, G. J. M., Vincent, F., Massart, S., Giménez, R., Houspanossian, J. y Gasparri, N. I. (2022). Spatial patterns of soil salinity in the central Argentinean Dry Chaco. *Anthropocene, 37*, 100322. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2022.100322 :contentReference[oaicite:6]{index=6}

Nelson, D. W. y Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon and organic matter. En: Bigham, J. M. (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. ASA and SSSA, Madison, WI, USA.

Rengasamy, P. (1995). Australian sodic soils: distribution, properties, and management. CSIRO Publishing.

Rengasamy, P. y Churchman, G. J. (1999). Cation exchange capacity, exchangeable cations and sodicity. In M. E. Sumner (Ed.), Handbook of Soil Science (pp. B147–B171). Boca Raton: CRC Press.

Richards, L. A. (Ed.). (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Handbook No. 60. Washington, DC: United States Department of Agriculture.

Shainberg, I. y Letey, J. (1984).Response of soils to sodic and saline conditions. Hilgardia, 52(2), 1–57.https://doi.org/10.3733/hilg.v52n02p057

Sumner, M. E. y Naidu, R. (1998). Sodic soils: distribution, properties, management, and environmental consequences. New York: Oxford University Press.

Torres Duggan, M., Álvarez, C. R. y Rimski-Korsakov, H. R. (2017). Evaluación de la calidad del agua y del suelo regado en forma complementaria en la región pampeana argentina. En: Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, Nº 25. IPNI Cono Sur.

U.S. Salinity Laboratory Staff. (1980). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils.U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 60. Washington, DC: USDA.

Vázquez, M. E., Gelati, P. R. y Millán, G. J. (2006). Efecto del riego complementario sobre la salinidad y sodicidad de diferentes suelos del NO y Centro-E de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, 106*(1), 57–67:contentReference[oaicite:8]{index=8}

USO FORRAJERO DE CULTIVOS DE SERVICIO: IMPACTOS EN INFILTRACIÓN Y DINÁMICA DEL AGUA DEL SUELO

Duval, M.[1*], Schulz, M. E.[2, 3], Méndez Diaz, T.[2], Schott, J. C.[2], Rodríguez, E.[2], De Lucía, M.[2]

[1]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, * San Andrés 800, Campus UNS Palihue (8000), Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, mduval@criba.edu.ar; [2]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina; [3] Comisión de Investigaciones Científicas (CIC)

RESUMEN: El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del uso forrajero de diferentes cultivos de servicio (CS) sobre la producción de biomasa, la infiltración y la dinámica hídrica del suelo, en comparación con barbechos largos tradicionales, en un Haplustol éntico del sudoeste bonaerense. El ensayo, iniciado en 2019 y evaluado en 2025, incluyó centeno (C), vicia (V), la consociación centeno–vicia (CV) y un barbecho largo (B), con y sin aprovechamiento forrajero. Se determinó materia seca (MS), contenido de agua del suelo en distintas profundidades (0-20, 20-60 y 60-100 cm) e infiltración básica mediante infiltrómetro de anillo simple. La producción de MS difirió entre CS, registrándose los mayores valores en C y CV, mientras que V presentó los menores rendimientos. Tanto al momento del pastoreo como a la supresión de los CS, el contenido de agua del suelo fue superior en las parcelas bajo barbecho. No obstante, al momento de la siembra del cultivo de verano, las parcelas con CS presentaron mayores reservas hídricas, destacándose el tratamiento con centeno (220 mm), que se diferenció significativamente del barbecho (202 mm). El pastoreo redujo levemente el contenido de agua superficial. Las mayores tasas de infiltración se observaron en los tratamientos con CS, especialmente en la consociación CV (239 mm h^{-1}), superando al barbecho largo (135 mm h^{-1}). Sin embargo, el uso forrajero disminuyó significativamente la infiltración, evidenciando el impacto del pisoteo y la reducción de cobertura. Los resultados indican que los CS mejoran la infiltración y el almacenamiento hídrico del suelo, aunque el aprovechamiento forrajero atenúa parcialmente estos beneficios físicos.

PALABRAS CLAVE: centeno, vicia, pastoreo.

INTRODUCCIÓN

La intensificación agrícola y la prolongación de períodos sin cobertura vegetal, asociado a barbechos largo o sobrepastoreo, entre cultivos han sido señaladas como factores determinantes de la degradación física de los suelos, especialmente en regiones subhúmedas y semiáridas (Modeste et al., 2018). La ausencia de cobertura favorece el sellado superficial, reduce la estabilidad estructural y limita la infiltración, incrementando la susceptibilidad a la erosión y a pérdidas de agua por escurrimiento. En este contexto, los cultivos de servicio (CS) se proponen como una estrategia de manejo capaz de restablecer procesos funcionales del suelo, al incrementar la cobertura superficial, aportar biomasa aérea y radicular y promover la formación de poros continuos que facilitan la entrada y almacenamiento de agua en el perfil (Blanco-Canqui et al., 2022). Asimismo, la presencia de residuos y raíces activas modifica el microclima edáfico, disminuye la evaporación directa y mejora la eficiencia en el uso del agua en sistemas de secano (Wang et al., 2022).

Además de sus efectos sobre la conservación del suelo, los CS generan servicios ecosistémicos vinculados al ciclado de nutrientes, la agregación y la mejora de la estructura edáfica, procesos estrechamente asociados al funcionamiento hidrológico del sistema. La cantidad de materia seca producida y su permanencia como cobertura influyen directamente

sobre la conductividad hidráulica y la capacidad de infiltración, condicionando la dinámica del agua disponible para los cultivos subsiguientes (Wang et al., 2022). No obstante, la magnitud de estos efectos depende no sólo de la biomasa generada sino también de su manejo posterior, particularmente en sistemas mixtos donde los CS son utilizados con aprovechamiento forrajero para mejorar la rentabilidad y favorecer su adopción. El uso forrajero, al modificar la cobertura remanente y la estructura superficial del suelo, pueden reducir la protección física del suelo y alterar la distribución de macroporos, con posibles consecuencias sobre la infiltración y la redistribución del agua en el perfil. En consecuencia, analizar la interacción entre CS con aprovechamiento forrajero y barbechos largos tradicionales resulta clave para comprender cómo la producción de biomasa y su remoción parcial condicionan la infiltración y la dinámica hídrica del suelo. Evaluar el efecto del uso forrajero de cultivos de servicio, en comparación con barbechos largos tradicionales, sobre la producción de biomasa, la infiltración y la dinámica hídrica del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se estableció en 2019 en el Campo Experimental Napostá, convenio Universidad Nacional del Sur y el Ministerio de Desarrollo Agrario de la Provincia de Buenos Aires (38° 26´30´´S; 62°15´59´´O). El suelo del sitio experimental clasifica como Haplustol éntico, franco grueso, mixto, térmico (Soil Survey Staff, 2010). La región presenta un régimen hídrico subhúmedo de transición, con una precipitación media anual de 562 mm.

El experimento se dispuso bajo un diseño en bloques completos aleatorizados con cuatro repeticiones. Los tratamientos consistieron en cultivos de servicio: centeno (C), vicia (V) y su consociacion (CV), además de un barbecho largo tradicional (B) utilizado como testigo sin implantación de cultivos de servicio. A su vez, cada bloque se subdividió en dos: una mitad destinada al aprovechamiento forrajero y otra mantenida sin pastoreo. El pastoreo se realizó anualmente hacia el final del ciclo de los cultivos de servicio, utilizando entre 50 y 60 bovinos, con el objetivo de lograr un consumo uniforme en un período corto de permanencia. El tiempo máximo de pastoreo fue de tres a cuatro días, manteniéndose este manejo de manera constante a lo largo de todo el período experimental.

978

Las evaluaciones consideradas en este trabajo corresponden al año 2025, luego de seis años de implementación continua de los tratamientos.

En 2025, se determinó el contenido de humedad del suelo por método gravimétrico en 0-20, 20-60 y 60-100 cm de profundidad al momento de secado de los CS (19 de agosto) y siembra del cultivo de verano - maíz (3 de diciembre). Previo al pastoreo de los CS (9 de junio), se recolectaron muestras de biomasa aérea (aro de 0,25 m^2) para la determinación de materia seca mediante secado a 40ºC, dichas mediciones se volvieron a repetir al momento de supresión de los CS para la cuantificación de MS en las parcelas con y sin pastoreo.

Al momento de la siembra del CV, se determinó la infiltración básica (mm h^{-1}) y acumulada (mm) durante 30 min mediante un infiltrómetro de anillo simple operado a carga constante (Quiroga et al., 2018). Las mediciones se realizaron con una frecuencia de 1 min durante los primeros 5 min y posteriormente cada 5 min hasta completar el período total de evaluación.

Los resultados se analizaron estadísticamente mediante ANOVA y comparaciones de medias se realizaron a través del test LSD de Fisher, con un nivel de significancia del 5% El estadístico utilizado para todos los análisis fue Infostat (Di Rienzo, 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La producción de materia seca (MS) al momento del pastoreo presentó diferencias significativas entre tratamientos, evidenciando el efecto del tipo de cultivo de servicio sobre la acumulación de biomasa. En cambio, el uso forrajero aplicado en años anteriores no mostró un efecto significativo, indicando que este factor de variación no condicionó la producción de MS en la campaña evaluada (Tabla 1). La mayor producción de MS se registró en C (3410 kg ha^{-1}) y en la consociación C+V (3425 kg ha^{-1}), diferenciándose significativamente de V (1350 kg ha^{-1}). Estos resultados coinciden con lo observado en campañas previas y resaltan la mayor capacidad de crecimiento de la gramínea, tanto pura como consociada, en comparación con la leguminosa (Kriger et al., 2020).

En la fecha de supresión de los CS, la producción de MS mostró efectos significativos asociados a los tratamientos, al uso forrajero e interacción entre ambos factores. Tanto en las parcelas no pastoreadas como en las pastoreadas, V fue el tratamiento que presentó los menores valores de MS producida, alcanzando 3810 y 2800 kg ha^{-1}, respectivamente.
En las fechas en las que se evaluó la producción de MS, el agua acumulada en las parcelas con CS fue significativamente inferior a la registrada en el barbecho largo. Al momento del pastoreo, la lámina total de agua en el estrato 0–100 cm fue de 217 mm para el barbecho, mientras que en los CS promedió 192 mm. Al momento de supresión, el barbecho presentó 179 mm acumulados, en tanto que en las parcelas con CS la lámina de agua osciló entre 150 y 160 mm.

Tabla 1. Análisis de la varianza (ANOVA) de la producción de materia seca (MS) de los cultivos de servicio al momento de pastoreo y supresión.

Fecha		Variables	MS (kg ha^{-1})	
Pastoreo CS		Tratamiento (T)	**	
		Pastoreo (P)	ns	
		T×P	ns	
		V	1350	b
		C	3410	a
		CV	3425	a
		P	2703	
		NP	2753	
Supresión CS		Tratamiento (T)	**	
		Pastoreo (P)	**	
		T×P	**	
	NP	V	3810	b
		C	9710	a
		CV	10170	a
	P	V	2800	b
		C	4440	a
		CV	4680	a

Para cada fecha letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos o usos forrajeros ($p < 0,05$).

El agua acumulada al momento de la siembra del CV presentó efectos significativos asociados a los tratamientos en las profundidades de 0–20, 20–60 y 0–100 cm. En dichas profundidades se registraron mayores contenidos hídricos en las parcelas con CS, destacándose el centeno como el tratamiento con mayor acumulación de agua, diferenciándose significativamente del barbecho largo sin cultivos de servicio (Tabla 2). El efecto del pastoreo sólo se evidenció en la capa superficial (0–20 cm), donde las parcelas sin pastorear presentaron un mayor contenido hídrico respecto de las parcelas pastoreadas. En profundidad se observó la misma tendencia, aunque sin diferencias estadísticamente significativas.

Tabla 2. Análisis de la varianza (ANOVA) de contenido de agua en el suelo al momento de la siembra del cultivo de verano.

Prof (cm)	ANOVA				
	Tratamiento (T)		Pastoreo (P)		T×P
0-20	*		*		ns
20-60	*		ns		ns
60-100	ns		ns		ns
0-100	*		ns		ns
0-20	C	44 a	NP	45 a	
	CV	42 ab			
	V	41 ab	P	40 b	
	B	39 b			
20-60	C	85 a	NP	85	
	CV	81 ab			
	V	80 b	P	78	
	B	77 b			
60-100	C	90	NP	92	
	CV	88			
	V	90	P	87	
	B	86			
0-100	C	220 a	NP	222	
	CV	211 ab			
	V	211 ab	P	206	
	B	202 b			

Para cada profundidad letras diferentes indicas diferencias significativas entre tratamientos o uso forrajeros ($p<0,05$).

Las mayores tasas de infiltración se registraron en los tratamientos con CS (Figura 1). El tratamiento CV presentó los valores más elevados (239 mm h^{-1}), diferenciándose significativamente del monocultivo de centeno (146 mm h^{-1}) y del barbecho largo (135 mm h^{-1}). La mayor infiltración observada en los tratamientos con CS podría atribuirse, en parte, a la presencia mayor cantidad de residuos superficiales, los cuales reducen el impacto directo de las gotas de lluvia sobre el suelo, disminuyendo la desagregación estructural y la oclusión de macroporos. A su vez, estos mayores aportes de biomasas de los CS promueven la actividad biológica y la formación de bioporos más estables, favoreciendo la continuidad del flujo de agua en el perfil y, en consecuencia, mayores tasas de infiltración. Hallazgos similares han sido reportados en estudios de largo plazo que muestran incrementos en la infiltración y en la porosidad estructural con el uso de CS respecto de barbechos sin cobertura (Blanco-Canqui & Ruis, 2020).

El pastoreo también afectó significativamente la infiltración, observándose, independientemente del tratamiento, valores menores en las parcelas pastoreadas (146 mm h^{-1}) en comparación con las no pastoreadas (261 mm h^{-1}).

En conjunto, los resultados indican que, si bien los CS mejoran la capacidad de infiltración respecto del barbecho, el aprovechamiento forrajero puede atenuar parcialmente estos beneficios dependiendo de la intensidad y frecuencia del pastoreo.

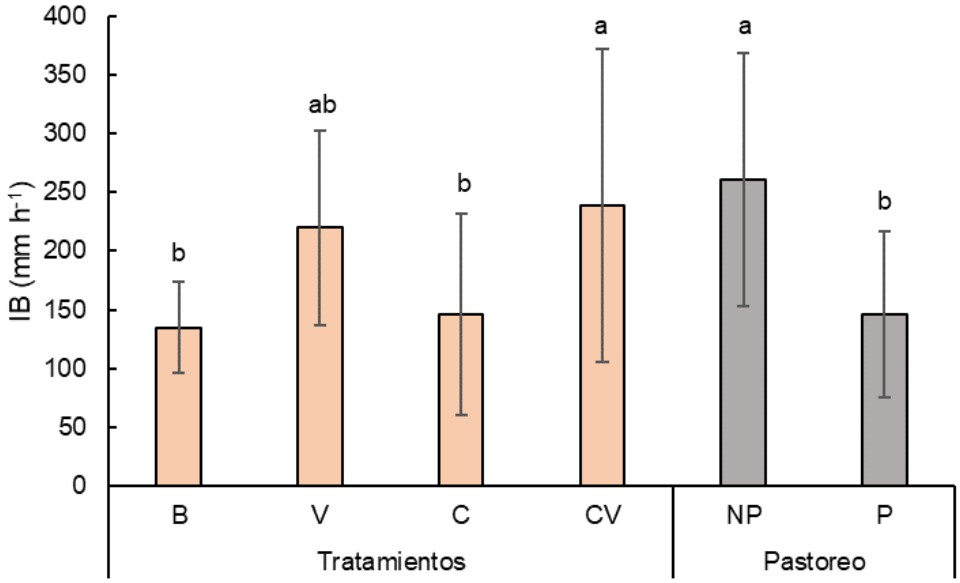


Figura 1. Efecto de los cultivos de servicio y el uso forrajero sobre la infiltración básica (IB). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos o uso forrajero (p< 0,05).

CONCLUSIONES

La inclusión sostenida de cultivos de servicio evidenció un efecto positivo sobre las propiedades físicas del suelo, reflejado en mayores tasas de infiltración respecto del barbecho largo tradicional, destacándose la consociación centeno–vicia por su elevada producción de materia seca sin comprometer el agua del suelo al momento de la siembra del maíz.

El aprovechamiento forrajero de los CS constituye una alternativa productiva viable; sin embargo, el pastoreo y el pisoteo animal tendieron a disminuir las tasas de infiltración, lo que indica una disminución de los beneficios físicos asociados a la cobertura vegetal.

BIBLIOGRAFÍA

Blanco-Canqui, H. y Ruis, S. J. (2020). Cover crop impacts on soil physical properties: A review. *Soil Science Society of America Journal*, 84(5), 1527-1576.

Blanco-Canqui, H., Ruis, S. J., Holman, J. D., Creech, C. F. y Obour, A. K. (2022). Can cover crops improve soil ecosystem services in water-limited environments? A review. *Soil Science Society of America Journal*, 86(1), 1-18.

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W. (2020) InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Kriger, A., Duval, M. E, De Lucia, M., Rodriguez, E., Bouza M, Quevedo, M. L., L. y Rodriguez, L. (2020). Inclusión de cultivos de cobertura en el sudoeste bonaerense. *Actas XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Corrientes.*

Modeste, M., Abdellatif, K., Nadia, M. y Mohamed, S. (2018). Effects of land use and cover type on the risks of runoff and water erosion: infiltration tests in the Ourika watershed (High Atlas, Morocco). *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 3(1), 8.

Quiroga, A., Fernández, R. y Álvarez, C. (2018). Análisis y evaluación de propiedades físico hídricas de los suelos. Ediciones INTA. 123 p.

Soil Survey Staff. (2010). Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys (2nd ed.), Agriculture Handbook vol. 436, United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, USA.

Wang, J., Zhang, S., Sainju, U. M., Ghimire, R. y Zhao, F. (2021). A meta-analysis on cover crop impact on soil water storage, succeeding crop yield, and water-use efficiency. *Agricultural Water Management*, 256, 107085.

ACLARACIONES CONCEPTUALES Y ADVERTENCIAS METODOLÓGICAS SOBRE EL USO DE BIOCHAR EN LA CONTABILIDAD DEL COS

Enriquez, A. S.[1, 2*], González, L. S.[2]

[1] Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche - IFAB (INTA-CONICET); [2] IRTA, Torre Marimon, Caldas de Montbui, Barcelona.[*] Modesta Victoria 4450, (CP: 8400), Bariloche, Prov. de Río Negro, andreaenri@gmail.com

RESUMEN: La aplicación de biochar como estrategia para aumentar el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) ha ganado impulso en la literatura científica, en las metodologías de certificación de carbono y en diversas políticas de mitigación climática. No obstante, su validación como práctica efectiva de secuestro de carbono requiere una revisión crítica. Aquí se identifican y analizan cuatro aspectos clave que condicionan la correcta interpretación del rol del biochar en la contabilidad de carbono en suelos: (1) la distinción semántica y funcional entre el incremento del COS total y el secuestro neto de carbono atmosférico; (2) el riesgo de doble contabilización del carbono ya capturado por la biomasa de origen; (3) las profundas transformaciones en las propiedades edáficas luego de su aplicación; y (4) la dificultad metodológica para aislar los efectos del biochar respecto de otras prácticas agroecológicas. Lejos de desestimar su utilidad, este trabajo propone una evaluación más rigurosa y diferenciada de su uso, alineada con los principios de adicionalidad, trazabilidad y permanencia exigidos por los marcos de análisis de ciclo de vida y la certificación de proyectos de carbono en suelo agrícola. Se concluye que, aunque el biochar puede tener un rol relevante como insumo técnico en estrategias de manejo sostenible, particularmente en suelos degradados, su incorporación a la contabilidad climática debe distinguirse conceptualmente del secuestro ecosistémico de carbono. Para ello, se propone una terminología específica —como “almacenamiento técnico de carbono exógeno recalcitrante”— que evite ambigüedades metodológicas y resguarde la coherencia ecológica y funcional de las prácticas de mitigación.

PALABRAS CLAVE: bio-carbono, carbono orgánico del suelo, créditos de carbono.

982

INTRODUCCIÓN

La urgente necesidad de mitigar el cambio climático ha impulsado una creciente atención hacia el papel de los suelos como reservorios de carbono. En este contexto, diversas estrategias orientadas a incrementar el contenido de COS han ganado protagonismo en la investigación científica y en programas de agricultura regenerativa y marcos de certificación de créditos de carbono. Una de las prácticas que ha cobrado impulso es la aplicación de biochar, un material carbonoso derivado principalmente de la pirólisis de biomasa en condiciones de baja disponibilidad de oxígeno y alta temperatura (Lehmann et al., 2011). Promovido como enmienda para mejorar propiedades físicas y químicas del suelo (Agegnehu et al., 2016), el biochar ha sido (y sigue siendo) también posicionado como una herramienta efectiva para contribuir al “secuestro de carbono” de manera directa. Sin embargo, esta afirmación merece una revisión crítica, ya que muchos estudios se centran en el aumento del contenido de COS total tras su aplicación, sin considerar adecuada o explícitamente los procesos subyacentes ni las implicancias metodológicas y contables de este incremento (Jeffery et al., 2011; Gross et al., 2021). En particular, se identifican cuatro aspectos clave que suelen ser pasados por alto o malinterpretados (Figura 1): (1) la distinción semántica y funcional entre incremento del COS y secuestro neto de carbono atmosférico; (2) el riesgo de doble contabilización del carbono ya secuestrado por la biomasa de origen; (3) las profundas

transformaciones físico-químicas y biológicas que el biochar induce en el suelo; y (4) la dificultad para aislar los efectos específicos del biochar de otros cambios en el manejo regenerativo o agroecológico.

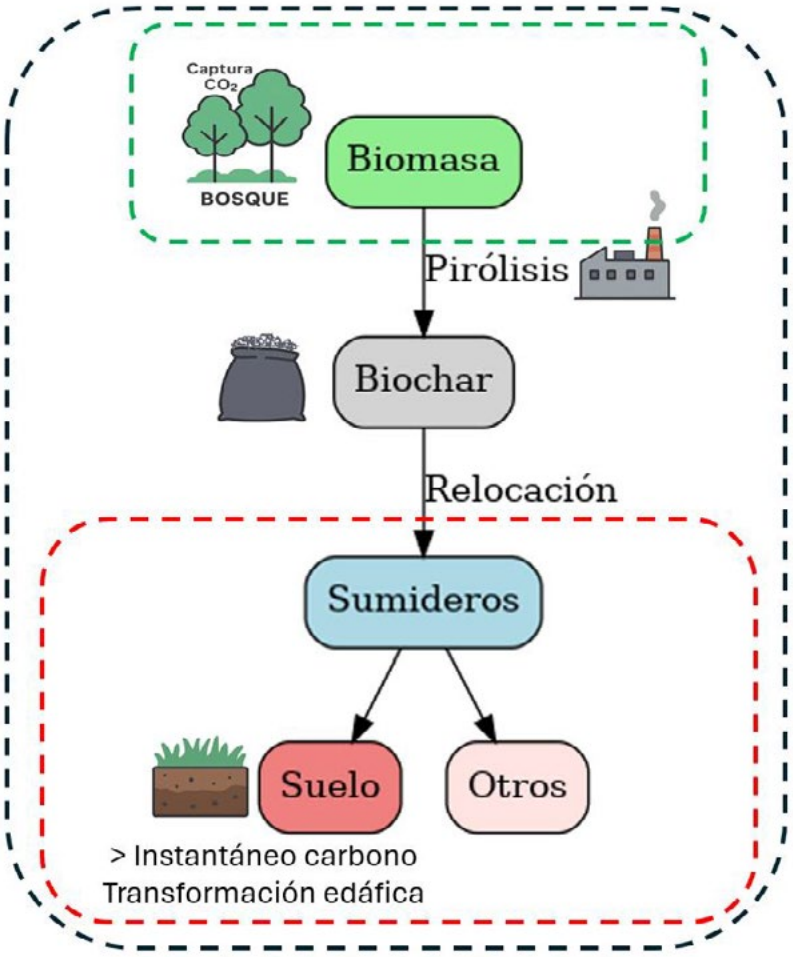


Figura 1. Esquema conceptual del rol del biochar en la contabilidad de carbono. El marco general limita el flujo del carbono analizado; la zona verde se asocia al secuestro ecosistémico (biomasa) y la zona roja al almacenamiento técnico de carbono exógeno recalcitrante (biochar).

Se enriende que, sin una distinción clara entre estos aspectos, la promoción del biochar como “secuestrador de carbono” puede llevar a errores en la contabilidad climática y en el diseño de políticas relacionadas. El **objetivo general** de esta contribución es evaluar estos cuatro aspectos mediante una revisión conceptual basada en literatura reciente, proponiendo una terminología diferenciada para alinear su uso con los principios de adicionalidad y permanencia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio preliminar se basa en una búsqueda sistemática de literatura científica publicada entre 2008 y 2025 en bases de datos como Web of Science, Scopus y Google Scholar, utilizando términos clave como “biochar”, “soil organic carbon”, “carbon sequestration”, “double counting” y “soil properties”. Se seleccionaron 45 artículos revisados por pares que abordan directamente los cuatro aspectos identificados, priorizando meta-análisis y revisiones críticas (e.g., Jeffery et al., 2011; Pulcher et al., 2022). La síntesis se estructuró temáticamente, excluyendo estudios empíricos no conceptuales. Se presenta una evaluación cualitativa de las implicancias metodológicas y conceptuales con citas clave.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1- Distinción semántica y funcional entre incremento del COS total y secuestro neto de carbono atmosférico

El aumento total del contenido de COS resultante del secuestro neto de carbono atmosférico, implica una captura activa y natural de CO_2 mediante la fotosíntesis por la vegetación, con almacenamiento estable en biomasa, productos derivados y el suelo. Por otro lado, la materia orgánica exógena, definida como material orgánico de origen biológico aplicado a campos cultivados para mejorar la calidad del suelo, fomentar el cultivo de cosechas y restaurar tierras degradadas, incluye enmiendas como compost, estiércol y biochar. Mientras el primer mecanismo refleja una remoción reciente de CO_2 atribuible al sistema evaluado, el segundo requiere una adición externa de carbono. Ambos procesos pueden alcanzar una persistencia superior a 100 años, cumpliendo con los principios de adicionalidad, permanencia y trazabilidad exigidos por marcos de certificación climática (e.g., Verra, 2025).

Un aspecto crítico es asumir el aumento del COS tras aplicar biochar como nuevo secuestro instantáneo (Gross et al., 2021). Este incremento responde, en gran parte, a la adición de un material exógeno y altamente recalcitrante que eleva artificialmente el carbono medido, sin que ello implique necesariamente una mayor entrada de carbono vía fotosíntesis o rizodeposición. El término “secuestro” encubre entonces un proceso de depósito técnico, generando ambigüedad semántica con implicancias metodológicas. Además, al no ser biodisponible en su mayoría, el carbono del biochar no se integra fácilmente en los ciclos edáficos activos (Lehmann et al., 2011; Kuzyakov et al., 2009), demandando un análisis diferenciado de su contribución respecto a enmiendas orgánicas tradicionales. Desde una perspectiva analítica, es imprescindible descomponer el COS en fracciones funcionales (e.g., carbono lábil, carbono estable) para interpretar correctamente su origen y rol ecosistémico. La inclusión del biochar puede introducir entonces un sesgo en mediciones agregadas, ocultando la distinción entre carbono activo e inerte. Se propone clasificar las estrategias de incorporación de COS en categorías conceptuales, enfatizando diferencias en origen y dinámica (Tabla 1). Esto diferencia explícitamente al biochar del secuestro funcional, evitando confusiones en la comunicación científica.

Tabla 1. Tipos de incorporación de carbono al suelo y criterios diferenciales propuestos para su evaluación.

Tipo	Origen	Dinámica	Ejemplo	Implicancia contable
a. Secuestro ecosistémico	Fotosíntesis in situ	Flujo neto atmosférico, integración biológica	Pastoreo racional, cultivos de cobertura	Adicionalidad alta, permanencia variable
b. Incorporación exógena activa	Materiales orgánicos externos	Estimula ciclos edáficos, posible secuestro indirecto	Enmiendas Ej., Compost, estiércol	Trazabilidad media, riesgo de labilidad
c. Incorporación exógena recalcitrante	Biomasa pirolizada	Depósito técnico, baja reactividad	Biochar	Permanencia alta, sin flujo neto nuevo

2- Riesgo de doble contabilización del carbono ya capturado por la biomasa de origen

El biochar es un material rico en carbono recalcitrante que puede alcanzar tiempos de residencia en el suelo superiores a 100 años (Chagas et al., 2022). Esta estabilidad, sumada a su origen de biomasa sintetizada mediante captura fotosintética, ha llevado a promover su aplicación como estrategia de secuestro (Adhikari et al., 2024). Sin embargo, el carbono del biochar no es generado in situ, sino que proviene de biomasa previamente formada en otros sistemas (e.g., residuos agrícolas, forestales). Su producción por pirólisis genera materiales con baja biodisponibilidad (Lehmann et al., 2011), representando una transferencia técnica de carbono previamente fijado. Desde la contabilidad climática, si este carbono ya fue registrado como capturado (e.g., en proyectos REDD+ o en la comercialización misma del biochar),

atribuirlo nuevamente como “secuestro” en el suelo agrícola implica doble contabilización (Verra, 2025; Gold Standard, 2020), es decir, duplicar un mismo beneficio climático. La única vía legítima para considerarlo mitigante es en casos donde el biochar proviene de residuos que de otro modo se habrían quemado o descompuesto rápidamente liberando CO_2. Además de los riesgos de doble contabilización vinculada al origen y a los diferentes usos del biochar, la reducción del carbono retenido a medida que avanza el ciclo de vida del producto requiere su evaluación completa para evitar fugas y dobles conteos (Figura 2). Resulta esencial distinguir qué parte del incremento de COS proviene del biochar o deriva de otros factores para generar balances reales.

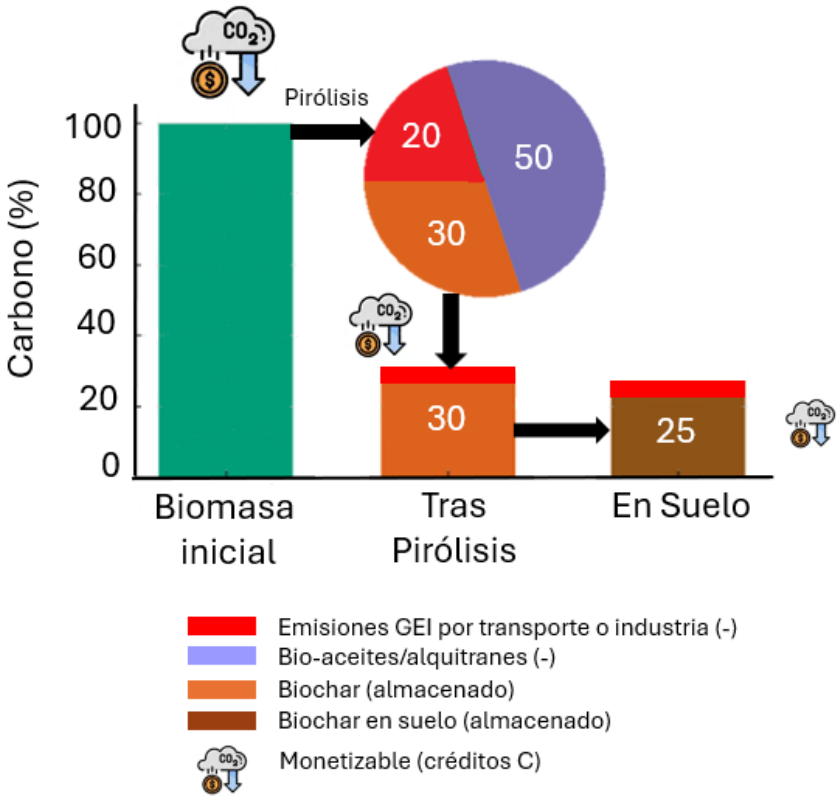


Figura 2. Balance del carbono en un sistema con producción y uso de biochar como material exógeno al suelo. El carbono atmosférico fijado en la biomasa, el transformado en biochar, o el aplicado al suelo como enmienda pueden ser considerados para la certificación de carbono, aunque con magnitudes diferentes. El esquema muestra tres niveles de monetización posibles, cuya probabilidad disminuye por pérdidas de carbono en el proceso y por el riesgo de doble conteo si un nivel superior ya fue acreditado.

3- Las profundas transformaciones en las propiedades edáficas

La aplicación de biochar induce cambios físico-químicos (Blanco-Canqui, 2017) y biológicos (Lehmann et al., 2011) en el suelo. Por ejemplo, incrementa automáticamente las relaciones C:N y la porosidad, reduce la compactación en suelos arcillosos, mejora infiltración, y reduce conductividad hidráulica inicial en suelos arenosos. Químicamente, eleva el pH y la CIC, beneficiando suelos ácidos, pero puede inmovilizar nutrientes en suelos alcalinos. Biológicamente, afecta la respiración microbiana y la enzimática, con efectos priming variables. Estas transformaciones demandan nuevas métricas de análisis, ya que alteran pools y flujos de C del suelo. Modelos actuales de dinámica de carbono subestiman el compartimento recalcitrante del biochar, requiriendo calibraciones específicas (e.g., Parton et al., 1993). En suelos degradados, estos cambios pueden potenciar la sostenibilidad, pero en ecosistemas intactos podrían desequilibrar ciclos biogeoquímicos. Una evaluación integral debe considerar interacciones a largo plazo para evitar impactos no deseados.

4- Dificultad metodológica para aislar los efectos del biochar respecto de otras prácticas agroecológicas

La literatura muestra que el biochar mejora propiedades del suelo y rendimientos de cultivos (Jeffery et al., 2011), pero aislar sus efectos específicos de prácticas agroecológicas asociadas (e.g., rotación de cultivos, siembra directa) es metodológicamente complejo. Ensayos de campo a menudo combinan biochar con manejos regenerativos, complicando la atribución causal (Agegnehu et al., 2016). Metaanálisis indican variabilidad en respuestas debido a interacciones con clima, textura del suelo y tipo de biochar (Pulcher et al., 2022). Esta dificultad surge porque el biochar no actúa aislado: puede estimular rizodeposición o actividad microbiana, amplificando efectos de otras prácticas (Kuzyakov et al., 2009). Diseños experimentales con controles estrictos son raros, y mediciones de COS agregadas no discriminan contribuciones. Para superar esto, se recomiendan enfoques isotópicos (e.g., ^{13}C) o fraccionamiento físico-químico, pero su costo limita su adopción. Sin aislamiento, las estimaciones de secuestro pueden sobreestimarse, afectando su validación en sistemas de certificación del carbono.

CONCLUSIONES

La revisión de los cuatro aspectos deja claro que el biochar, aunque potencialmente valioso como enmienda técnica, no equivale automáticamente a secuestro neto de carbono atmosférico. Esto se alinea con las definiciones de las regulaciones CRCF (*Carbon Removals and Carbon Farming*, EU 2024/3012), donde el biochar entra en la primera categoría y no así en la segunda. El incremento instantáneo de carbono en suelo tras su aplicación es mayoritariamente un depósito externo estabilizado, susceptible a doble contabilización y difícil de aislar de prácticas agroecológicas. Por lo tanto, se propone la terminología "almacenamiento técnico de carbono exógeno recalcitrante" para diferenciarlo del secuestro ecosistémico, promoviendo una contabilidad climática rigurosa. Además, las transformaciones edáficas que induce exigen métricas adaptadas. En contextos de suelos degradados, las mejoras físico-químicas pueden traducirse en secuestro indirecto adicional, siempre que se demuestre empíricamente y se descuente cualquier priming positivo sobre COS nativo. Futuras investigaciones deben priorizar diseños experimentales que aíslen efectos y evalúen ciclos de vida completos, asegurando su rol en estrategias de manejo sostenible.

986

BIBLIOGRAFÍA

Adhikari, S., Moon, E., Paz-Ferreiro, J. y Timms, W. (2024). Análisis comparativo de los métodos de estabilidad del carbono del biocarbón y las implicaciones para los créditos de carbono. Ciencia del medio ambiente total 914, 169607.

Agegnehu, G., Bass, A. M., Nelson, P. N. y Bird, M.I. (2016). Benefits of biochar, compost and co-composted biochar to soil and the sustainability of an intensively cultivated rice cropping system. *Science of total environment 543*:295-306.

Blanco-Canqui, H. (2017). Biocarbón y propiedades físicas del suelo. Revista de la Sociedad Americana de Ciencias del Suelo 81:687-711.

Chagas, J. K. M., de Figueiredo, C. C. y Ramos, M. L. G. (2022). Biochar increases soil carbon stocks: evidence from a global meta-analysis. Glob. Change Biol. Bioenergy 14:114403.

Gold Standard (2020) Soil Organic Carbon Methodology Version 1.0 (https://globalgoals.goldstandard.org/all-documents/#contextual)

Gross, A., Bromm, T. y Glaser, B. (2021). Soil organic carbon sequestration after biochar application: A global meta-analysis. Agronomy 11:2474.

IPCC (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M. y Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar on crop yield using meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ 144:175-187.

Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I. y Xu, X. (2009). Descomposición e incorporación de carbono negro a la biomasa microbiana del suelo estimada mediante el etiquetado 14C. Biología y bioquímica del suelo 41:210-219.

Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C. y Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota – A review. Soil Biol. Biochem 43:1812-1836.
Parton, W. J., Scurlock, J. M. O., Ojima, D. S., Gilmanov, T. G., Scholes, R. J., Schimel, D. S., ... y Kinyamario, J. I. (1993). Observaciones y modelización de la dinámica de la biomasa y la materia orgánica del suelo para el bioma de pastizales en todo el mundo. Ciclos biogeoquímicos globales 7: 785-809.
Pulcher, R., Balugani, E., Ventura, M., Greggio, N. y Marazza, D. (2022) Inclusión de biocarbón en un modelo de dinámica de C basado en observaciones de un experimento de campo de 8 años. Suelo 8:199-211.
Verra (2025). VM0044: Biochar Utilization in Soil and Non-Soil Applications v1.2. Verra Registry https://verra.org/methodologies/vm0044-biochar-utilization-in-soil-and-non-soil-applications-v1-2/

PRODUCCIÓN DE BIOMASA Y DINÁMICA DE NITRÓGENO Y AGUA DE DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURAS

Fenocchio, F.[1], Aguirre, M.[2], Barraco, M.[3*]

[1]Estudiante de Grado, Universidad Católica Argentina, [2]Actividad privada, [3]INTA EEA General Villegas.
[*]San Martín, N° 26, General Villegas, Buenos Aires. barraco.miriam@inta.gob.ar

RESUMEN: Los cultivos de cobertura invernales (CC) se utilizan en la Región de la Pampa Arenosa con numerosos objetivos como proteger el suelo, mejorar sus propiedades físicas, el stock de carbono, la eficiencia del uso del agua, etc. Más recientemente en sistemas de producción agrícola- ganadera ha crecido el interés de utilizarlos como doble propósito mediante su utilización con un pastoreo, permitiendo un rebrote que se quema de manera similar a un CC. El objetivo de este estudio fue evaluar la productividad de diferentes especies invernales solos o en mezclas como CC o doble propósito y su efecto sobre la dinámica del agua y nitrógeno como antecesores a maíz tardío. El estudio se realizó en General Villegas sobre un suelo Hapludol típico. Las especies utilizadas fueron vicia villosa, centeno, triticale solos o en mezclas en diferentes proporciones. Al momento del pastoreo las mayores producciones se obtuvieron con las gramíneas puras o sus mezclas en alta proporción. Cuando se evaluó la biomasa rebrotada los centenos mostraron baja capacidad de rebrote, mientras que el triticale tuvo un desempeño superior, tanto puro como en mezcla y vicia y sus mezclas rebrotes intermedios. En cuanto al uso como CC los mayores aportes de biomasa fueron de las gramíneas o las mezclas. La participación de biomasa de vicia se afectó signicativamente en la medida que aumentó la densidad de centeno en la mezcla. A la siembra de maíz todos los tratamientos con CC recargaron sus perfiles (igual al barbecho), mientras que la disponibilidad de nitratos fue mayor en vicia pura o en mezclas con muy baja proporción de gramínea.

PALABRAS CLAVE: vicia, gramíneas, uso consuntivo.

INTRODUCCIÓN

Desde 1990 la superficie bajo agricultura continua en la Pampa Arensa se ha ido incrementando. La alta participación de soja en las secuencias ha contribuido a una degradación en los suelos, relacionado especialmente al bajo aporte de carbono (C) y los niveles de materia orgánica (MO) y nutrientes han decrecido de manera considerable (Sainz Rosas, 2025).

Para contrarrestar este efecto se adoptó la utilización de cultivos de cobertura (CC) (Álvarez et al., 2013), los cuales protegen al suelo y aportan al ciclado de nutrientes (Salisu et al., 2025), mejoran las propiedades edáficas e hidráulicas y controlan malezas (Blanco-Canqui et al., 2015).

Las leguminosas como vicia fijan nitrógeno (N) atmosférico, pudiendo aportar este nutriente al maíz sucesor, mientras que las gramíneas absorben nitratos y pueden inmovilizarlo debido a su alta relación C/N. El consumo de agua de los CC genera un costo hídrico, por lo que resulta importante determinar su momento de supresión (Barraco et al., 2021; Lardone et al, 2014), que influye en el uso consuntivo (UC) y también en el contenido de N del suelo (Barraco et al., 2022).

Recientemente el uso de mezclas de CC ha crecido, combinando leguminosas y gramíneas, pero en la Pampa Arenosa se requieren más estudios para adecuar su manejo como CC y también su posible uso como doble propósito (pastoreo-CC). El objetivo de este estudio fue evaluar la productividad de diferentes especies invernales como CC o doble propósito y su efecto sobre la dinámica del agua y N para maíz tardío.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se desarrolló en la campaña 2024, en la EEA INTA General Villegas sobre un suelo Hapludol Típico (Arena= 580 g kg^{-1}, MO = 23,7 g kg^{-1}; Fósforo (P) Bray = 21,6 ppm; pH= 5,97). El lote presentaba como antecesor soja de primera.

Los tratamientos de mezclas de CC surgieron de la combinación de vicia y gramíneas en diferentes proporciones. (Tabla 1). Se evaluaron once tratamientos: vicia pura, centeno (dos cultivares), triticale y mezclas en diferentes proporciones más un barbecho. Las densidades objetivo fueron 45 plantas m^{-2} para vicia y 200 plantas m^{-2} para gramíneas en cultivos puros.

Tabla 1. Proporción y número de plantas objetivo de cada especie según tratamiento, con relación a las plantas objetivo en los cultivos puros. Pls=plantas. CDE= Centeno Don Ewald; CDT: Centeno Don Tomaso; Tt: Triticale ONA.

Tratamiento	Descripción	% Vicia	%Gram	Pls Vicia	Pls Gramínea
T1	Barbecho (B)	-	-	-	-
T2	Vicia (V)	100	0	45	0
T3	Vicia + Centeno DE (75V+CDE 25)	75	25	34	50
T4	Vicia + CDE (50V + 50CDE)	50	50	23	100
T5	Vicia + CDE (25V + 75 CDE)	25	75	11	150
T6	Centeno DE (CDE)	0	100	0	200
T7	Centeno DON TOMASSO (CDT)	0	100	0	200
T8	Triticale ONA (Tt)	0	100	0	200
T9	Vicia + CDT (90V + 10 CDT)	90	10	41	20
T10	Vicia + Tt (90V + 10 Tt)	90	10	41	20
T11	Vicia + CDE (90V + 10 CDE)	90	10	41	20

La siembra se realizó el 3 de mayo. En presiembra se aplicó glifosato + carfentrazone + terbyne. El secado se realizó según especie: vicia en plena floración, gramíneas en espigazón. En centenos puros y mezclas con centeno se roleó el 3 de octubre y la vicia y su mezcla con triticale se combinó pasada de rolo y aplicación de fluroxypir (300 cm^3 ha^{-1}) + glifosato (2 L ha^{-1}). El 17 de octubre.

Para simular el pastoreo se realizó corte mecánico el 5 de setiembre y posteriormente se midió el rebrote a la finalización del ciclo (17 de octubre).

Al momento de la siembra, secado de los CC y siembra de maíz se midieron los contenidos de agua en el suelo hasta los 200. Con esta información y las precipitaciones se calculó el uso consuntivo (UC). También al momento de la siembra de maíz se evaluaron los contenidos de N de nitratos (0-60 cm).

El diseño experimental fue en bloques completos al azar con tres repeticiones y parcelas de 160 m^2. Los resultados se analizaron mediante ANOVA y test de Tukey ($p<0,05$) con el programa infostact.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción de biomasa

La biomasa en corte anticipado varió entre 402 y 3636 kg MS ha^{-1}, con diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$). La vicia pura presentó la menor producción, mientras que las gramíneas puras y sus mezclas predominantes (centenos y triticale) registraron las producciones más altas, mientras que las mezclas mostraron valores intermedios, pero con clara predominancia de la gramínea, explicado por la mayor tasa de crecimiento inicial.

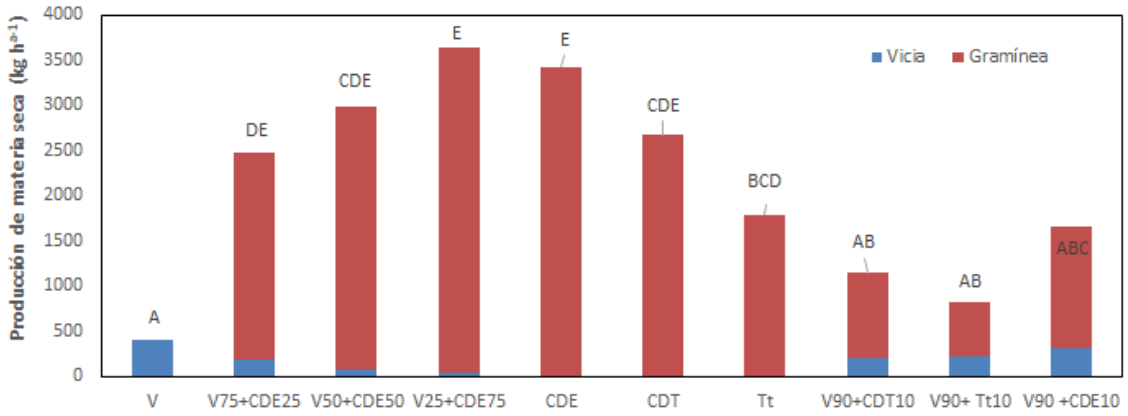


Figura 1. Producción de biomasa aérea en corte anticipado (05/09). V: vicia; CDE: Centeno Don Ewald; CDT: Centeno Don Tomaso; Tt: Triticale, Gram= gramìnea. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05).

El rebrote varió entre 889 y 3628 kg MS ha⁻¹, con diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05). La vicia aumentó su participación relativa, favorecida por su ciclo más largo y por la reducción de la competencia lumínica tras el corte de las gramíneas. En contraste, los centenos mostraron baja capacidad de rebrote, mientras que el triticale tuvo un desempeño superior, tanto puro como en mezcla (Figura 2).

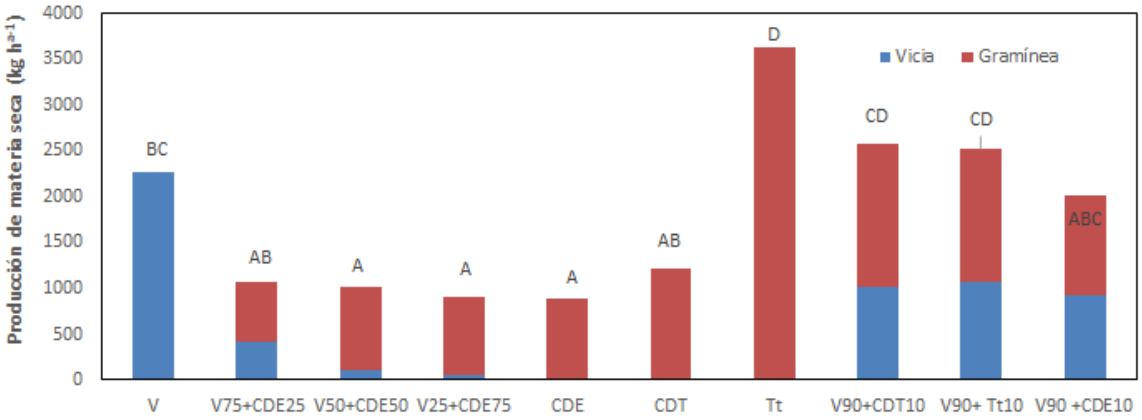


Figura 2. Producción de materia seca por hectárea (MS) por tratamiento en corte sobre rebrote, diferenciando vicia y gramíneas. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05). V: vicia; CDE: Centeno Don Ewald; CDT: Centeno Don Tomaso; Tt: Triticale, Gram= gramínea. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05).

La biomasa al secado de los CC mostró valores entre 2881 y 8285 kg MS ha⁻¹. Las gramíneas presentaron mayor producción, mientras que la vicia pura registró los valores más bajos. Las mezclas con 90% de vicia tuvieron producciones muy similares entre sí. Todos los valores de vicia bajaron con respecto al porcentaje de participación en rebrote (Figura 3).

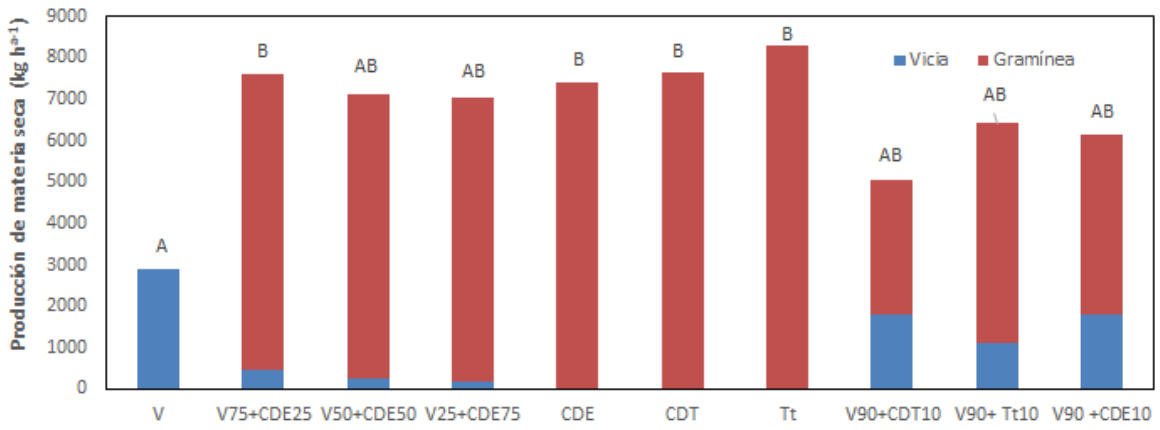


Figura 3. Producción de biomasa aérea como cultivos de cobertura. V: vicia; CDE: Centeno Don Ewald; CDT: Centeno Don Tomaso; Tt: Triticale, Gram= gramínea. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05).

Uso consuntivo del agua (UC) y Eficiencia en el uso del agua (EUA)

El ensayo se sembró con 210 mm de agua disponible. Al momento del secado de los CC, el barbecho registró 193 mm (eficiencia de barbecho negativa debido a escasa cobertura y evaporación), mientras que los CC variaron entre 84 y 109 mm sin diferencias entre sí. El UC y la EUA varió entre especies (Tabla 2). La vicia pura presentó la menor EUA mientras que los centenos puros mostraron los mayores valores. Las mezclas presentaron altos UC, pero permitieron también buenas EUA.

Tabla 2. Agua disponible al momento del secado de los cultivos de cobertura, uso consuntivo y eficiencia de uso del agua (EUA). Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05). V: vicia; CDE: Centeno Don Ewald; CDT: Centeno Don Tomasso; Tt: Triticale Ona.

Tratamiento	Agua disponible (mm)	Uso Consuntivo (mm)	EUA(Kg MS mm^{-1})
Barbecho	193 a		
V	109 b	136 c	22.1 d
V75 + C DE 25	90 b	155 bc	49.1 ab
V50 + C DE 50	95 b	150 bc	48.0 ab
V25 + C DE 75	99 b	146 bc	48.3 ab
C DE	88 b	148 bc	49.7 a
C DT	92 b	144 bc	53.4 a
Tt	78 b	167 b	49.0 ab
V 90 + C DT 10	102 b	143 bc	35.1 c
V 90 + Tt 10	109 b	136 a	48.0 ab
V 90 + C DE 10	84 b	160 b	38.3 c

La disponibilidad de agua a la siembra de maíz fue de 211 mm, sin diferencias entre barbecho ni entre CC (datos por tratamientos no presentados)

Nitratos en el suelo al momento de la siembra del maíz.

El contenido de N de nitratos mostró diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05). El barbecho fue el que presentó la mayor disponibilidad de N (148 kg N ha^{-1}), mientras que el menor valor se registró en triticalepuro (85 kg N ha^{-1}), posiblemente asociado a la inmovilización provocada por su alta relación C/N y su mayor producción de biomasa. Los centenos puros o mezclas con alta proporción de esta especie presentaron valores medios de 103 kg N ha^{-1}, mientras que vicia pura o en mezclas con alta proporción de la leguminosa

presentaron una disponibilidad de 115 jg N ha-1. Las mezclas con alta proporción de vicia, así como la vicia pura, presentaron valores intermedios, ya que esta leguminosa además de fijar N atmosférico, sus residuos se descomponen más rápidamente que las gramíneas (Álvarez et al. 2013) (figura 4)

CONCLUSIONES

El uso de verdeos como doble propósito mostró diferentes producciones asociadas al ciclo de cada especie (CDE > CDt > Tt>V) con niveles intermedios para las mezclas. El corte anticipado permitió disminuir la competencia de las gramíneas sobre la vicia y que ésta lograra mayor proporción relativa al evaluar su rebrote.

Como CC (sin corte) las gramíneas también obtuvieron mayores producciones de biomasa incluso en la mezcla que presentaba mayor participación relativa de leguminosa. En general las mayores EUA se obtienen con gramíneas puras.

A la siembra del maíz los contenidos hídricos fueron similares entre los CC y el barbecho, por lo que la utilización de estos no condicionaría el eventual recurso agua en el próximo cultivo si se lo seca a tiempo.

En cuanto a N a la siembra de maíz las gramíneas puras, evidenciaron una inmovilización del N debido a su alta relación C/N y al elevado aporte de biomasa. En cambio, los tratamientos con vicia, en mayor proporción o vicia pura reportaron mayor provisión de N- CC puros de gramíneas o en alta proporción, posiblemente requerirán una mayor dosis de fertilización nitrogenada en el maíz posterior.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez C., Bagnato R., Lienhard C. y Quiroga A. (2013). Cultivos de cobertura: manejo y efectos sobre la nutrición de suelos y cultivos. Simposio Fertilidad 2013.

Barraco, M., Álvarez, C., Rampo, M., Girón, P., Miranda, W. y Lobos, H. M. (2021). Efectos del manejo de cultivos de cobertura sobre la dinámica hídrica en secuencia con maíz tardío. Notas Agrícolas Pampeanas 2020. N°3 (6-10).

Barraco, M., Álvarez, C., Girón, P. y Aguirre, M. (2022). Impacto de diferentes estrategias de manejo sobre la productividad de maíz tardío en el noroeste bonaerense. Revista Nota Agrícolas Pampeanas, N°6 (26-29). https://www.agro.unlpam.edu.ar/index.php/notas-agricolas-pampeanas

Blanco-Canqui, H., Shaver, T., Lindquist, J., Shapiro, C., Elmore, R., Francis, C. y Hergert, G. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. Agronomy Journal, 107(6), 2449-2474. https://www.scielo.org.ar/img/revistas/cds/v29n1/html/v29n1a07.htm

Lardone, A., Scianca, C., Barraco, M., Miranda, W., Álvarez, C., Quiroga, A. y Babinec, F. (2014). Momento de secado de especies de cultivos de cobertura. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia Del Suelo, II Reunión Nacional Materia Orgánica y Sustancias Húmicas. Bahía Blanca, Argentina. 5 al 9 de mayo de 2014. En CD

Sainz Rosas, H. (2025). Impacto de la agricultura sobre la fertilidad de los suelos de la Región Pampeana Argentina. Simposio de Fertilidad 2025. https://fertilizar.org.ar/publicaciones_y_eventos.

Salisu, M. A., Ampim, P. A. Y., Oyebamiji, Y. O. Kotochi, A. B. A. e Imoro, M. M. (2025).Cover Crops Enhance Soil Organic Carbon and Soil Quality for Sustainable Crop Yield: A Systematic Review.Agronomy, 15, 2865. https://doi.org/10.3390/agronomy15122865

EVALUACIÓN VISUAL DE LA CALIDAD DEL SUELO EN LOS VALLES TEMPLADOS DE JUJUY, ARGENTINA

Fernandez, G. S.[1, 2*], Diez Yarade, L. G.[1], Garnica, C. M.[1], Romero, J. J.[1], Segovia Salazar, W. A.[2], Zubieta, J. D.[2], Zankar, G. del C.[3], Villegas, D. R.[2], Aguiar, J. M.[4]

[1]Manejo del Suelo y Riego, Facultad de Ciencias Agrarias, UNJu. [2]INTA AER Perico. [3]Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias, UNJu. [4]Módulo I, Facultad de Ciencias Agrarias, UNJu. *fernandez.gabriela@fca.unju.edu.ar

RESUMEN: La calidad del suelo en los sistemas agrícolas de los Valles Templados de Jujuy se ve afectada por prácticas de manejo intensivo. Este estudio aplicó la metodología de Evaluación Visual de Suelo (EVS) para diagnosticar la calidad edáfica en tres sitios (EVS1, EVS2 y EVS3) bajo cultivo de tabaco y haba. Se evaluaron 12 indicadores visuales ponderados para calcular un Índice de Calidad de Suelo (ICS). Los resultados mostraron valores de ICS de 43,5 (EVS1), 27,5 (EVS2) y 41,75 (EVS3), clasificando la calidad como "Moderada", "Pobre" y "Moderada", respectivamente. Los indicadores relacionados con la actividad biológica fue el más crítico, presentando puntuaciones nulas (0) de “Lombrices/Macrofauna" en los tres sitios. La "Estructura" y "Porosidad" también mostraron valores bajos, especialmente en EVS2 (0), indicando problemas de compactación. Por el contrario, indicadores como "Salinidad/alcalinidad", "Erosión" y "Moteados" obtuvieron puntajes altos, reflejando condiciones favorables en esos aspectos específicos. La variabilidad observada entre los sitios, a pesar de su proximidad geográfica, sugiere una fuerte influencia del manejo agronómico específico de cada lote en la salud del suelo. Se concluye que la EVS es una herramienta eficaz para identificar limitantes edáficas clave. Los hallazgos revelan una calidad de suelo general de moderada a pobre, con énfasis en la degradación de las propiedades biológicas y físicas. Se recomienda la implementación de prácticas de manejo sostenible, tales como la incorporación de materia orgánica, la rotación de cultivos y la reducción del laboreo, con el objetivo de mitigar procesos de degradación y mejorar la salud del suelo en estos sistemas productivos de los Valles Templados de Jujuy.

PALABRAS CLAVE: evaluación visual, calidad del suelo, prácticas de manejo.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la calidad del suelo constituye un eje central en numerosas investigaciones, orientadas no solo a comprender su funcionamiento, sino también a recomendar usos y manejos adecuados o alertar sobre prácticas inapropiadas y sus posibles consecuencias. Las actividades antrópicas generan alteraciones estructurales y funcionales que condicionan la productividad del suelo; por ello, resulta prioritario identificar y cuantificar estos cambios mediante parámetros cualitativos y cuantitativos que permitan evaluar su calidad (Valdivia *et al.,* 2019; Noellemeyer, 2021; Fernandez *et al*. (a y b), 2010; Wilson *et al*., 2017; Cantú *et al.,* 2007).

En la producción de alimentos, fibras y biocombustibles, es frecuente la utilización de prácticas como labranzas intensivas, un manejo inadecuado del riego o el uso de agua de baja calidad, y la aplicación de fertilizantes y agroquímicos sin criterios técnicos. Estas acciones modifican las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, afectando su capacidad productiva e incluso pudiendo tornar el recurso no apto para la agricultura en casos extremos. El deterioro del suelo genera impactos altamente negativos en las poblaciones, que en situaciones severas pueden verse obligadas a migrar. Frente a este escenario, la preservación del suelo debe considerarse una prioridad para el sostenimiento de la vida (Casas y Albarracín, 2015).

En la provincia de Jujuy, el deterioro del suelo ha sido objeto de numerosos estudios debido a sus importantes implicancias ambientales y socioeconómicas. Entre los problemas más relevantes se encuentra la erosión, tanto hídrica como eólica, que ocasiona pérdida de fertilidad y disminución de los rendimientos agrícolas. Estos procesos fueron evaluados por la Cátedra de Manejo del Suelo y Riego de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNJu) a escala 1:500.000, generando unidades cartográficas que describen el grado y las formas de erosión, el agente erosivo y la acción antrópica asociada (Torres *et al.*, 2015; 2017). Asimismo, desde dicha cátedra, en colaboración con el INTA AER Perico, se han llevado a cabo investigaciones sobre el impacto del uso de bioinsumos en suelos tabacaleros (Fernandez *et al*., 2022).

En los sistemas agrícolas intensivos de los Valles Templados de Jujuy se observan signos y síntomas de degradación del suelo, por lo que la evaluación de su calidad resulta fundamental para proponer manejos sostenibles que mitiguen estos efectos. En este contexto, la Evaluación Visual del Suelo (EVS) constituye una herramienta práctica que, mediante indicadores simples y ponderados, permite obtener un Índice de Calidad del Suelo (ICS) que refleja su estado físico, químico y biológico (Noellemeyer, 2021; Valdivia *et al.,* 2019). El presente trabajo aplica la metodología de EVS en tres sitios de los Valles Templados de Jujuy, con el fin de diagnosticar la calidad del suelo y proponer prácticas de manejo acordes a cada condición.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Se evaluaron tres sitios ubicados en los Valles Templados de Jujuy, a una altitud promedio de 964,5 msnm, dedicados al cultivo de tabaco, alfalfa, hortalizas, frutales y vid. Los suelos fueron muestreados a una profundidad de 20 cm, correspondiendo dos sitios a parcelas con tabaco (EVS1 y EVS2) y uno a una parcela con haba (EVS3).

Metodología: Se aplicó la metodología de Evaluación Visual de Suelos propuesta por Noellemeyer (2021). Para ello se utilizaron fichas en las que se registraron los siguientes datos: fecha, propietario, uso del suelo, ubicación geográfica del sitio o potrero, coordenadas, ambiente, profundidad de la muestra, clasificación taxonómica, posición en el relieve, clasificación de uso, clases texturales y humedad, así como los indicadores visuales ponderados. Cada indicador fue calificado en una escala de 0 (pobre) a 2 (bueno). El Índice de Calidad del Suelo (ICS) se calculó como la suma de los puntajes ponderados y se clasificó en tres categorías: Pobre (0–30), Moderado (30–45) y Bueno (45–60).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los ICS obtenidos para los distintos sitios fueron: EVS1, tabaco – loma baja; EVS2, tabaco – loma baja; y EVS3, haba – media loma (Figura 1).

Figura 1. Geolocalización de los sitios de muestreo y altura sobre el nivel del mar.

Los resultados evidencian una calidad de suelo moderada en EVS1 y EVS3, y pobre en EVS2. La ausencia de lombrices y macrofauna, fue común en los tres sitios, indicando limitaciones biológicas y físicas. En EVS2, la estructura y la porosidad resultaron especialmente deficitarias, lo que sugiere un proceso de compactación severa.
En la Tabla 1 se presentan en detalle los resultados de los indicadores evaluados y los ICS correspondientes a cada sitio.

Tabla 1. Puntajes de indicadores visuales e ICS en los tres sitios evaluados.

Indicador	**EVS1**	**EVS2**	**EVS3**
Textura	4,50	3,00	3,75
Estructura	3,00	0,00	4,50
Porosidad	3,00	0,00	4,50
Color	4,00	0,00	2,00
Moteados	4,00	4,00	4,00
Lombrices/Macrofauna	0,00	0,00	0,00
Profundidad de raíces	3,00	3,00	3,00
Compactación	6,00	1,50	6,00
Encharcamiento	2,00	2,00	2,00
Costras/cobertura	4,00	4,00	2,00
Erosión	4,00	4,00	4,00
Salinidad/alcalinidad	6,00	6,00	6,00
ICS	**43,50**	**27,50**	**41,75**

Estos hallazgos coinciden con lo reportado por Torres *et al.* (2015, 2017) y se relacionan con el uso excesivo de aperos y las prácticas de laboreo intensivo características de la región de estudio. La variabilidad observada entre los sitios puede explicarse por diferencias en el manejo, la posición en el relieve y el tipo de cultivo. En este contexto, resulta prioritario

implementar prácticas como la incorporación de materia orgánica, rotaciones de cultivos y siembra/plantación directa, con el fin de mejorar la calidad del suelo.

CONCLUSIONES

La evaluación visual del suelo evidenció condiciones claramente contrastantes entre los sitios, con valores de ICS que oscilaron entre 27,5 y 43,5. Los indicadores más deficitarios fueron la presencia de lombrices/macrofauna y la profundidad de raíces, lo que refleja un deterioro significativo de la salud biológica del suelo. Para revertir estas limitaciones, se recomienda la implementación de prácticas de manejo sostenible, tales como la incorporación de materia orgánica, la rotación de cultivos y la reducción del laboreo, ello permitirá atenuar y mitigar los procesos de degradación y mejorar la salud del suelo en estos sistemas de producción de los Valles Templados de Jujuy.

BIBLIOGRAFÍA

Casas, R.R. y Albarracín, G.F. (2015). El deterioro del suelo del ambiente en la Argentina (II tomos). 1ª, Edición. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Fundación Ciencia, Educación y Cultura. FECIC. 2015. V. 1. 608 p. ISBN 978-950-9140-39-7. V.2. 456 P. : 23 X 16 cm ISBN 978-950-9149-40-3

Cantú, M. P., Becker, A., Bedano, J. C., y Schiavo, H. F. (2007). Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. Ciencia del Suelo, 25(2), 101-112.

Fernandez, G., Diez Yarade, L., Regazzoni, J.E., Madariaga, A. y Noceti F. (a). (2010). Degradación Ambiental en la Provincia de Jujuy. Causas, efectos y posibles líneas de acción. INTA. Centro Regional Salta – Jujuy. EEA Salta.

Fernandez, G.S., Diez Yarade, L. Zankar, G. y Torres C. (b). (2010). Prácticas de Manejo de Suelos y Aguas de Productores Familiares de los Valles Templados de Jujuy. “XII Congreso Argentino de La Ciencia del Suelo”, 31 de mayo al 4 de junio de 2010, Rosario Argentina.

Fernandez, G.S., Zankar, Graciela del C., Altamirano, F., Zubieta, J., Diez Yarade, L.,Kunz, R., Sato, R. Segovia Salazar, W., Agüero, M., Quintar, S. y Ceballos, C. (2022). Enmiendas orgánicas para mejorar la sustentabilidad y la capacidad productiva de los suelos tabacaleros. Estudio preliminar sobre la estabilidad estructural como indicador de recuperación. AGRARIA. Revista Científica FCA 2022; 15 (1): 38-44. UNJu. Jujuy.

Noellemeyer, E. (Editora). (2021). Guía para la Evaluación Visual de la Calidad del Suelo. Álvarez, L., Leizica, E., Gómez, F. Quiroga, A., Fernández, R., Frasier, I. & Álvarez C. Santa Rosa, La Pampa. Impreso en Argentina. ISBN 978-950-863-430-6.

Torres, C.; Fernandez, G. y Diez Yarade L. (2015). Provincia de Jujuy. En Casas, R. y G. Albarracín. 2015. El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina. Tomo 1 y 2. PROSA. FECIC.

Torres, C.; Fernandez, G. y Diez Yarade L. (2017). La Degradación del suelo: Pautas y propuestas para el manejo sustentable en las Regiones Agrícolas de la provincia de Jujuy. En Por la integración regional de los seminarios al Consejo de Rectores. Compilado por Beatriz Elvira Guerci de Siufi – 1a ed – San Salvador de Jujuy: Universidad Nacional de Jujuy, 2018. Libro digital, PDF Archivo Digital: descarga ISBN 978-987-3926-47-1. file:///E:/Libro%20CRISCOS/LIBRO%20CRISCOS1.pdf

Valdivia, R., Pilarte, F., Espinoza, A., y Castellón Benavides, J. (2019). Instructivo 2: Evaluación Visual de Suelos. Managua, Nicaragua: Catholic Relief Services.

Wilson, M.G. (Comp.). 2017. Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. 1a Ed. Entre Ríos: Ediciones INTA. (2017). Libro digital, PDF. Archivo Digital: descarga y online. ISBN 978-987-521-826-0. CDD 631.4.

NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS (NAN): SÓLO DOS DÍAS DE INCUBACIÓN PERMITEN DIAGNOSTICAR LA SALUD EDÁFICA

García, G.[1, 2*], Studdert, G.[1], Reussi Calvo, N.[1, 3], Sainz Rozas, H.[1, 3, 4], Wyngaard, N.[1, 3]

[1]Fac. de Ciencias Agrarias, UNMdP, Unidad Integrada Balcarce; [2]Comisión de Investigaciones Científicas (CIC) de la Provincia de Buenos Aires; [3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [4]Estación Experimental Agropecuaria del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Balcarce. * gisela_garcia@mdp.edu.ar

RESUMEN: El nitrógeno mineralizado en una incubación anaeróbica del suelo (NAN) de 7 días (NAN_{7d}) es un indicador de salud edáfica (ISE), dado que refleja el efecto del uso del suelo y se relaciona con propiedades asociadas a su funcionamiento. Sin embargo, la obtención de su resultado demora más de una semana, lo que es un inconveniente para tomar decisiones de manejo inmediatas (p.e. fertilización). El objetivo fue evaluar el desempeño de NAN con 1, 2 y 3 días de incubación (NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d}, respectivamente) como ISE. Se tomaron muestras de suelo en 0-20 cm de 46 lotes de producción agrícola (LPA) y 34 pseudoprístinos (PRIS) del sudeste bonaerense con diferentes textura e historias de manejo. Se determinó NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d}, NAN_{7d}, carbono orgánico total (COT) y particulado (COP), estabilidad de agregados (EA), proteínas del suelo relacionadas a glomalina fácilmente extraíbles (PSRG-FE) y logaritmo del número de esporas de hongos micorrícicos arbusculares (HMA) (logESP). Se observó que NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} fueron menores en los LPA que en los PRIS, indicando que fueron afectados por los cambios en el uso del suelo. Además, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} se correlacionaron positivamente con COT, COP, EA, PSRG-FE y logESP. Asimismo, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} permitieron predecir adecuadamente COT (R^2=0,67-0,61), COP (R^2=0,61-0,64) y EA (R^2=0,82-0,84). Además, NAN_{1d}, y más aún NAN_{2d} y NAN_{3d}, se relacionaron estrechamente con NAN_{7d} (R^2=0,89, 0,93 y 0,92, respectivamente). Así, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} serían adecuados ISE. Sin embargo, NAN_{2d} y NAN_{3d} presentaron resultados similares a NAN_{7d} simplificando su adopción, y dado que NAN_{2d} permitiría obtener los resultados antes que NAN_{3d}, NAN_{2d} sería la mejor opción para ser utilizado como ISE.

PALABRAS CLAVE: Uso del suelo, Estabilidad de agregados, Carbono orgánico.

INTRODUCCIÓN

El estado de salud del suelo debe ser monitoreado y diagnosticado con el fin de tomar decisiones de manejo que puedan, en caso de ser necesario, redireccionarlo, promoviendo un uso sustentable del recurso. Para ello, se requiere de indicadores de salud edáfica (ISE), es decir variables que permitan identificar cambios en el suelo producidos por el uso e inferir sobre diversas funciones del suelo. Muchas variables edáficas se han postulado como ISE con esos objetivos. Sin embargo, actualmente, se busca que los ISE cumplan con otros requisitos con el fin de que sean fácilmente adoptados por los laboratorios comerciales y asesores y productores agropecuarios para realizar monitoreos de rutina. Así, los ISE deben ser sencillos de interpretar y fáciles, económicos y rápidos de medir (Lehmann et al., 2020). El nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) es un ISE que representa el nitrógeno bajo la forma de amonio proveniente de la mineralización de nitrógeno orgánico durante una incubación anaeróbica del suelo de 7 días (NAN_{7d}). Esta variable es sensible a los cambios producidos por el uso del suelo, permite inferir sobre otras propiedades edáficas como el carbono orgánico total (COT) y el particulado (COP) (Domínguez et al., 2016; García et al., 2020b), el nitrógeno (Wyngaard et al., 2018), el azufre (Carciochi et al., 2018) y el carbono

potencialmente mineralizables (Tourn et al., 2024), la estabilidad de agregados (EA, García et al., 2020b), la actividad biológica global (Tourn et al., 2024), la abundancia y la actividad de hongos micorrícicos arbusculares (HMA) (García et al., 2024), entre otras. Asimismo, NAN_{7d} es sencillo de interpretar y fácil y económico de medir. No obstante, requiere de una incubación de 7 d, lo que puede ser un inconveniente cuando el resultado de la variable es necesario para tomar decisiones de manejo de manera inmediata (p.e. fertilización). Es deseable lograr una reducción en el tiempo de incubación para favorecer la adopción del NAN como ISE. El objetivo de este trabajo fue evaluar el desempeño de NAN con 1, 2 y 3 d de incubación (NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d}, respectivamente) como ISE.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 46 sitios de muestreo en el sudeste bonaerense (Figura 1) correspondientes a establecimientos agropecuarios de producción agrícola con diferentes situaciones de manejo. Los sitios seleccionados no presentaron evidencias de daños por erosión (pendientes menores que 2 %) ni de anegamiento, así como de historia de riego. En cada sitio de muestreo se seleccionó un lote de producción agrícola (LPA) y una situación de referencia para cada LPA, es decir sectores sin disturbio antrópico por muchos años equiparables a la situación prístina (i.e. pseudoprístinos (PRIS)). Los suelos pertenecen al orden Molisol con clases texturales franca, franco arcillosa, franco arenosa y franco arcillo arenosa en 0-20 cm. En cada LPA y PRIS, se tomaron muestras de suelo de 0-20 cm de profundidad. En ellas se determinó: COT (Nelson & Sommers, 1982), COP (Cambardella & Elliott, 1992; Nelson & Sommers, 1982), proteínas del suelo relacionadas a glomalina fácilmente extraíbles (PSRG-FE) (Wright & Upadhayaya, 1996), logaritmo decimal del número de esporas de HMA (log ESP) (Covacevich y Consolo, 2014), NAN_{7d}, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} mediante incubación anaeróbica corta del suelo a 40 °C con 7 (Keeney, 1982), 1, 2 y 3 días de incubación, respectivamente, y EA mediante masa de macroagregados grandes de 2-8 mm (masaMA) (García et al., 2020a). Para comparar los valores promedio de NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} entre usos del suelo (LPA y PRIS) se realizaron análisis de varianza considerando el efecto de sitio. Para caracterizar la relación entre variables se utilizaron coeficientes de correlación de Pearson (r) y modelos de regresión lineal simple y múltiple. El análisis estadístico fue realizado con el programa R (R Core Team, 2018). Se utilizó un nivel de significación de 0,05.

998

Figura 1. Posiciones georreferenciadas de los 46 sitios de muestreo en el sudeste bonaerense.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} presentaron valores significativamente menores en los LPA que en los PRIS (Figura 2). Esto indica que NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} fueron sensibles a los cambios en el uso del suelo. Lo observado coincide con lo informado para NAN_{7d} para los mismos sitios de muestreo (García et al., 2020b), así como para otros con un rango de condiciones edafoclimáticas más reducido (Domínguez et al., 2016; García et al., 2016). El comportamiento de NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} respecto al uso del suelo fue consistente con el de COT y de COP que también presentaron mayores valores mínimos, máximos y promedios en PRIS que en LPA (García et al., 2020b). Los PRIS tienen alto contenido de COT debido a la gran producción de biomasa aérea y radical, al incremento de la biomasa microbiana asociada

a ello y al reducido disturbio antrópico (Haynes et al., 1991). El cambio en el uso del suelo desde una condición prístina a un sistema agrícola produce la disminución del contenido de COT y, principalmente, de sus fracciones lábiles, como el COP, debido a un balance negativo entre las entradas y las salidas de carbono al suelo (Studdert et al., 1997). Por todo ello, además, los PRIS proporcionan un ambiente más favorable para la formación y estabilización de los agregados (Six et al., 2004), así como para el desarrollo de HMA (Singh et al., 2016). Esto se vio reflejado en los mayores valores mínimos, máximos y promedios de las variables que se utilizaron como indicadores de la EA (i.e. masaMA) y de la abundancia y actividad de HMA (PSRG-FE y log ESP) en PRIS que en LPA informadas por García et al. (2020b, 2024) para los mismos sitios de muestreo.

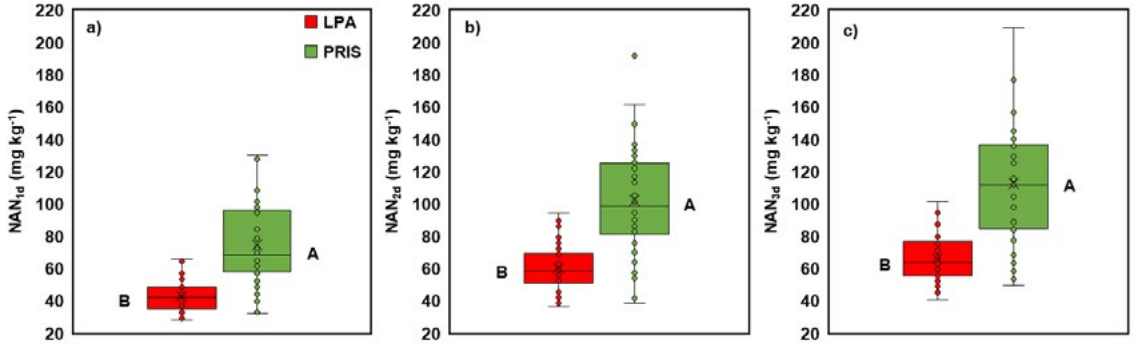


Figura 2. Gráficos de caja y bigote para NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} en dos usos del suelo: lotes de producción agrícola (LPA) y pseudoprístinos (PRIS). Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias de usos del suelo para cada variable. n=80.

El NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} se relacionaron estrecha y positivamente con NAN_{7d} (Figura 3). Esto sugiere que NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} se comportarían de manera similar que NAN_{7d} como ISE y, por lo tanto, sería factible reducir el tiempo de incubación de 7 a 1, 2 y 3 d. No obstante, NAN_{2d} y NAN_{3d} fueron los que presentaron mayor capacidad para predecir NAN_{7d}. Adicionalmente, los modelos de dichas regresiones mostraron pendientes y ordenadas al origen que no difirieron significativamente de 1 y 0, respectivamente. Los resultados observados indican que, con sólo 2 ó 3 d de incubación, se mineralizó la misma cantidad de nitrógeno orgánico que con 7 d. Así, con sólo 2 ó 3 d de incubación se obtendrían resultados similares a los correspondientes a 7 d de incubación.

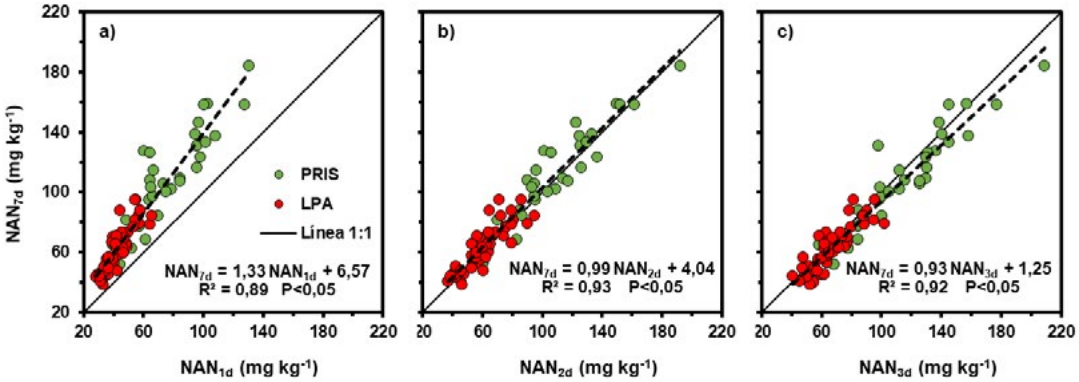


Figura 3. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) con 7 d de incubación (NAN_{7d}) en función de NAN con 1 (NAN_{1d}, a), 2 (NAN_{2d}, b) y 3 (NAN_{3d}, c) d de incubación. LPA: lotes de producción agrícola. PRIS: pseudoprístinos. n=80.

El NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} se correlacionaron estrecha y positivamente con COT, COP y masaMA, manifestando niveles de asociación lineal similares entre NAN con distintos tiempos de incubación con cada variable edáfica. Los r que caracterizaron dichas asociaciones fueron muy similares a los de las asociaciones entre NAN_{7d} y COT (r=0,79), COP (r=0,78) y masaMA (r=0,85) reportados por García et al. (2020b) para los mismos sitios de muestreo. De esta manera, el NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} permitiría monitorear cambios en cualquiera de esas

variables producidos por el manejo del suelo, siendo un adecuado indicador de salud bioquímica y física del suelo. Asimismo, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} se correlacionaron positivamente con PSRG-FE y logESP (Tabla 1), de manera similar a lo reportado para NAN_{7d} en los mismos sitios de muestreo (r=0,47 y r=0,71, respectivamente, García et al., 2024). Estos resultados sugieren que NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} serían indicadores de la actividad y la abundancia de HMA.

Tabla 1. Coeficientes de correlación de Pearson entre nitrógeno mineralizado en 1, 2 y 3 d de incubación anaeróbica (NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d}, respectivamente) y carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), masa de macroagregados grandes (masaMA), proteínas del suelo relacionadas con glomalina fácilmente extraíble (PSRG-FE) y logaritmo decimal del número de esporas de hongos micorrícicos arbusculares (logESP) en 0-20 cm. n: número de observaciones.

	n	NAN_{1d}	NAN_{2d}	NAN_{3d}
COT	80	0,78	0,76	0,76
COP	80	0,80	0,78	0,79
masaMA	80	0,88	0,86	0,88
PSRG-FE	80	0,40	0,36	0,44
logESP	17	0,74	0,70	0,76

Las estrechas asociaciones lineales observadas entre NAN_{1d}, NAN_{2d} o NAN_{3d} y COT, COP y masaMA posibilitaron el ajuste de modelos de regresión lineal simple y múltiple en los que NAN con tiempo de incubación reducido como única variable explicativa o junto a la variable categórica uso del suelo, permitió predecir el contenido de COT y de COP y la masaMA (Figura 4). Los modelos mostraron que el COT (Figura 4a, b y c) y el COP (Figura 4d, e y f) aumentaron ante aumentos de NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} con ordenadas al origen y pendientes similares para LPA y PRIS y adecuados ajustes. Estos resultados coinciden con lo informado en trabajos anteriores para NAN_{7d} como variable explicativa (Domínguez et al., 2016; García et al., 2016, 2020b). Asimismo, el ajuste de los modelos de NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} en función de COT (Figura 4a, b y c, respectivamente) y de COP (Figura 4d, e y f, respectivamente) fueron similares a los de NAN_{7d} en función de COT (R^2=0,62) y de COP (R^2=0,60) para los mismos sitios de muestreo (García et al., 2020b).

Por otro lado, se observó que la masaMA aumentó al aumentar NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d}, con la misma pendiente para LPA y PRIS, pero distintas ordenadas al origen y elevados R^2 (Figura 3g, h e i, respectivamente). El comportamiento de dichos modelos fue similar al reportado para masaMA en función de NAN_{7d} para los mismos sitios de muestreo (R^2=0,81, García et al., 2020b). La capacidad de los agregados de resistir la ruptura es determinada por numerosas características edáficas, de la vegetación, del clima y de las prácticas de manejo (Six et al., 2004). No obstante, para los mismos sitios de muestreo se reportó que la variabilidad de masaMA fue explicada en gran medida por los contenidos de COT y de COP (García et al., 2020b). Estas dos últimas variables, a su vez, están relacionadas con NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} (Tabla 1, Figura 3), lo que posibilita la relación indirecta observada entre NAN con tiempos de incubación reducidos y la EA medida a través de la masaMA (Tabla 1, Figura 3). Sin embargo, las diferentes ordenadas al origen de las líneas de regresión de LPA y PRIS (Figura 3g, h e i) indican que a un mismo nivel de NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d}, la EA fue más alta para PRIS que para LPA. Esta diferencia entre usos del suelo puede ser consecuencia de otros factores diferentes de COT y COP que afectan la EA como abundancia y persistencia de raíces, hidrofobicidad, cobertura y remoción del suelo, y actividad microbiológica, entre otros. Los modelos ajustados permitirían predecir los valores de contenido de COT y de COP y la EA a partir de una única variable medida de manera rápida, económica y sencilla.

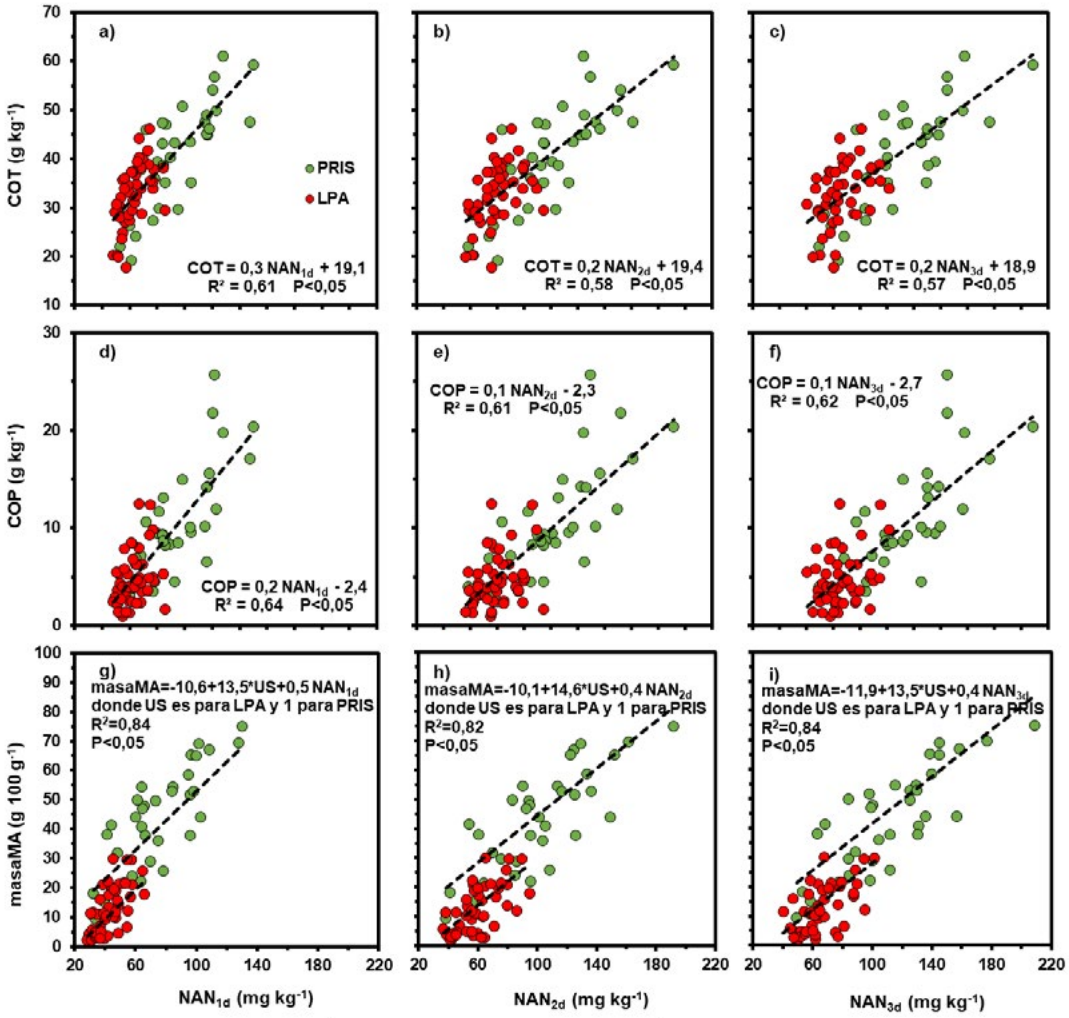


Figura 4. Carbono orgánico total (COT, a, b y c), carbono orgánico particulado (COP, d, e y f) y masa de macroagregados grandes (masaMA, g, h e i) en función de NAN con 1 (NAN_{1d}, a, d y g), 2 (NAN_{2d}, b, e y h) y 3 (NAN_{3d}, c, f e i) d de incubación. US: uso del suelo. LPA: lotes de producción agrícola. PRIS: pseudoprístinos. n=80.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos otorgados por Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (PICT-2021-I-INVI-00619).

BIBLIOGRAFÍA

Cambardella, C. A. and Elliott, E. T. (1992). Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, *56*, 777-783. https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x

Carciochi, W. D., Wyngaard, N., Divito, G. A., Cabrera, M. L., Reussi Calvo, N. I. and Echeverría, H. E. (2018). A comparison of indexes to estimate corn S uptake and S mineralization in the field. *Biology and Fertility of Soils*, *54*, 349-362. https://doi.org/10.1007/s00374-018-1266-9

Covacevich, F. y Consolo, F. V. (2014). *Manual de protocolos. Herramientas para el estudio y manipulación de hongos micorrícicos arbusculares y Trichoderma*. Universidad Nacional de Mar del Plata.

Domínguez, G. F., García, G. V., Studdert, G. A., Agostini, M. A., Tourn, S. N. and Domingo, M. N. (2016). Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? *Spanish Journal of Soil Science, 6*, 82-97. https://doi.org/10.3232/SJSS.2016.V6.N2.01

García, G. V., Studdert, G. A., Domingo, M. N. y Domínguez, G. F. (2016). Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. *Ciencia del Suelo, 34*(2), 127-138. https://www.suelos.org.ar/publicaciones/v34n1-html/vol34-n1-

html/v34n1a12.htm
García, G. V., Tourn, S. N., Roldán, M. F., Mandiola, M. and Studdert, G. A. (2020a). Simplifying the determination of aggregate stability indicators of Mollisols. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 51*, 481-490. https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1717513
García, G. V., Wyngaard, N., Reussi Calvo, N. I., San Martino, S., Covacevich, F. and Studdert, G. A. (2020b). Soil survey reveals a positive relationship between aggregate stability and anaerobic mineralizable nitrogen. *Ecological Indicators, 117*, 106640. https://doi.org./10.1016/j.ecolind.2020.106640.
García, G. V., Covacevich, F., San Martino, S., Wyngaard, N., Reussi Calvo, N. I. and Studdert, G. A. (2024). Anaerobically mineralized nitrogen as a potential indicator of the activity and abundance of mycorrhizal fungi in Mollisols. *Ecología Austral, 34*, 228-239. https://doi.org/10.25260/EA.24.34.2.0.2282
Haynes, R. J., Swift, R. S. and Stephen, R. C. (1991). Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil & Tillage Research, 19*, 77-87. https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90111-A
Keeney, D. R. (1982). Nitrogen-availability indexes. En A. L. Page (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. (2nd ed.)*, *Agronomy Monograph 9* (pp. 711-733). American Society of Agronomy – Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c35
Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel- Knabner, I. and Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews | Earth & Environment, 1*,544–553, https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8
Nelson, D. W. and Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En A. L. Page (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. (2nd ed.)*, *Agronomy Monograph 9* (pp. 539-579). American Society of Agronomy – Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29
R Core Team. (2018). R: a language and environment for statistical computing (v. 3.5.2). *R Foundation for Statistical Computing*, https://www.r- project.org
Singh, A. K., Rai, A. and Singh, N. (2016). Effect of long term land use systems on fractions of glomalin and soil organic carbon in the Indo-Gangetic plain. *Geoderma, 277*, 41-50. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.004
Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. and Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research, 79*, 7-31. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008
Studdert, G.A., Echeverría, H. and Casanovas, E. M. (1997). Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Science Society of America Jpurnal, 61*, 1466-1472. https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100050026x
Tourn, S. N., Videla, C. C., Rivero, C., García, G. V., Ricciuto, D. J., Rodriguez, S. y Studdert, G. A. (2024). Carbono orgánico mineralizado en períodos cortos de incubación aeróbica como indicador de salud edáfica. *Ciencia del Suelo, 42*(2), 154-167. https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol42n2/154-v42n2-carbonomineralizadoysaludedafica.pdf
Wright, S. F. and Upadhyaya, A. (1996). Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science, 161*, 575-586.
Wyngaard, N., Cabrera, M. L., Shober, A. and Kanwar, R. (2018). Fertilization strategy can affect the estimation of soil nitrogen mineralization potential with chemical methods. Plant and Soil, 432, 75-89. https://doi.org/10.1007/s11104-018-3786-3.

NITRÓGENO MINERALIZADO ANAERÓBICAMENTE EN UNO, DOS Y TRES DÍAS EN SISTEMAS DE AGRICULTURA CONTINUA

García, G.[1, 2*], Ricciuto, D.[1], Domínguez, G.[1], Agostini, M.[1], Tourn, S.[1], Reussi Calvo, N.[1, 3], Wyngaard, N.[1, 3], Studdert, G.[1]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. [2]Comisión de Investigaciones Científicas (CIC) de la Provincia de Buenos Aires; [3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). * gisela_garcia@mdp.edu.ar

RESUMEN: El nitrógeno (N) mineralizado en 7 d de anaerobiosis (NAN) es sensible a las prácticas de manejo. No obstante, el extenso periodo de incubación desalienta su uso en monitoreos de salud edáfica y fertilidad nitrogenada de rutina. Es necesario evaluar la reducción del tiempo de incubación para obtener resultados en un plazo menor. El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento de NAN con 1, 2 y 3 d de incubación (NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d}) en sistemas de agricultura continua bajo prácticas de manejo contrastantes en comparación con 7 d (NAN_{7d}). En muestras de suelo de 0-20 cm tomadas en 1998, 2000, 2003, 2006 y 2009 de un ensayo de larga duración con dos sistemas de labranza [labranza convencional (LC) y siembra directa (SD)] y dos niveles de fertilización nitrogenada (con N y sin N) se determinó NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d}, NAN_{7d}, carbono orgánico total (COT) y particulado (COP) y estabilidad de agregados. Además, se determinó rendimiento en grano relativo (RG relativo) en las parcelas sin N. NAN_{7d} se relacionó con NAN_{1d} (R^2=0,70), NAN_{2d} (R^2=0,67) y NAN_{3d} (R^2=0,65). Hubo efecto principal de año y de sistema de labranza sobre NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}. Los valores de dichas variables disminuyeron con los años de agricultura, independientemente del sistema de labranza y nivel de fertilización nitrogenada (R^2=0,72-0,95). NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d} presentaron mayores valores bajo SD que bajo LC con diferencias entre 5,4 y 11,6 mg kg^{-1}. NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d} se relacionaron estrechamente con COT, COP, estabilidad de agregados y RG relativo (r=0,48-0,94). Así, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} presentaron un comportamiento similar a NAN_{7d} en sistemas de agricultura continua con manejos contrastantes. Esto indica que sería posible reducir el tiempo de incubación de 7 d a 1, 2 ó 3 d para facilitar su adopción en monitoreos de rutina.

PALABRAS CLAVE: Sistemas de labranza, Fertilización nitrogenada, Años de agricultura.

INTRODUCCIÓN

Los cambios en el carbono (C) orgánico total (COT) asociados con el manejo se manifiestan fundamentalmente a través de la variación de sus fracciones lábiles tales como el carbono orgánico particulado (COP) y el nitrógeno (N) potencialmente mineralizable. Asimismo, el N mineralizado en anaerobiosis (NAN), un indicador del N potencialmente mineralizable, presenta una estrecha relación con el contenido de COT y el de COP (García et al., 2020), mostrando un comportamiento similar a estas variables frente a cambios en el suelo producidos por el manejo (Domínguez et al., 2016; García et al., 2016). Se ha informado que el NAN refleja las consecuencias del proceso de agriculturización (Manuel-Navarrete et al., 2009) al que han estado sujetos los suelos del sudeste bonaerense (Wyngaard et al., 2025) y que ha provocado la disminución del COT (Wyngaard et al., 2022) y de otras variables edáficas asociadas (García et al., 2020). Así, se ha observado una disminución del NAN con el cambio en el uso del suelo de prístino a agrícola (García et al., 2020; Wyngaard et al., 2022) y con el aumento de los años de agricultura (García et al., 2016). El NAN ha demostrado ser sensible para detectar cambios producidos por distintas prácticas de manejo en la capa arable. Sistemas de cultivo con mayores aportes y/o menores salidas de C presentan mayores niveles de NAN que aquéllos con menores aportes de C y/o que favorecen su salida del sistema

(Domínguez et al., 2016, García et al., 2016, Cantero et al., 2022). Asimismo, el NAN es muy fácil de determinar e interpretar, es una herramienta esencial para el diagnóstico de la disponibilidad de N en ciertos cultivos y se relaciona con otras variables edáficas clave para el funcionamiento del suelo. Por ello, el NAN ha sido postulado como un indicador de salud edáfica. No obstante, la determinación del NAN requiere 7 d de incubación (Keeney, 1982), lo que desalienta su uso en monitoreos de salud edáfica y fertilidad nitrogenada de rutina. Es necesario evaluar la posibilidad de reducir el tiempo de incubación de manera de obtener los resultados en un menor plazo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento de NAN con 1, 2 y 3 d de incubación (NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d}) en sistemas de agricultura continua bajo prácticas de manejo contrastantes en comparación con 7 d (NAN_{7d}).

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo en la Unidad Integrada Balcarce (37º 45´S; 58º 18´W; 130 m sobre el nivel del mar) sobre un complejo de Argiudol Típico (Soil Survey Staff, 2014) (serie Mar del Plata, INTA, 1979) y Argiudol Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) (serie Balcarce, INTA, 1979) de textura franca con menos de 2 % de pendiente. Se analizaron muestras de suelo almacenadas que habían sido tomadas con un muestreador tubular de 4,5 cm de diámetro en 0-20 cm en un ensayo de agricultura continua de larga duración. El ensayo fue iniciado en 1997 sobre un suelo que había permanecido bajo pastura con base de gramíneas sin pastoreo entre 1993 y 1996, año en que se realizó un cultivo de girasol (*Helianthus annuus* L.) bajo labranza reducida (herramientas de disco). A partir de 1997 se aplicaron los sistemas de labranza analizados en este trabajo y la secuencia de cultivos maíz (*Zea mays* L.) – girasol – trigo (*Triticum aestivum* L.). El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con arreglo de tratamientos en parcelas divididas, tres repeticiones y unidades experimentales de 5 x 40 m (200 m^2). Los factores de tratamiento fueron: 1) sistema de labranza y 2) fertilización nitrogenada. A las parcelas principales se asignó el sistema de labranza [(siembra directa (SD) y labranza convencional (LC)] y a las subparcelas, la fertilización nitrogenada (con N y sin N). La LC comprendió la utilización de arado de rejas (20 cm de profundidad), rastra de discos y cultivador de campo con la mínima cantidad de operaciones necesarias para obtener una cama de siembra adecuada. Los laboreos para la preparación de la cama de siembra bajo LC o los tratamientos químicos para el control de malezas bajo SD, fueron iniciados no menos de tres meses antes de la fecha de siembra de cada cultivo. La fertilización nitrogenada se realizó con urea (0-46-0) al voleo en el estadio de 6 hojas (V6) (Ritchie y Hanway, 1982) para maíz, seis a ocho hojas (V6-V8) (Schneiter y Miller, 1981) para girasol y en macollaje (estado 30) (Zadoks et al., 1974) para trigo. Las dosis de N fueron de 0 kg N ha^{-1} para el tratamiento sin N y de 90 kg N ha^{-1} para girasol, 120 kg N ha^{-1} para trigo, 180 y 120 kg N ha^{-1} para maíz hasta 2004 y a partir de 2005, respectivamente, para el tratamiento con N. Se utilizaron muestras de suelo que habían sido tomadas en otoño de 1998, 2000, 2003, 2006 y 2009, secadas en estufa con circulación forzada de aire a 30 ºC y molidas hasta pasar por tamiz de 2 mm de abertura de malla, eliminando el material vegetal identificable que quedaba sobre el tamiz y luego almacenadas hasta su análisis. En las muestras de suelo se determinó COT (Nelson y Sommers, 1982), COP (Cambardella y Elliott, 1992) y NAN con 7 d de incubación (Keeney, 1982) y con 1, 2 y 3 d de incubación siguiendo el mismo procedimiento. Además, se realizó la determinación del cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) (De-Boodt et al., 1961) en muestras que habían sido tomadas en 2006 y 2009, separados sus agregados por sus líneas naturales de ruptura hasta pasar por tamiz de 8 mm de abertura de malla y secadas a 30 °C con circulación forzada de aire. El rendimiento en grano de maíz fue determinado en cada unidad experimental sin N y fue expresado con el 14,5 % de humedad como rendimiento relativo (RG relativo) al promedio de los tres rendimientos en grano más altos de cada estación de crecimiento, independientemente del sistema de labranza. El análisis estadístico se llevó a cabo con el programa R (R Core Team, 2018) con un nivel de significancia de 5%. Para evaluar el efecto de las prácticas de manejo sobre NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d} se ajustaron modelos lineales mixtos y se hicieron ANOVA; para evaluar la relación entre variables se ajustaron modelos de regresión lineal

simple y se hicieron análisis de correlación de Pearson; y para comparar medias se utilizó la prueba de Tukey.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El NAN_{1d}, el NAN_{2d} y el NAN_{3d} se relacionaron positiva y estrechamente con NAN_{7d} con coeficientes de determinación (R^2) similares (Figura 1). El modelo de regresión de NAN_{7d} en función de NAN_{1d} presentó una ordenada al origen igual a 0 y una pendiente distinta de 1. Sin embargo, los modelos de regresión de NAN_{7d} en función de NAN_{2d} y NAN_{3d} presentaron ordenadas al origen igual a 0 y pendientes igual a 1. Lo observado indica que NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} podrían predecir de manera aceptable a NAN_{7d}. No obstante, NAN_{2d} y, más aún, NAN_{3d} permitirían obtener valores similares a los de NAN_{7d}. Por lo expuesto, es esperable que NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} presenten un comportamiento similar a NAN_{7d} al ser afectados por las prácticas de manejo y al relacionarse con otras propiedades edáficas.

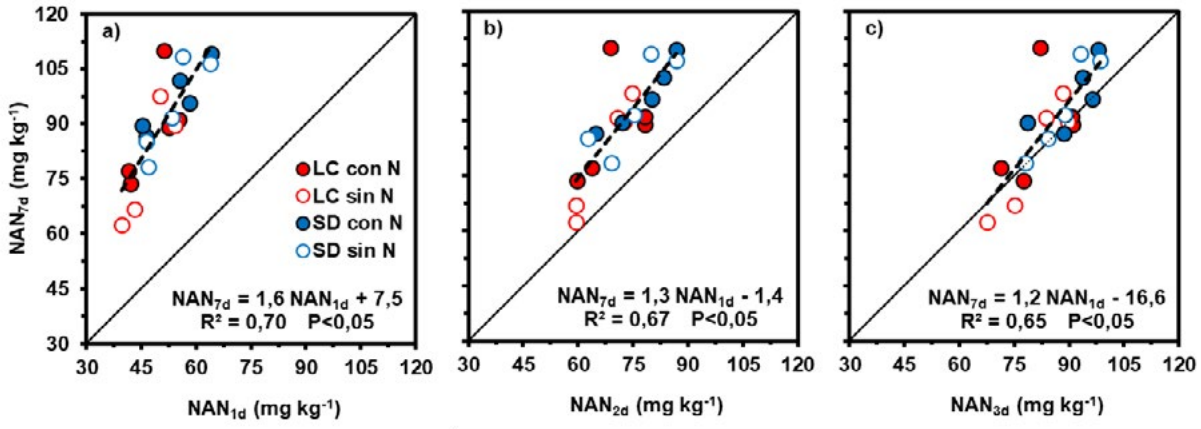


Figura 1. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) con 7 d de incubación (NAN_{7d}) en función de NAN con 1 (NAN_{1d}, a), 2 (NAN_{2d}, b) y 3 (NAN_{3d}, c) d de incubación. LC: labranza convencional, SD: siembra directa, con N: con fertilización nitrogenada, sin N: sin fertilización nitrogenada. Cada punto surge del promedio de 3 bloques. n=20.

No hubo efecto de interacción triple año*sistema de labranza*fertilización nitrogenada ni efecto de interacción doble año*sistema de labranza, año*fertilización nitrogenada ni sistema de labranza*fertilización nitrogenada sobre NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}. Al igual que NAN_{7d}, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d}, presentaron efecto principal de año y efecto principal de sistema de labranza, pero no efecto principal de fertilización nitrogenada. El NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d} disminuyeron linealmente con el aumento de año, independientemente del sistema de labranza y nivel de fertilización nitrogenada (Figura 2). Los modelos de regresión lineal que caracterizaron dichas disminuciones de NAN con distintos tiempos de incubación presentaron elevados R^2. En 11 años de agricultura, las disminuciones fueron de 15,0; 12,3; 16,6 y 26,8 mg kg^{-1} para NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}, respectivamente. Así, las tasas de caída de NAN aumentaron con el aumento del tiempo de incubación: 1,4; 1,5; 1,6 y 2,7 mg kg^{-1} para NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}, respectivamente. Las disminuciones de NAN observadas de 0-20 cm son coincidentes con lo informado por otros autores para suelos del sudeste bonaerense bajo distintos manejos (García et al., 2016, 2020).

Por otro lado, NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d} presentaron mayores valores bajo SD que bajo LC (Figura 3). No obstante, las diferencias en los valores de NAN entre SD y LC fueron leves. Los valores de NAN bajo SD fueron 5,4; 7,8; 8,5 y 11,6 mg kg^{-1} mayores que bajo LC para NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}, respectivamente. Estudios previos han reportado mayores contenidos de COT y NAN bajo SD que bajo LC en la capa más superficial del suelo (0-5 cm). No obstante, se han informado evidencias de que las diferencias entre sistemas de labranza contrastantes (LC y SD) en la capa arable (0-20 cm) son de escasa magnitud (Domínguez et al., 2009). La LC incorpora los residuos al suelo, reduce la cobertura superficial favoreciendo la elevación de la temperatura (Triplett y Dick, 2008), incrementa el flujo de oxígeno dentro del

suelo y expone la materia orgánica protegida dentro de los agregados a una mineralización más intensa (Six et al., 2004). Por otro lado, bajo SD los residuos de los cultivos permanecen sobre la superficie del suelo y su transformación ocurre dentro de los primeros centímetros del perfil (Puget y Lal, 2005). Se produce así una estratificación de la materia orgánica (Puget y Lal, 2005) y, además, una mejor conservación de la materia orgánica protegida dentro de los agregados (Six et al., 2004).

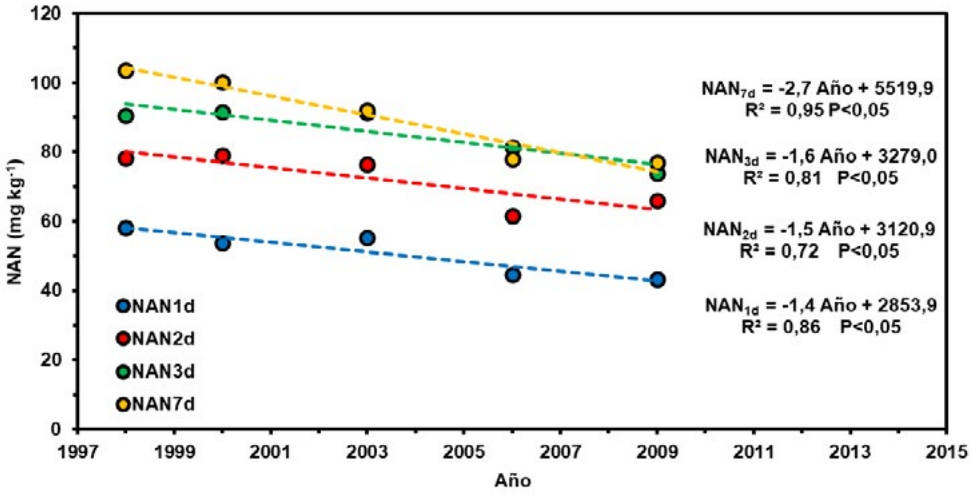


Figura 2. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) con 1 d (NAN_{1d}), 2 d (NAN_{2d}), 3 d (NAN_{3d}) y 7 d (NAN_{7d}) de incubación en función de Año. Cada punto representa el promedio de 12 mediciones de NAN (2 niveles de sistema de labranza, 2 niveles de fertilización nitrogenada y 3 bloques) para cada Año. n=5.

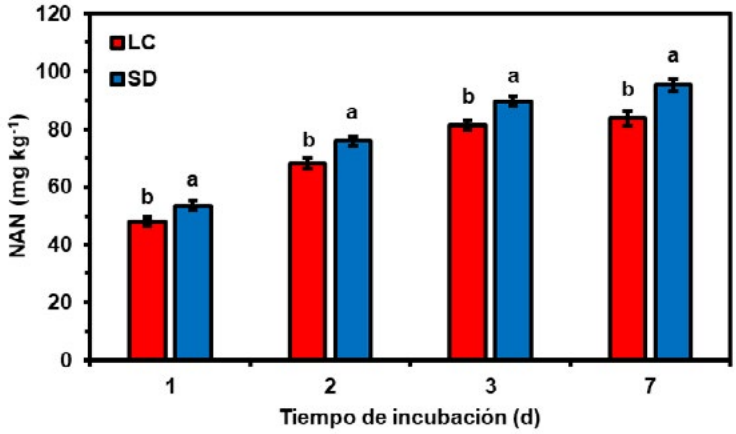


Figura 3. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) con 1 d, 2 d, 3 d y 7 d de incubación para cada sistema de labranza. LC: labranza convencional, SD: siembra directa. Cada punto representa el promedio de 30 mediciones de NAN (5 años, 2 niveles de fertilización nitrogenada y 3 bloques). Letras iguales indican diferencias no significativas entre sistemas de labranza para cada tiempo de incubación.

Estudios previos han reportado estrechas relaciones entre NAN_{7d} y COT, COP, estabilidad de agregados (Domínguez et al., 2016; García et al., 2020) y rendimiento en grano de maíz (Orcellet et al., 2017). En coincidencia con esos autores, en este trabajo el NAN con distintos tiempos de incubación (NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}), independientemente del sistema de labranza, nivel de fertilización nitrogenada y año, se correlacionó estrecha y positivamente con COT, COP y RG relativo (datos no mostrados) y negativamente con CDMP (a excepción de NAN_{1d}, Tabla 1). No obstante, NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d} presentaron coeficientes de correlación de Pearson con COT, COP y RG relativo más elevados al considerar cada sistema de labranza por separado (Tabla 1). En general, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} presentaron

coeficientes de correlación de Pearson algo menores o similares que NAN_{7d} al asociarse con otras variables edáficas. Los resultados observados sugieren que NAN_{1d} y más aún NAN_{2d} y NAN_{3d} podrían ser adecuados indicadores de salud bioquímica y física del suelo y de nutrición nitrogenada del cultivo.

Tabla 1. Coeficientes de correlación de Pearson entre nitrógeno mineralizado en 1, 2, 3 y 7 d de incubación anaeróbica (NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d} y NAN_{7d}, respectivamente) y carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), cambio de diámetro medio ponderado (CDMP), rendimiento en grano relativo (RG relativo). n: número de observaciones. Cada punto surge del promedio de 3 bloques. nc: no correlacionadas.

Variable	Sistema de labranza	n	NAN_{1d}	NAN_{2d}	NAN_{3d}	NAN_{7d}
COT	LC	10	0,48	0,57	0,71	0,58
	SD	10	0,66	0,61	0,68	0,79
COP	LC	10	0,78	0,75	0,77	0,85
	SD	10	0,79	0,77	0,88	0,94
CDMP		4	nc	-0,59	-0,65	-0,67
RG relativo	LC	10	0,84	0,92	0,77	0,92
	SD	10	0,80	0,75	0,85	0,94

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo mostraron que el NAN con tiempos de incubación reducidos (NAN_{1d}, NAN_{2d}, NAN_{3d}) presentó un comportamiento similar al NAN_{7d} en sistemas de cultivo de agricultura continua con manejos contrastantes. Así, NAN_{1d}, NAN_{2d} y NAN_{3d} disminuyeron con los años de agricultura, fueron afectados diferencialmente por el sistema de labranza, mostrando mayores valores para SD que para LC, no fueron afectados por la fertilización nitrogenada, y se asociaron estrechamente a otras variables edáficas y de cultivo. Los resultaron sugieren que sería posible reducir el tiempo de incubación de 7 d a 1, 2 ó 3 d sin afectar el desempeño de NAN como indicador de salud edáfica con el fin de obtener los resultados de manera anticipada y favorecer el monitoreo de salud edáfica.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos otorgados por Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (PICT-2021-I-INVI-00619). Parte de este trabajo fue realizado por la segunda autora con una beca de entrenamiento otorgada por la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.

BIBLIOGRAFÍA

Cambardella, C. A. y Elliott, E. T. (1992). Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, *56*, 777-783. https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x

Cantero, C. C., García, G. V., Rodriguez, S., Tourn, S. N. y Studdert, G. A. (2022). Alternativa metodológica para determinar nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN): I) reducción del tiempo de incubación. En M. G. Castiglioni, P. Fernández, P. y S. Vangeli (Eds.) *Actas XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo* (pp. 1049-1054). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.

De-Boodt, N., De-Leenheer, L. y Kirkham, D. (1961). Soil aggregate stability indexes and crop yields. *Soil Science, 91,* 138-146.

Domínguez, G. F., Diovisalvi, N. V., Studdert, G. A. y Monterubbianesi, M. G. (2009). Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. *Soil and Tillage Research, 102,* 93-100. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.020

Domínguez, G. F., García, G. V., Studdert, G. A., Agostini, M. A., Tourn, S. N. y Domingo, M. N. (2016). Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? *Spanish Journal of Soil Science, 6*, 82-97. https://doi.org/10.3232/SJSS.2016.V6.N2.01

García, G. V., Studdert, G. A., Domingo, M. N. y Domínguez, G. F. (2016). Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. *Ciencia del Suelo, 34*(2), 127-138. https://www.suelos.org.ar/publicaciones/v34n1-html/vol34-n1-html/v34n1a12.htm

García, G. V., Wyngaard, N., Reussi Calvo, N. I., San Martino, S., Covacevich, F. y Studdert, G. A. (2020). Soil survey reveals a positive relationship between aggregate stability and anaerobic mineralizable nitrogen. *Ecological Indicators, 117*, 106640. https://doi.org./10.1016/j.ecolind.2020.106640

Keeney, D. R. (1982). Nitrogen-availability indexes. En A. L. Page (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. (2nd ed.)*, *Agronomy Monograph 9* (pp. 711-733). American Society of Agronomy – Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c35

Manuel-Navarrete, D., Gallopín, G. C., Blanco, M., Díaz-Zorita, M., Ferraro, D. O., Herzer, H., Laterra, P., Murmis, M. R., Podestá, G., Rabinovich, J., Satorre, E. H., Torres, F. y Viglizzo, E. F. (2009). Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environmental Development and Sustainability, 11,* 621-638. https://doi.org./10.1007/s10668-007-9133-0

Nelson, D. W. y Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En A. L. Page (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. (2nd ed.)*, *Agronomy Monograph 9* (pp. 539-579). American Society of Agronomy – Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29

Orcellet, J. M., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N. y Echeverría, H. E. (2017). Anaerobically incubated nitrogen improved nitrogen diagnosis in corn. *Agronomy Journal, 109*, 291-298. https://doi.org/10.2134/agronj2016.02.0115.

Puget, P. y Lal, R. (2005). Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil and Tillage Research, 80,* 201-213. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.018

R Core Team. (2018). R: a language and environment for statistical computing (v. 3.5.2). *R Foundation for Statistical Computing*, https://www.r- project.org

Ritchie, S. W. y Hanway, J. J. (1982). How a corn plant develops. Special report 48. Ames, Iowa, USA: Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service.

Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E. y Angelini, H. P. (2011). Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de la Regiones Pampeana y Extrapampeana Argentina. *Informaciones Agronómicas, 2*, 6-12.

Schneiter, A. A y Miller, J. F. (1981). Description of sunflower growth stages. *Crop Science, 21,* 901-903.

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. y Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research, 79*, 7-31. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008

Soil Survey Staff. (2014). *Keys to soil taxonomy*. Washington DC, USA: USDA, Natural Resources Conservation Service.

Triplett Jr., G. B. y Dick, W. A. (2008). No-tillage crop production: a revolution in agriculture. *Agronomy Journal, 100(Supplement),* S-153-S-165. https://doi.org/10.1016/10.2134/agronj2007.0005c

Wyngaard, N., Crespo, C., Angelini, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Reussi Calvo, N., Carciochi, W. y Sainz Rozas, H. (2022). The effect of agriculture on topsoil carbon stocks is controlled by land use, climate, and soil properties in the Argentinean Pampas. *Catena, 212*, 106126.

Wyngaard, N., Crespo, C., Garcia, G. V., Reussi Calvo, N. I., Rivero, C., Carciochi, W. D., Eyherabide, M., Larrea, G., Angelini, H., Barbieri, P. y Sainz Rozas, H. R. (2025). Nitrogen mineralization potential depletion in pampas (Argentina) croplands following conversion from native grasslands. *Geoderma Regional, 40,* e00925.

Zadoks, J. C., Chang, T. T. y Zonzak, C. F. (1974). A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research, 14,* 415-421.

DIAGNÓSTICO RÁPIDO Y MANEJO AGROECOLÓGICO PARA LA REHABILITACIÓN DE SUELOS EN TRANSICIÓN

Gonzalez, A.[1*], Roca, J. C.[1], Serventi, M. N.[1], Orrego, L. M.[1], Pueblas, L.[1], Merino, C.[1], Nobile, N.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Comahue, *Ruta 151- km 12,5, Cinco Saltos, Río Negro, CP 8303, Argentina, diego.gonzalez@faca.uncoma.edu.ar

RESUMEN: La región del Alto Valle de Río Negro enfrenta el abandono de tierras frutícolas, lo que conlleva la degradación de suelos y la reducción de su capacidad de secuestro de carbono. Frente a esto, se implementó un modelo integral de diagnóstico y manejo en el Cuadro 10 Sur de la FACA-UNCo. Se aplicó una "Guía de Campo para Diagnóstico Expeditivo" desarrollada por el equipo, permitiendo una evaluación rápida de parámetros clave: pH (7.5–8), conductividad eléctrica (0.3–1.22 dS/m), texturas medias (franco limoso a franco arcilloso) y niveles bajos de N y P, pero alto en K. La caracterización edafológica detallada clasificó al suelo como Aridisol, Haplocalcides, con profundidad efectiva >1 m y sin limitantes físicas o salino-sódicas. Estos resultados fundamentaron un plan de transición agroecológica que incluyó aumento de biodiversidad frutal, poda de rejuvenecimiento, uso de bioinsumos y mantenimiento de cobertura vegetal. La discusión integra estos hallazgos con estudios regionales previos, que evidencian un balance positivo de carbono en sistemas frutícolas bajo riego con cobertura verde (+0.05 a +0.1 kg CO_2 eq/kg fruto). Se concluye que la combinación de herramientas de diagnóstico accesibles con prácticas de manejo sostenible constituye una estrategia efectiva y replicable para la rehabilitación productiva y ambiental de suelos en la región, contribuyendo a la mitigación climática y a la seguridad alimentaria local.

PALABRAS CLAVE: uso de suelo, transición agroecológica, extensión universitaria.

INTRODUCCIÓN

El territorio del Alto Valle de Río Negro y Neuquén es el resultado de tensiones históricas en el uso de la tierra, donde la retracción de la actividad frutícola ha dado paso a un avance de usos industriales y urbanos. Esta transición ha generado impactos ambientales negativos, destacándose la reducción de la capacidad de secuestro de carbono de los suelos agrícolas y el incremento de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por las nuevas actividades. Paralelamente, el abandono de chacras ha provocado una degradación de la calidad edáfica, afectando indicadores clave como la materia orgánica, la salinidad y la estructura del suelo. En este contexto, la rehabilitación de tierras bajo riego emerge como una necesidad urgente, entendida como la restauración de estos indicadores para recuperar la capacidad productiva y los servicios ecosistémicos, entre ellos, el secuestro de carbono. La adopción de prácticas agroecológicas se presenta como un enfoque crucial, ya que promueve sistemas diversificados y resilientes, mejora la salud del suelo y favorece el control biológico de plagas. Desde la Facultad de Ciencias Agrarias (UNCo), y a través de proyectos de extensión consecutivos, se ha trabajado en el desarrollo y validación de herramientas de diagnóstico rápido y estrategias de manejo adaptativo. El Cuadro 10 Sur del campo experimental se ha establecido como un sitio demostrativo de transición agroecológica, donde convergen la investigación, la extensión y la docencia. Este trabajo tiene como objetivo presentar los resultados de un diagnóstico expeditivo de suelos aplicado en dicho cuadro, caracterizar su perfil edafológico, exponer las prácticas de manejo agroecológico derivadas y analizar su contribución potencial al balance regional de carbono, integrando conocimiento previo generado por el equipo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en el Cuadro 10 Sur (0.56 ha), un monte frutal diversificado (peral, manzano, ciruelo) de la FACA-UNCo, en proceso de rediseño agroecológico desde 2023. La metodología combinó:

Diagnóstico rápido de calidad y fertilidad de suelos: Se realizó en una jornada de extensión (septiembre 2023) aplicando la "Guía de Campo para Diagnóstico Expeditivo" (Gonzalez *et al*., 2023). Se incluyó: descripción de calicatas, muestreo con barreno (0-30 cm), determinación de textura al tacto (FAO, 2009), medición *in situ* de pH y conductividad eléctrica (CE) en suspensión 1:5 que fueron ajustados por una ecuación local, tests cualitativos de materia orgánica (H_2O_2 3%) y carbonatos (HCl 1/10), y evaluación de nitrógeno ($N\text{-}NO_3$), fósforo (P) y potasio (K) disponible mediante kits colorimétricos portátiles (Lamotte).

Análisis de laboratorio de suelo: Para validar y precisar los resultados del diagnóstico preliminar, en noviembre de 2025 se realizó un muestreo de suelo superficial (0-15 cm de profundidad) en cuatro puntos distribuidos en diagonal a lo largo del Cuadro 10 Sur (ver Mapa 1). La napa freática se encontraba a 1.10 m de profundidad, medida en un freatímetro instalado en el cuadro. Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Análisis de Suelos y Agua (LASYA) de la FACA-UNCo, determinándose: pH en pasta, conductividad eléctrica del extracto (CEe), materia orgánica (MO) por el método de Walkley & Black, nitrógeno total (NT) por Kjeldahl, fósforo disponible (P) por Olsen y potasio intercambiable (K) por fotometría de llama (Laboratorio LASYA, 2025).

Caracterización edafológica detallada (Contrera y Cuello, 2025): Se describió morfológicamente un perfil representativo (horizontes A, C1, C2, C3), determinando color, textura, estructura, consistencia, humedad, presencia de raíces y límites. Se realizaron ensayos de infiltración y determinación de profundidad efectiva. La clasificación taxonómica se realizó según Soil Taxonomy.

Implementación de manejo agroecológico: Con base en los diagnósticos, se diseñó e implementó un plan que incluyó: aumento de biodiversidad frutal (implantación de duraznero, almendro, cerezo, durazno, damasco y manzano Granny Smith que representa un 20% más de especies en el cuadro 10 S), poda de rejuvenecimiento (invierno 2025), establecimiento y mantenimiento de cobertura vegetal permanente en el interfilar, y aplicaciones de bioinsumos.

Contextualización con estudios de balance de carbono: Los resultados se analizaron en conjunto con datos de investigaciones previas del equipo sobre balance de carbono edáfico en frutales del Alto Valle (Mendía *et al*., 2017, 2019), utilizando algoritmos de secuestro (nivel TIER 2 del IPCC) y factores de emisión locales para estimar la huella de carbono del sistema.

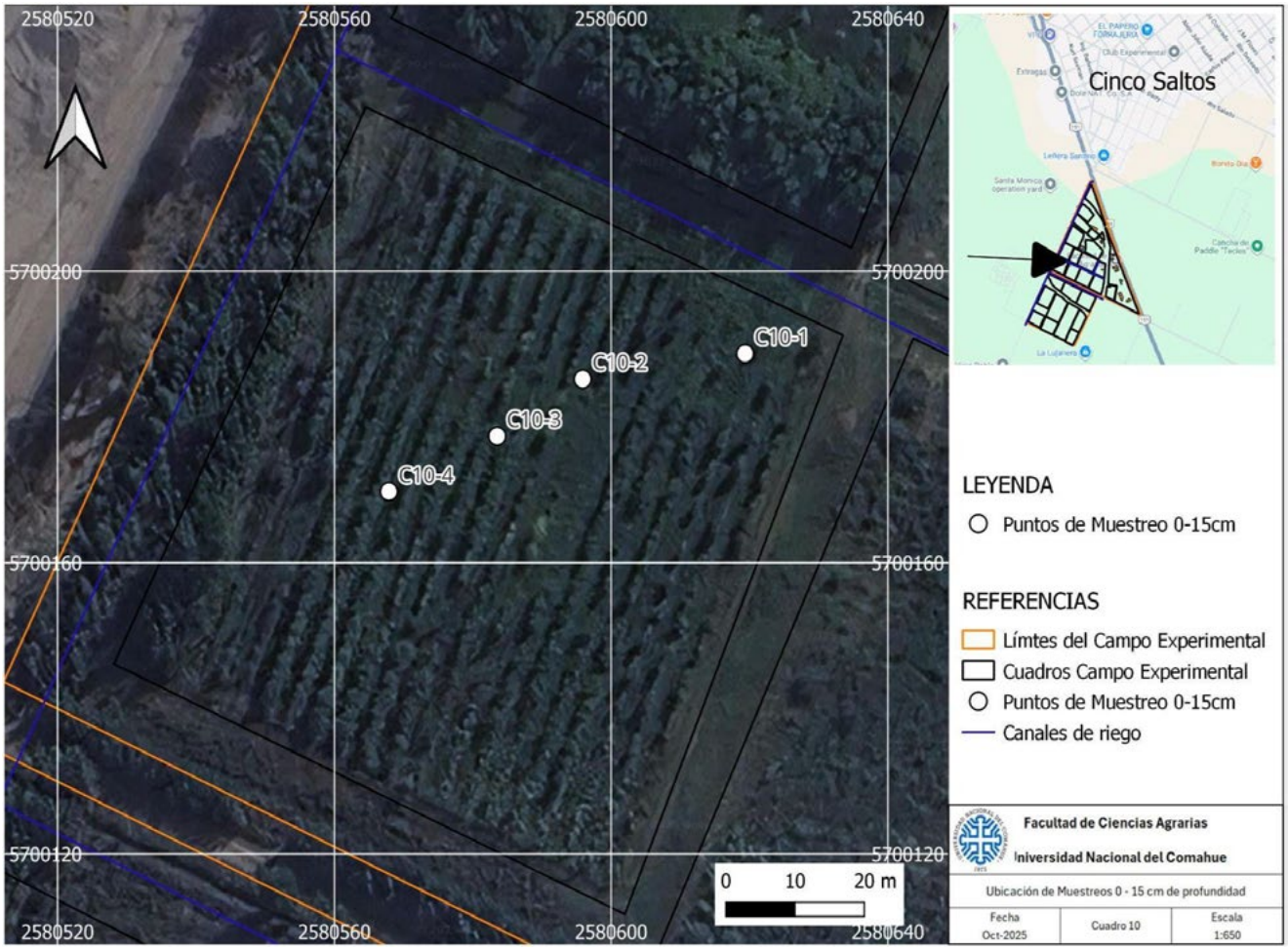


Figura 1. Mapa de localización de Cuadro 10 Sur, resaltando los 4 puntos de muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diagnóstico expeditivo y caracterización del suelo:

La aplicación de la Guía de Campo permitió obtener un diagnóstico rápido y consistente. Los resultados (Tabla 1) indican un suelo sin limitantes graves para la producción frutícola. La textura varió de franco limosa a franco arcillosa, con una profundidad efectiva superior a 105 cm, lo que asegura una buena exploración radical y reserva hídrica. Los valores de pH (7.5-8.0) lo ubican en el rango de ligeramente alcalino, mientras que la conductividad eléctrica (0.30-1.22 dS/m) indica una salinidad de ligera a moderada, muy por debajo del umbral de estrés para frutales (4 dS/m). Los tests rápidos de fertilidad mostraron un patrón esperable en suelos no fertilizados: niveles bajos de N-NO_3 y P, y alto en K, atribuible a la mineralogía local rica en minerales potásicos. Este patrón fue confirmado y cuantificado con mayor precisión por el análisis de laboratorio, el cual evidenció contenidos de nitrógeno total y fósforo disponibles en el rango de bajo a medio, mientras que el potasio intercambiable se confirmó como alto (>230 mg/kg en todas las muestras). Los valores de pH medidos en laboratorio (6.3-7.2) fueron ligeramente inferiores a los estimados en campo con electrodos portátiles (7.5-8.0), lo que subraya la utilidad del análisis de laboratorio para ajustar enmiendas que requieren un pH específico. La resistencia a la penetración fue baja (0.3-0.6 MPa), confirmando la ausencia de compactación.

Tabla 1. Resultados del diagnóstico expeditivo de suelo en el Cuadro 10 Sur.

Parámetro	Rango/Valor	Clasificación	Método
pH (1:5) (*)	7.5 - 8.0	Ligeramente alcalino	Electrodos portátiles
CE (1:5) dS/m (*)	0.3 - 1.22	Ligero-Moderado	Electrodos portátiles
Textura	Franco Limoso a Franco Arcilloso	Media	Textura al tacto
N disponible	Bajo	< 15 ppm	Kit colorimétrico
P disponible	Bajo	< 10 ppm	Kit colorimétrico
K disponible	Alto	> 150 ppm	Kit turbidimétrico
Resistencia penetración	0.3 - 0.6 MPa	Baja	Penetrómetro de impacto
Profundidad efectiva	> 105 cm	Sin limitante	Calicata

(*) Valores ajustados por ecuación local.

Validación mediante análisis de laboratorio:

Los resultados del análisis de laboratorio (Tabla 2) permiten afinar el diagnóstico inicial. Se confirma un suelo sin salinidad limitante (CE entre 0.89 y 1.17 dS/m), con valores de pH ligeramente ácidos a neutros (6.3 – 7.2), menores a los estimados en campo. Los contenidos de materia orgánica (2.20 – 3.41 %) y nitrógeno total (0.157 – 0.210 %) se sitúan en rangos de medios a moderadamente bajos, coherentes con el historial del sitio. El fósforo disponible muestra mayor variabilidad (18.82 – 38.72 mg/kg), confirmando niveles de bajos a medios, mientras que el potasio intercambiable (234.60 – 391.00 mg/kg) ratifica su alto contenido, respaldando la observación inicial sobre la riqueza en minerales potásicos del suelo de la región.

Tabla 2. Resultados del análisis de laboratorio de suelo (0-15 cm) en el Cuadro 10 Sur (LASYA, 2025).

Muestra	pH (pasta)	CE (dS/m)	M.O. (%)	N Total (%)	P Olsen (mg/kg)	K (mg/kg)
C10-1	7.2	1.11	2.20	0.157	20.06	254.15
C10-2	6.3	0.89	2.92	0.193	38.72	234.60
C10-3	6.8	1.17	3.41	0.210	18.82	293.25
C10-4	6.7	1.03	2.70	0.191	25.64	391.00

La caracterización detallada del perfil permitió su clasificación como Aridisol, suborden Calcides, gran grupo Haplocalcides. Esta clasificación refleja las condiciones de aridez y la acumulación de carbonatos típicas de la región, y es coherente con las condiciones de buen drenaje y ausencia de salinidad/sodicidad encontradas, lo que confirma su aptitud agrícola.

Transición agroecológica como estrategia de rehabilitación:

El diagnóstico sirvió como línea base para un manejo adaptativo. La baja fertilidad nitrogenada y fosfatada justificó el plan de enmiendas orgánicas, donde en 2025 se aplicó bokashi hecho dentro de la misma Facultad, con perspectiva a continuar con las aplicaciones. La buena profundidad efectiva y estructura validaron el rediseño con mayor densidad y diversidad de especies. La poda de rejuvenecimiento ejecutada en 2025 sobre 400 árboles permitió recuperar la arquitectura productiva. Estas prácticas, en conjunto con el mantenimiento de una cobertura vegetal viva permanente, no solo buscan mejorar la productividad, sino también replicar las condiciones de los sistemas frutícolas que, según estudios previos (Mendía *et al*., 2017), actúan como sumideros netos de carbono.

Integración con el balance regional de carbono y sustentabilidad:
Los estudios base del equipo en el Alto Valle demuestran que los sistemas frutícolas bajo riego con cobertura verde permanente pueden tener un balance positivo de carbono, secuestrando entre +0.05 y +0.1 kg de CO_2 equivalente por kg de fruto producido. La rehabilitación del Cuadro 10 Sur, al re instaurar un manejo activo que prioriza la cobertura vegetal y la materia orgánica, no solo revierte procesos de degradación, sino que potencialmente recupera y amplifica esta capacidad de secuestro. Esto adquiere relevancia territorial ante el avance de usos del suelo urbanos/industriales que son netamente emisores. Así, el modelo implementado —que vincula diagnóstico accesible, prácticas agroecológicas y evaluación de servicios ecosistémicos— se propone como una respuesta concreta a la "encrucijada de cambios" en el uso del suelo regional, contribuyendo a la soberanía alimentaria, la mitigación del cambio climático y a la formación de profesionales críticos.

CONCLUSIONES

La "Guía de Campo para Diagnóstico Expeditivo" demostró ser una herramienta efectiva, de bajo costo y fácil transferencia, para generar una línea base confiable de la calidad del suelo, fundamental para planificar su rehabilitación.
El suelo del Cuadro 10 Sur, clasificado como Haplocalcides, presenta condiciones físicas favorables (profundidad efectiva >1 m, textura media, buen drenaje) y químicas adecuadas (ausencia de salinidad problemática, alto contenido de potasio) para la producción frutícola. Los análisis de laboratorio identificaron limitantes nutricionales específicas (nitrógeno total y fósforo disponible en rangos de bajos a medios) y un pH ligeramente ácido a neutro, lo que permite dirigir de manera más eficiente las enmiendas y prácticas del manejo agroecológico planificado.
El plan de transición agroecológica implementado (aumento de biodiversidad, poda, cobertura viva) es una estrategia de rehabilitación coherente con el diagnóstico inicial y tiene el potencial de mejorar el balance de carbono del sistema, alineándose con hallazgos previos en la región. Este caso evidencia el rol clave de la extensión universitaria interdisciplinaria para generar respuestas integrales a problemas territoriales complejos, combinando generación de conocimiento, desarrollo de herramientas prácticas y formación de actores para la construcción de sistemas agroalimentarios más sostenibles.

BIBLIOGRAFÍA

Contrera, S. y Cuello, S. (2025). Informe de caracterización edafológica – Perfil de suelo Cuadro 10 Sur. Trabajo práctico de la asignatura Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Comahue.
FAO. (2009). Guía para la descripción de suelos. Roma.
Gonzalez, D. A., Mendía, J. M., Roca, J. C., Serventi, M. y Davies, C. A. (2023). Guía de Campo para ejecución de Diagnóstico Expeditivo de Calidad y Fertilidad de Suelos. Proyecto de Extensión UNCo. Cinco Saltos.
IPCC. (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
Mendía, J. M., Jockers, E., Gonzalez, D. A., Percaz, Z., Forquera, J. y Sheridan, M. (2017). Balance del carbono en chacras regadas del Valle de Río Negro, Argentina. Primera Aproximación. III Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental.
Mendía, J. M. y Gonzalez, D. A. (2019). Contribución al conocimiento del balance regional del carbono edáfico en la fruticultura del Alto Valle del Rio Negro. Quinto Congreso del Foro de Universidades Nacionales de la Agricultura Familiar.
Soil Survey Staff. (2022). Keys to Soil Taxonomy. 13th ed. USDA-NRCS.

ANALISIS DE SUELO Y EFECTO RESIDUAL SOBRE LOS RENDIMIENTOS EN ENSAYO DE SECUENCIAS DE CULTIVOS

Gudelj, V. J.*, Conde, M. B., Gudelj, O. E., Lorenzon, C. A., Stantero, I., Seravalle, R. D., Marelli, P., Arce, J. M., Lattanzi, A. R.

INTA EEA Marcos Juárez. * Ruta Provincial Nº 12, km 33. 2580 Marcos Juárez. Provincia de Córdoba.
gudelj.vicente@inta.gob.ar

RESUMEN: Sobre un ensayo de larga duración de la EEA INTA Marcos Juárez, suelo Argiudol típico, concluido en 2017/18 en el que se evaluaron once secuencias de cultivos combinando maíz, trigo, soja, girasol, sorgo y sus respectivos monocultivos, se propuso como objetivo evaluar la residualidad de las secuencias fertilizadas y no fertilizadas sobre los rendimientos de los cultivos implantados a partir de 2018/19 durante cinco ciclos, y sobre el carbono orgánico del suelo (COS). En general, las secuencias de cultivos que combinan gramíneas con leguminosas y son más intensas aportaron mayores cantidades de residuos, luego vendrían los monocultivos. Este mayor aporte no incidiría en la misma magnitud en el aumento de COS. Las gramíneas aportarían mayor biomasa de residuos, pero de menor calidad que la soja con lo cual se compensarían de alguna manera los aportes. Las secuencias fertilizadas tuvieron en promedio valores de COS significativamente mayores que las no fertilizadas dado que aportarían residuos de menor relación C/N, es decir residuos de mejor calidad. El efecto residual de las secuencias sobre los rendimientos de los cultivos posteriores estuvo generalmente asociado a un menor rendimiento del cultivo cuando se implantó sobre monocultivo, principalmente de la misma especie. El efecto residual de la fertilización en general estuvo asociado a que en años con déficit hídrico las secuencias fertilizadas al disponer de mejor cobertura habrían hecho un uso más eficiente del agua disponible.

1014

PALABRAS CLAVE: secuencias de cultivos, carbono orgánico, efecto residual.

INTRODUCCIÓN

En un sistema de agricultura continua, la elección de una adecuada secuencia de cultivos es fundamental para conseguir mejores rendimientos y un manejo sostenible del recurso suelo, dado que incide positivamente sobre el aporte de carbono (C), la cobertura y el almacenamiento de agua en el suelo, como así también en la nutrición de los cultivos y el control de las malezas, plagas y enfermedades. Estudios realizados en INTA Marcos Juárez indicaron que el rendimiento de soja puede aumentarse hasta un 10 % y el maíz hasta un 37 % cuando ambos cultivos se realizan en rotación comparada con el sistema de monocultivo (Lattanzi,1989). Las rotaciones de Trigo/Soja-Maíz; Maíz-Soja; Sorgo-Soja y las combinaciones entre ellas serían las más indicadas para un alto nivel de producción y un mayor nivel de C en el suelo (Latanzzi *et al*., 2005). La fertilización de los cultivos también incide positivamente en los rendimientos obtenidos y en la biomasa de residuos, con lo que se logra un mayor cobertura y aportes de carbono al suelo (COS). En ensayos de larga duración (ELD) de INTA Pergamino, se encontraron diferencias significativas entre los stocks de COS y nitrógeno (N) orgánico del suelo; siendo la cantidad, calidad y periodicidad del aporte de C y N los principales factores que explicaron esas diferencias (Irisar y Andriulo, 2017). También en ELD de reposición de nutrientes del INTA Marcos Juárez, partiendo de una situación con bajo contenido de COS, se observó que la fertilización de cultivos logró mantener los valores de CO en los primeros 18 cm de suelo, pero solo lo consiguió el tratamiento de reposición de nutrientes cuando se consideró la profundidad hasta 30 cm. Cuando se partió de una situación de mayor riqueza de COS ningún tratamiento logró

mantener los valores referenciados inicialmente (Gudelj, *et al*., 2017). El objetivo de este trabajo fue evaluar la residualidad sobre el rendimiento de los cultivos y el COS en un ensayo de secuencias de cultivos de larga duración luego de 18 años de experimentación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo en el que se realizó la experiencia se inició en 1975/76 en la Estación Experimental del INTA Marcos Juárez (32° 71´ Lat. S; 62° 10´ Long. W) en un lote con suelo Argiudol típico, Serie Marcos Juárez de textura franco-limosa. El clima es templado húmedo con una precipitación media histórica de 894 mm anuales (INTA, 1978). El objetivo inicial del ensayo era evaluar el efecto sobre las propiedades del suelo de distintas secuencias de cultivos y sistemas de labranzas: reducida (LR), convencional (LC) y siembra directa (SD), ésta última sólo en soja de segunda. En 1983, se unificó el sistema de labranza, todos los cultivos comenzaron a implantarse con LR salvo la soja de segunda que continuó en SD. En 1986/87 se incorporó el cultivo de girasol en las secuencias y a partir del ciclo 1992/93 se comienza a hacer SD en todos los cultivos. El diseño del ELD es en bloques completos aleatorizados con 11 secuencias de cultivo, que se plasman en 16 tratamientos para que todos los años estén todos los cultivos, y dos repeticiones. Cada parcela (90 x 14,5m), está dividida en dos sub-parcelas de las cuales una recibe una dosis de fertilización a la siembra de cada cultivo. Para la determinación de los rendimientos se cosechó con maquina experimental un ancho de 1,40 en maíz y 1,26 m en trigo y soja, en todos los casos por el largo de la parcela. El resto se recolecto con maquinaria comercial. Dado que no se contaba con la cosechadora específica para la recolección de girasol y sorgo, y que se producían pérdidas por ataque de los pájaros, la cosecha en estos cultivos se realizó manualmente muestreando 10 m x 2 surcos x 3 sitios x nivel de fertilización, luego se desgranaba en forma manual y se pesaba. El resto de la parcela se picaba con hélice y quedaba en el lugar. Los tratamientos evaluados son Soja-soja (S-S), Maíz-maíz (M-M), Sorgo-sorgo (So-So), Girasol-girasol (G-G), Trigo-trigo (T-T), Girasol-soja (G-S), Soja-sorgo (S-So), Trigo/soja (T/S), Soja-maíz (S-M), Trigo/soja-soja (T/S-S) y Maíz-trigo/soja (M-T/S). A partir de 1999-2000 se fertilizan los tratamientos con: 40, 80, 96, 121 y 121 Kg/ha de N, 10, 12, 10, 16 y 16 kg/ha de fósforo (P) y 32, 28, 26, 10 y 10 kg/ha de azufre (S); en todos los casos para soja de primera, maíz, trigo, girasol y sorgo, respectivamente. Este manejo se realizó hasta el ciclo 2017-18 en que se dio de baja el ensayo y en 2018 -19 comenzó nuestra experiencia que consistió en implantar un cultivo en común en cada uno de los tratamientos en los ciclos 2018-19: maíz; 2019-20: soja; 2020-21: trigo/soja; 2021-22: trigo/soja y 2022-23 maíz. Los cultivos implantados en nuestra experiencia se fertilizaron tanto en las sub-parcelas fertilizadas como no fertilizadas del ensayo que concluyó en 2017-18, de la siguiente manera: maíz ciclo 2018-19, 100 kg/ha de superfosfato simple (SPS) con la siembra y 100 kg/ha de N fuente urea, en el estado de V6; soja de primera ciclo 2019 -20, 100 kg/ha de SPS a la siembra; trigo ciclo 2020-21,100 kg/ha de fosfato mono amónico (MAP) con la siembra y 100 kg de SPS en la soja de segunda de ese año, trigo ciclo 2021-22, 105 kg/ha de MAP a la siembra más 250 kg/ha de solmix chorreado previo a la siembra, maíz ciclo 2022-23, 80 kg de MAP a la siembra más 250 kg de solmix incorporado en V4. En el otoño de 2021 se realizó un muestreo de suelo tanto en la subparcela fertilizada, como en la no fertilizada de cada tratamiento en las profundidades de 0-18 cm y 18-30 cm, para determinar COS utilizando el método Walkley y Black (1934), modificado por Greweling y Peech (1960). Ponderando por profundidad se determinó el COS hasta 30 centímetros. También se calculó el COS inicial, línea de base, considerando los resultados de análisis de materia orgánica realizados en el año 2000 pero solo hasta 18 cm de profundidad. Con los resultados de rendimientos obtenidos desde la fecha de la línea de base hasta 2017-18, más los rendimientos de los cultivos obtenidos en nuestra experiencia desde 2018 hasta el año 2021 en el que se realizó el muestreo de suelo, se determinó en cada secuencia el aporte de C proveniente de los residuos vegetales (CRV). Para su determinación se consideró el índice de cosecha de los cultivos: 0,50, 0,36, 0,38, 0,42, 0,45, y 0,42 para maíz, soja de primera, soja de segunda, trigo, sorgo y girasol, respectivamente, y para la determinación de la biomasa de raíces se consideró en cada cultivo el 30 % de la biomasa aérea total: residuos+ granos (Bolinder, *et al*.,2007 y Clivot, *et al*., 2019).

Se realizó un anova para las variables estudiadas teniendo en cuenta los efectos de la secuencia, la fertilización y la interacción entre ellas. En el caso que hubo diferencias de medias se realizó el test de comparaciones múltiples LSD con un nivel de confianza del 5 %.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se muestran los aportes de CRV de cada secuencia promedio desde el ciclo 1999-2000 hasta el ciclo 2020-2021, en el que se realizó el muestreo de suelo para la determinación de pH y COS. En la misma se puede observar un mayor aporte en las secuencias fertilizadas, en las más intensas y en las que tienen un porcentaje mayor de gramíneas. Se destacan S-So, T/S-S, T/S, T/S-M. Entre los monocultivos la secuencia M-M aporta alta cantidad cuando se fertiliza, pero cuando no, el aporte cae a menos de la mitad. T-T y G-G son las secuencias que menos aportan, aun cuando se fertilizan. El monocultivo T/S hizo aportes importantes tanto fertilizado como no fertilizado.

Tabla 1. Aporte medio anual de carbono residuo vegetal (CRV) según secuencia

Secuencia	CRV (kg/ha)	
	C/Fert.	S/Fert.
Maíz - maíz	4712	2080
Sorgo-sorgo	3414	2366
Trigo-trigo	2381	1997
Girasol-soja	3156	3078
Soja-sorgo	4256	3841
Trigo/soja-soja	4320	3985
Trigo-soja	4622	4284
Trigo/soja-maíz	5628	3985
Soja-soja	3662	3419
Soja-maíz	4998	3857
Girasol-girasol	2229	1797

Tabla 2. Carbono orgánico del suelo (COS) para 0-18 cm en cada secuencia

Secuencia	COS (t/ha)	
	2000(inicial)	2021
Trigo/soja-maíz	39,14	45.10
Trigo/soja	38.94	42.58
Soja-Sorgo	36.97	41.35
Girasol-soja	36.84	41.18
Maíz-soja	37.23	41.12
Maíz-maíz	40,12	41.01
Trigo-trigo	36.31	40.63
Trigo/soja-soja	35.91	40.18
Sorgo-sorgo	37.36	39.46
Girasol-girasol	36.84	39.41
Soja-soja	36.31	38.67

1016

En cuanto a los valores de COS determinado hasta 18 cm de profundidad en 2021, variaron desde 38 a 45 t/ha. No hubo diferencias significativas entre tratamientos ni interacción de tratamientos por fertilización. Si bien se observa una tendencia de valores mayores en las secuencias más intensas que combinan gramíneas y leguminosas, las diferencias no alcanzaron a ser significativas (tabla 2). Si se observa el valor inicial del año 2000, éste es más bajo, y si bien no se podría comparar dado que el muestreo inicial no se hizo por repeticiones, sino que se tomó una muestra compuesta de ambas, podemos suponer que el COS se sostuvo en todas las secuencias en los primeros centímetros de suelo. Lo que sí hubo fue efecto de la fertilización en el resultado de las muestras tomadas en 2021. En promedio las secuencias fertilizadas tuvieron más COS que las no fertilizadas (tabla 3).

Tabla 3. Carbono orgánico del suelo (COS) según profundidad y fertilización.

Fertilización	COS (t/ha)	
	0-18 cm	0-30 cm
SI	43,43 A	57,92 A
NO	38,51 B	54,65 B

Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas ($p<0.05$).

De 18-30 cm de profundidad no hubo diferencias significativas entre tratamientos ni tampoco efecto de la fertilización. Los valores medios rondaron los 15 t/ha. El resultado hasta 30 cm, no mostró diferencias significativas entre tratamientos, pero si se observó efecto de la fertilización. Los tratamientos fertilizados superaron significativamente en cantidad de COS a los no fertilizados (tabla 3). En general, las secuencias de cultivos que combinan gramíneas con leguminosas y son más intensas aportan mayores cantidades de residuos, luego vendrían

los monocultivos (tabla 1). Este mayor aporte no se trasladaría proporcionalmente a un aumento de COS. Puede tener incidencia en lo anterior en que, si bien las gramíneas aportan mayores volúmenes de biomasa, esta es de una calidad inferior que la de soja, por ejemplo. Mientras que el trigo y el maíz tienen una relación C/N aproximada de 80 y 60 respectivamente, en soja esa relación es considerablemente más baja. En un ELD de reposición nutrientes con secuencia M-T/S, Gudelj, *et al.,* (2017) encontraron que hasta los 18 cm todos los tratamientos fertilizados mantuvieron los valores de COS inicial, mientras que el testigo sin fertilizar no; pero considerando los primeros 30 cm de suelo el único tratamiento que mantuvo los valores iniciales fue el de reposición de nutrientes donde el nivel de fertilización fue más alto. La fertilización nitrogenada mejoraría la calidad de los residuos gramíneas al bajar su relación C/N. Es oportuno decir que los cultivos fertilizados con N dejarían un residuo con menor relación C/N. Los residuos para incorporarse como materia orgánica deben tener una relación C/N 9:1 a 12:1 (Millar, 1964). Según Galarza *et al.,* (2008) los residuos con alta relación C/N (maíz = 60, trigo = 70-80) ofrecen un sustrato con gran reserva de energía metabolizable para los microorganismos del suelo. Estos consumen los residuos, desprenden C hacia la atmosfera como CO_2 y reciclan parte del N que forma parte de sus proteínas. Al desprender C la relación C/N del residuo disminuye y cuando llega a 20 la emisión de CO_2 se hace muy lenta y los procesos que siguen acomplejan esos materiales en lugar de consumirlos. Evaluaciones de rastrojo de maíz, realizadas 80 días luego de la cosecha de esta gramínea en un experimento de reposición de nutrientes, determinaron que la relación C/N disminuyera de 39 a 33 con el aumento de los niveles de N aplicados en el cultivo (Galarza et al. 2008). En concreto si bien la soja aporta menor volumen de biomasa aérea y radicular, al tener una relación C/N más baja, tiene menos pérdida de C para llegar a una relación en que esos residuos se puedan incorporar al COS. De ahí la importancia de la fertilización nitrogenada en el enriquecimiento de C del suelo. Llama la atención la secuencia T-T fertilizada que con tan poco aporte de biomasa, debido a los bajos rendimientos obtenidos, tenga valores similares de COS que otros tratamientos. Cuando analizamos los valores de COS del tratamiento T-T, observamos que es el que tiene mayor diferencia entre fertilizado y no fertilizado (Tabla 4).

Tabla 4. Valores de COS en trigo fertilizado y no fertilizado. Determinación año 2021

Tratamientos	COS (t/ha) 0-18 cm	COS (t/ha) 0-30 cm
Trigo-trigo fertilizado	46.06 A	63,26 A
Trigo-trigo sin fertilizar	35.19 B	49.69 B

Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas ($p<0.05$)

La hipótesis es que al ser bajo el rendimiento del trigo y haber fertilizado todos los años con una dosis importante de N el residuo aportado es de mucho mejor calidad que el del sector sin fertilizar y de ahí las diferencias en el COS logrado entre los tratamientos. En las tablas 5 a 10 se muestran efectos residuales de las secuencias y la fertilización sobre los rendimientos de los cultivos implantados entre 2018-19 y 2022-23. En el ciclo 2018-19 se sembró maíz tardío dado que en periodo normal de siembra no hubo humedad adecuada para la implantación. Los rendimientos estuvieron muy por debajo del potencial dado la fecha de siembra, y hubo efecto residual de las secuencias sobre los rendimientos, pero no efecto residual de la fertilización sobre los mismos. Sobre la secuencia T/S-S se lograron 8355 kg y la secuencia M-M fue con 3537 kg/ha el antecesor con menor rendimiento (Tabla 5). En el ciclo 2019-20 se implantó soja de primera. Los rendimientos obtenidos fueron muy buenos dado que las precipitaciones fueron normales en los meses de noviembre y diciembre y durante enero y febrero estuvieron por encima de lo normal. No hubo efecto residual de las secuencias, ni de la fertilización sobre los rendimientos, que superaron los 5000 kg/ha en todos los casos. En el ciclo 2020-21 se implantó T/S. El cultivo de trigo fue afectado por sequía

dado que los meses de mayo hasta agosto inclusive transcurrieron sin precipitaciones y luego ocurrió una helada tardía que lo afectó en forma casi total por lo que se decidió no cosecharlo.

Tablas 5, 6 y 7. Efecto residual de la secuencia en los ciclos 18/19, 21/22 y 22/23

Tabla 5:	Maíz 18/19	Tabla 6:	Trigo 21/22	Tabla 7:	Maíz 22/23
SEC	Rend. (kg/ha)	SEC	Rend. (kg/ha)	SEC	Rend. (kg/ha)
T/S-S	8355 A	S-S	6459 A	G-G	11878 A
G-S	6950 AB	S-M	6400 A	T/-S-S	11175 AB
T-T	6762 AB	M-M	6184 AB	S-S	11161 AB
G-G	6636 AB	G-G	6036 AB	S-So	11136 AB
T/S-M	6559 AB	G-S	6034 AB	M-M	11082 AB
S-So	6497 B	S-So	6033 AB	T-T	11013 AB
S-M	6441 B	T/S	5997 AB	G-S	10774 B
S-S	6205 B	T/S-M	5851 BC	S-M	10708 B
T/S	6052 B	T/-S-S	5710 BC	T/S-M	10706 B
So-So	5638 B	T-T	5461 C	So-So	10650 BC
M-M	3537 C	So-So	5447 C	T/S	9659 C

Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas ($p<0.05$).

Tablas 8, 9 y 10. Efecto residual de la fertilización en los ciclos 20/21 y 21/22

Tabla 8		Tabla 9		Tabla 10	
Soja 2° 20/21 Fertilización	Rend. Medio (kg/ha)	Trigo 21/22 Fertilización	Rend. Medio (kg/ha)	Soja 2° 21/22 Fertilización	Rend. Medio (kg/ha)
CF	3975 A	CF	6079 A	CF	3119 A
SF	3632 B	SF	5851 B	SF	2944 B

1018

Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas ($p<0.05$)

La soja de segunda también se vio afectada por las escasas precipitaciones durante noviembre y diciembre, 50 % por debajo de lo normal, y si bien en enero las precipitaciones estuvieron un 70 % por encima de lo normal, registrándose 197 mm, en febrero que es un mes crítico para la soja solo precipitaron 7 mm, es decir un 93 % menos de lo normal. No obstante, los rendimientos fueron buenos sin efecto de las secuencias sobre los mismos, pero sí de la fertilización, pudiendo estimarse que al ser un año seco las sub-parcelas fertilizadas de las distintas secuencias disponían de una mejor cobertura de residuos por lo que pudo haber habido un uso más eficiente de las escasas precipitaciones ocurridas en el periodo de implantación y desarrollo inicial del cultivo (Tabla 8). En el ciclo 2021-22 se implantó T/S. Para el trigo hubo buena recarga de agua durante el otoño y en los meses posteriores las precipitaciones estuvieron por debajo del promedio histórico. Hubo efecto de las secuencias y de la fertilización. La secuencia S-S y S-M fueron los mejores antecesores y los monocultivos de trigo y sorgo los peores (Tabla 6). En promedio hubo un efecto residual de la fertilización de 200 kg/ha (Tabla 9). En cuanto a la soja de segunda, las precipitaciones durante la instalación del cultivo estuvieron por encima de lo normal, 140 mm en diciembre, pero en enero y febrero precipitó un 34 y 62% menos de lo normal, respectivamente. Los rendimientos se vieron afectados observándose efecto de la fertilización, pero no de las secuencias, indicando, al igual que lo dicho anteriormente, que las subparcelas fertilizadas pueden haber tenido una mejor cobertura con lo que eficientizaron el uso del agua (Tabla 10). En 2022-23 se sembró maíz, las precipitaciones fueron escasas durante el periodo de implantación y luego fueron oportunas, enero normal y febrero si bien precipitó 50 % menos de lo normal, las mismas ocurrieron en los primeros 15 días justo cuando el cultivo lo necesitaba. Hubo diferencias significativas entre las secuencias antecesoras, aunque no de gran magnitud, y no hubo efecto residual de fertilización. G-G y los antecesores con soja fueron los mejores. Incluso el antecesor M-M se ubicó entre los mejores, contrario al efecto negativo que había tenido esta secuencia en el maíz implantado en 2018-19, marcando el efecto positivo de una adecuada secuencia a partir de 2019-20 (Tabla 7).

CONCLUSIONES

En general las secuencias de cultivos que combinan gramíneas con leguminosas y son más intensas aportaron mayores cantidades de residuos, luego vendrían los monocultivos. Este mayor aporte no incidiría en la misma magnitud en el aumento de COS. Las gramíneas aportarían mayor biomasa de residuos, pero de menor calidad que la soja con lo cual se compensarían de alguna manera los aportes. Las secuencias fertilizadas tuvieron en promedio valores de COS significativamente mayores que las no fertilizadas, dado que aportarían residuos de menor relación C/N, es decir residuos de mejor calidad. El efecto residual de las secuencias sobre los rendimientos de los cultivos posteriores estuvo generalmente asociado a un menor rendimiento del cultivo cuando se implantó sobre monocultivo, principalmente de la misma especie. El efecto residual de la fertilización en general estuvo asociado a que en años con déficit hídrico las secuencias fertilizadas al disponer de mejor cobertura habrían hecho un uso más eficiente del agua disponible.

BIBLIOGRAFÍA

Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E. G., Angers, D. A., VandenBygaart, A. J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agriculture, Ecosystems y Environment 118: 29-42. http://doi:10.1016/j.agee.2006.05.013

Clivot, H., Mouny, J.C., Duparque, A., Dinh, J. L., Denoroy, P., Houot, S., Vertès, F., Trochard, R., Bouthier, A., Sagot, S. y Mary, B. (2019). Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. Environmental Modelling and Software 118: 99 113. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004.

Galarza, C, Vallone P. Gudelj, V., Cazorla, C. y Baigorria, T. (2008). Caracterización de rastrojos en sistemas agrícolas estabilizados. Trigo Informe de Actualizaciòn técnica Nª8. EEA INTA Marcos Juàrez. Pp 5-11

Greweling T y Peech M. (1960). Chemical soil test. Cornell Univ. Agric. Exp. Stn. Bull. Nº 960

Gudelj, V.J., Ghio, H., Gudelj O., Lorenzon, C., Conde, M.B., Ioele, J.P, Galarza, C., Vallone, P. Tamburrini, P. y Garcia, F. (2017). Evaluación de reposición de nutrientes en experimentos de larga duración del Sudeste de Córdoba: Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables / Hugo Krüger ... [et al.]; compilado por Fernando Salvagiotti; Hugo Krüger; Guillermo Studdert. - 1a ed . – Entre Ríos: Ediciones INTA, 2017. Libro digital, PDF.

Gudelj, V. J., Ghío, H., Castagnino, M., Orazi, J., Garcia, R., Pelagagge, M., Aletta, de Sylvas,J., Bardeggia, F., Beltramo, G., Conde, M.B., Gudelj, O.E., Lorenzon, C.A., Seravalle, R.D., Pereyra, L.A. y Garcia, F. (2022). Evaluación del encalado sobre la acidez del suelo y el rendimiento de los cultivos. XXVIII Congreso Argentino de Ciencia del Suelos. Buenos Aires. Argentina.

INTA (Instituto Nacional de Tecnologìa Agropecuaria) (1978). Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3363-17. Marcos Juárez. 29-30.

Irizar, A. y Andriulo, A. (2017). Reservas de materia orgánica en la Pampa Ondulada: efecto de las secuencias de cultivo y del sistema de labranza en el largo plazo: Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables / Hugo Krüger [et al.]; compilado por Fernando Salvagiotti; Hugo Krüger; Guillermo Studdert. - 1a ed. – Entre Ríos: Ediciones INTA, 2017. Libro digital, PDF.

Lattanzi, A.R. (1989). Secuencias de cultivos y sistemas de labranzas conservacionistas para la producción de soja. IV Conferencia Mundial de Investigación en Soja. Actas tomo IV. Buenos Aires, Argentina.

Lattanzi, A, Arce, J., Marelli, H.J., Lorenzon, C. y Baigorria, T. (2005). Efecto de largo plazo de la SD y de rotaciones de cultivos sobre los rendimientos, el carbono y nitrógeno orgánico en un suelo Argiudol típico en Marcos Juárez. En CD y actas de Seminario internacional: Indicadores de Calidad de suelo. Marcos Juárez - Córdoba- Argentina.

Walkley, A. y Black, I.A. (1934). An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA AGRICULTURA SOBRE TIERRAS GANADERAS EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Gusmerotti, L. A.[1, 2*], Presutti, M. E.[1], Polich, N. G.[1]

[1] Facultad de Cs. Agrarias y Forestales (UNLP); [2] Instituto de Clima y Agua (CIRN, INTA); * Av. 60 y 119 S/N (1903) La Plata, Buenos Aires, lucas.gusmerotti@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN: El proceso de agriculturización que experimentó la Provincia de Buenos Aires (PBA) en las últimas décadas expandió la agricultura sobre tierras con aptitud predominantemente ganadera, lo cual genera desafíos para la sostenibilidad de los sistemas agropecuarios. Con el objetivo de cuantificar este fenómeno durante la campaña 2023/24, mediante herramientas de teledetección y Sistemas de Información Geográfica, se integraron cartas de suelo y mapas de cultivos de invierno y verano elaborados por el INTA. A partir del Índice de Productividad (IP) se clasificaron los suelos según su aptitud (ganadera, mixta o agrícola) y se estimó la superficie ocupada por soja de primera, maíz, trigo-soja de segunda y girasol en cada categoría y zona geográfica. La PBA posee alrededor de 30 millones de hectáreas, de las cuales 28 millones son aptas para uso agropecuario, y un 42% corresponde a suelos de aptitud netamente ganadera (IP < 35), distribuidas principalmente en las zonas Salado, Centro y Sudoeste. Durante la campaña analizada se implantaron 3,1 millones de hectáreas de soja de primera, 3,2 millones de maíz y 776.000 hectáreas de girasol. Aproximadamente el 10% de la superficie total sembrada con cultivos estivales, equivalente a 1,2 millones de hectáreas, se localizó en suelos ganaderos. El maíz fue el cultivo predominante en estas áreas frágiles en la mayoría de las zonas, aunque en la zona Núcleo y parte del Oeste tuvo mayor presencia la soja. La metodología aplicada permite caracterizar con precisión la distribución espacial de la agricultura y constituye una herramienta clave para monitorear su evolución y aportar información para una planificación territorial más sustentable.

PALABRAS CLAVE: índice de productividad, uso del suelo, imagen satelital.

INTRODUCCIÓN

La Provincia de Buenos Aires es una de las principales productoras de granos en Argentina, con un aporte significativo al volumen nacional de cereales y oleaginosas (Rodriguez *et al.*, 2024). Sin embargo, durante las últimas décadas, ha experimentado un proceso de agriculturización que ha desplazado la frontera productiva sobre tierras con aptitud predominantemente ganadera. Esta dinámica no solo ha provocado tensiones en el uso del suelo, sino que implica cambios en la matriz productiva con desafíos críticos para la sostenibilidad de los agroecosistemas (Andrade, 2020).

En este contexto, la teledetección constituye una herramienta muy útil para el monitoreo de la cobertura del suelo que, complementada con otros datos espaciales, permite identificar el desacople entre la aptitud de uso del suelo y el uso real en un sitio específico (Baeza *et al.*, 2022). Esta información resulta de gran utilidad para diseñar estrategias de manejo que armonicen la rentabilidad de los cultivos con la sustentabilidad de los sistemas agropecuarios (Andrade, 2020). El presente trabajo se propone utilizar información espacialmente explícita para cuantificar la ocupación de las tierras con aptitud ganadera con cultivos agrícolas estivales durante la campaña 2023/24.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El análisis fue realizado para cada una de las zonas geográficas de la PBA (Figura 1a). A partir de las cartas de suelos elaboradas por el INTA a escala 1:50.000 (Schulz y Tenti Vuegen, 2025) y a escala 1:250.000 para los partidos de Villarino y Patagones (Rodríguez *et al.*, 2018, Rodríguez *et al.*, 2024b), se obtuvo el Índice de Productividad (IP) de cada Unidad Cartográfica. Los valores de IP fueron agrupados en las siguientes clases de uso potencial del suelo: 0 a 4 como Tierras Misceláneas (TM); 5 a 24 como Ganadera sobre campo natural (GCN); 25 a 34 como Ganadera sobre pasturas implantadas (GPI); 35 a 49 como Ganadero-agrícola (GA); 50 a 74 como Agrícola-ganadera (AG) y 75 a 100 como netamente Agrícola (A). El mapa clasificado fue posteriormente rasterizado a una resolución espacial de 30 metros (Figura 1b), equivalente a la resolución espacial de los mapas de cultivos elaborados por el INTA. Se utilizaron los mapas de cultivos de invierno y de verano de la campaña agrícola 2023-24 para obtener la ocupación de las siguientes clases: cultivos de invierno, soja de primera, maíz, trigo-soja de segunda y girasol (de Abelleyra *et al.*, 2024). En un entorno SIG (Sistema de Información Geográfica) y mediante el entrecruzamiento de los mapas obtenidos, se calculó la superficie ocupada por cada cultivo en las clases de IP consideradas para cada una de las zonas geográficas.

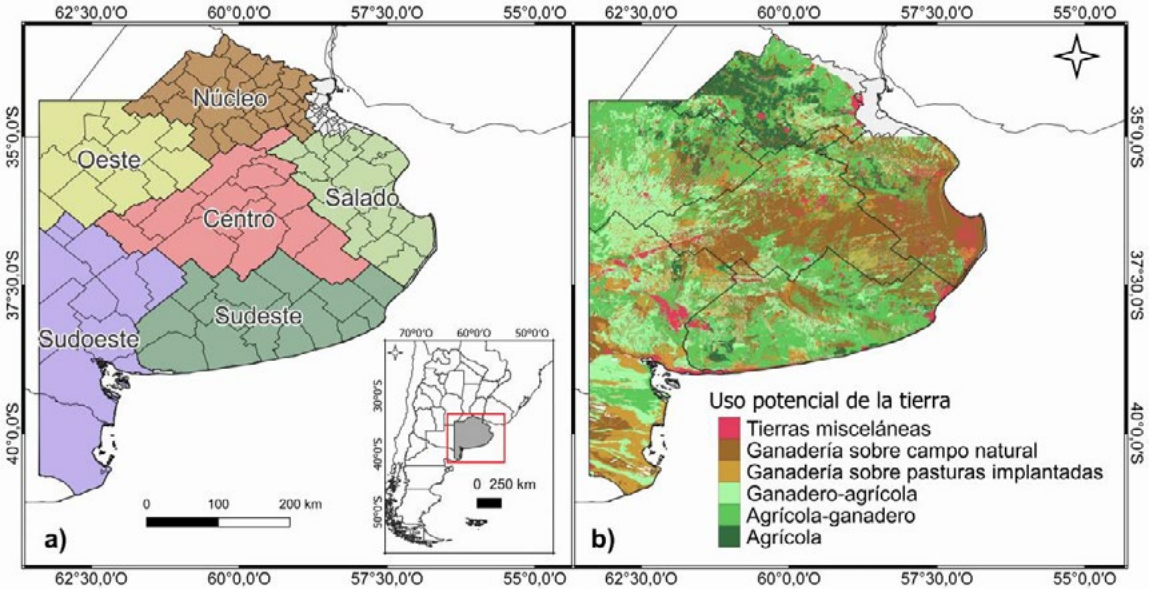


Figura 1. a) Zonas geográficas de la provincia de Buenos Aires. b) Clases de uso potencial de la tierra en base a los rangos de IP.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La PBA tiene una superficie de alrededor de 30 millones (mill.) de hectáreas (ha), de las cuales 28 mill. tienen un IP apto para la producción agropecuaria. Las tierras con aptitud mixta (IP de 35 a 75) ocupan aproximadamente 15 mill. de ha, con mayor predominancia de las tierras ganadero-agrícolas sobre las agrícola-ganaderas (57 y 43%, respectivamente). Las tierras netamente ganaderas (IP 5 a 34) ocupan alrededor de 10 mill. de ha, mientras que las tierras netamente agrícolas (IP>75) representan el 6% de la PBA (1,8 mill. de ha). El resto (1,6 mill. de ha) corresponde a tierras misceláneas (Figura 1b). Dentro de las tierras con aptitud netamente ganadera, la GCN representa el 25% de la PBA y se concentra en la zona Centro, Salado y Sudeste, mientras que la GPI ocupó alrededor de 3,3 mill. de ha (11% de la PBA), con mayor proporción en la zona Sudoeste (> 1,5 mill. de ha). En las zonas mixtas, subdivididas según prevalezcan las condiciones para realizar agricultura o ganadería, las tierras GA predominaron en las zonas Sudoeste, Oeste, Sudeste y Centro, mientras que las AG están presentes en todas las zonas de la PBA. Las tierras de aptitud

netamente agrícolas se concentraron principalmente en la zona Núcleo, aunque también ocuparon algunos sectores de las zonas Oeste y Sudeste (Figura 1b).
Dentro de los cultivos agrícolas de la campaña 2023/24, se implantaron 3 mill. de ha de cultivo de invierno, en las cuales 2 mill. de ha se realizó soja como cultivo de segunda. El 66% de la rotación trigo-soja de segunda se realizó sobre suelos AG y A (IP > 50), mientras que el 34% restante ocupó tierras misceláneas y de uso potencial GCN, GPI y GA (Figura 2). En cuanto a los cultivos estivales, se implantaron alrededor de 3,1 mill. de ha de soja de primera, 3,2 mill de ha de maíz y 776.000 ha de girasol. El 52% de la superficie implantada con maíz, el 65% de la soja de primera y el 47% del girasol ocuparon suelos con aptitud A y AG (Figura 2). El resto se realizó sobre suelos con menor aptitud (IP < 50), con predominio de ocupación de tierras GA (27, 22 y 28% para maíz, soja y girasol, respectivamente). Sin embargo, sobre las tierras GCN, GPI y TM también se implantaron cultivos estivales en proporciones cuya sumatoria osciló entre el 15-20% en cada cultivo estival.

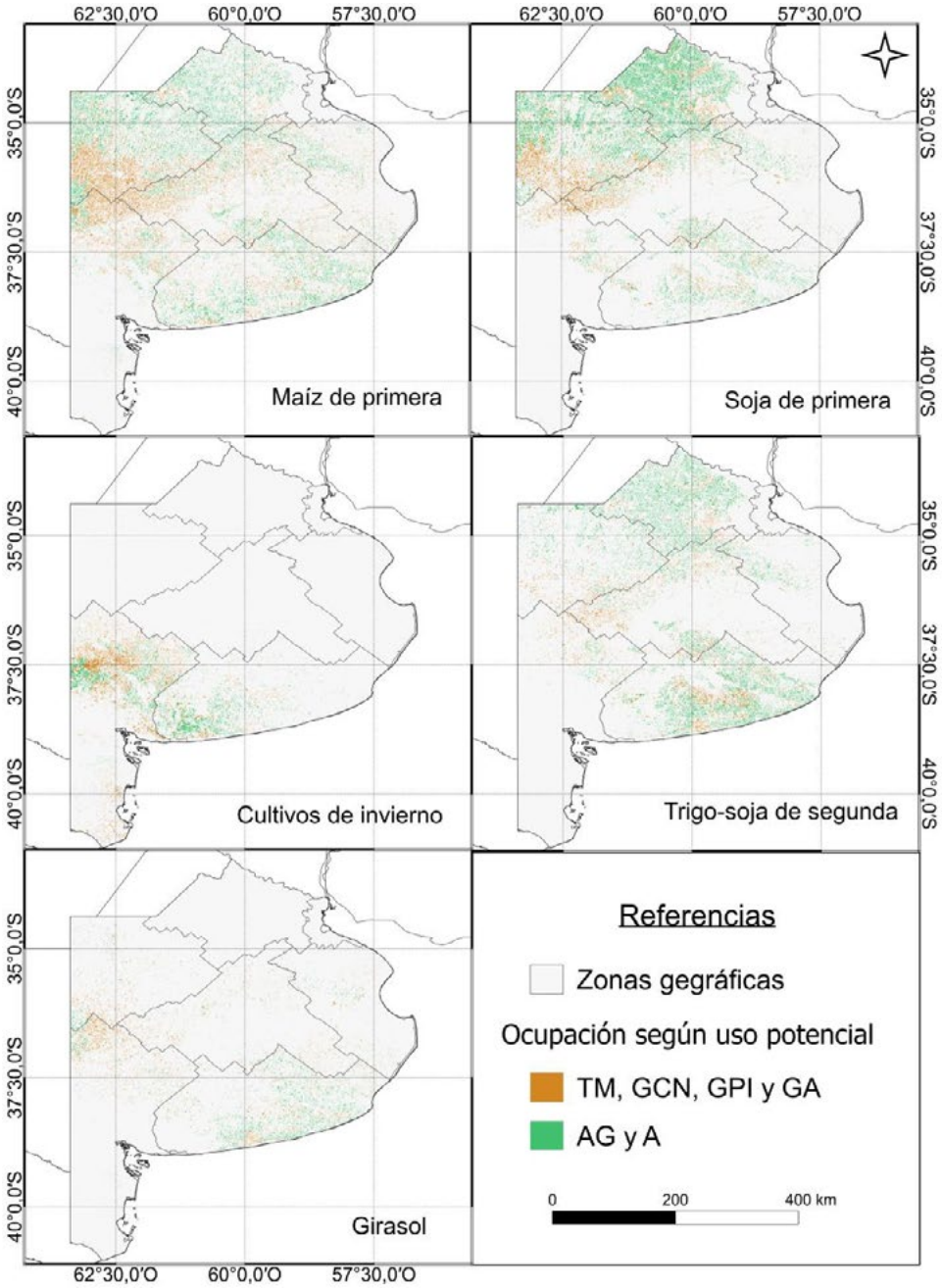


Figura 2. Ocupación de cada rotación agrícola sobre tierras de aptitud agrícola y ganaderas.

Dentro de los suelos con aptitud netamente ganadera, con un IP> 35 y considerados frágiles para la agricultura, las zonas con mayor presencia son Salado, Centro y Sudoeste (70, 61 y 45% de su área total, respectivamente), mientras que las zonas Núcleo, Oeste y Sudeste poseen entre un 20 y 30% de su superficie con suelos frágiles para la agricultura. Del total de la superficie implantada con cultivos de verano en la PBA (soja de primera, maíz y girasol), alrededor del 10% se realiza sobre suelos con IP inferiores a 35 (suelos ganaderos), lo que representa aproximadamente 1,2 mill. de ha (Figura 3). Las zonas con mayor proporción de suelos ganaderos implantados con cultivos estivales fueron Centro, Salado y Sudoeste (> 1,5 mill. de ha), mientras que la zona Núcleo fue la que presentó menor superficie con IP < 35 (<700.000 ha).

Las zonas donde se implanta la mayor proporción de cultivos de verano sobre suelos más frágiles para la agricultura son Centro, Núcleo, Oeste y Sudeste (>10%), mientras que en las zonas Sudeste y Salado la proporción fue de alrededor de 5% (Figura 4). La ocupación de cultivos estivales en los suelos ganaderos fue variable entre las zonas geográficas. La zona Oeste tiene un 20% de tierras con aptitud ganadera, de las cuales un 22% se implanta con cultivos de verano. En esta zona, el maíz y la soja mantuvieron igual proporción (11%), mientras que el girasol no superó el 1% del área. Esto está en concordancia con lo hallado por Presutti *et al.* (2018), quienes reportaron que en el oeste de la PBA el reemplazo de tierras con uso ganadero por agricultura ha sido mayor que en el resto de la provincia. En el mismo sentido, Jobbagy *et al.* (2021) sostienen que en el Oeste de la PBA el área agrícola aumentó del 20 al 40% en las últimas décadas. En contraste, la zona Núcleo, donde se presenta la menor proporción de tierras ganaderas (19%), tuvo una ocupación de alrededor de un 13% con cultivos agrícolas estivales. En esta zona, la soja predominó ampliamente sobre el maíz y el girasol.

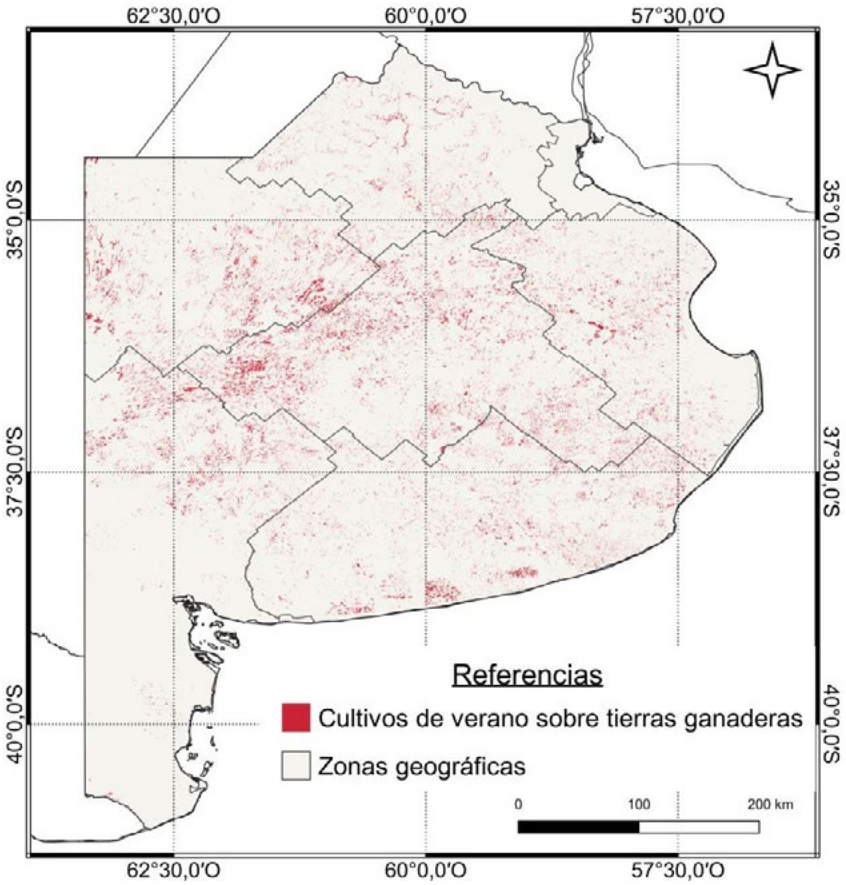


Figura 3. Ocupación de cultivos de verano (soja de primera, maíz y girasol) sobre tierras de aptitud ganadera.

Por su parte, en el Centro, Sudoeste, Sudeste y Salado predominó la ocupación de maíz sobre el resto. Luego del maíz, sólo en las zonas Sudoeste y Sudeste predominó el cultivo de girasol sobre la soja de primera en áreas ganaderas (Figura 4). La predominancia del cultivo de maíz en dichas zonas podría estar explicada por la presencia, en algunos sectores, de maíz para autoconsumo forrajero, categoría de maíz no clasificada en el mapa de cultivos de INTA. Por su parte, la predominancia en la ocupación por cultivo de soja en el resto de las áreas ganaderas estaría asociado a la mayor plasticidad del cultivo en la expresión del rendimiento en condiciones típicas de suelos ganaderos, tales como salinidad y/o sodicidad (Aimetta *et al.*, 2020).

El avance de la agricultura sobre tierras agrícolas en la PBA ha sido estudiado por diversos autores (*e.g.* Vazquez *et al.*, 2016; Somoza *et al.*, 2020; Daga *et al.*, 2025). Sin embargo, estos estudios se han realizado en zonas específicas de la provincia y no existe un análisis espacio-temporal del avance de la agricultura sobre tierras ganaderas a escala provincial. En este sentido, si bien en este trabajo se evalúa solamente la campaña 2023/24, la metodología podría ser aplicada en campañas posteriores para evaluar no sólo la distribución espacial de la agricultura en la PBA sino también su dinámica temporal. El análisis espacial aporta información valiosa sobre la real ubicación de los cultivos en contraste con datos de superficies implantadas con cultivos agrícolas de cada partido.

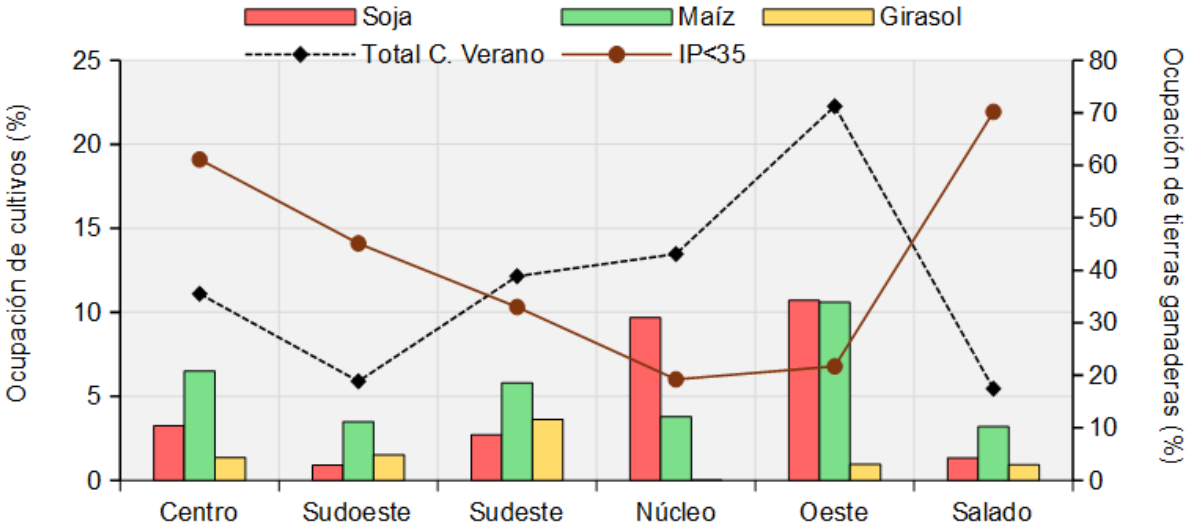


Figura 4. Proporción de áreas ganaderas de cada zona (IP<35) y su ocupación (individual y total) con cada cultivo estival.

CONCLUSIONES

La PBA tiene una gran proporción de su superficie con tierras de aptitud netamente ganaderas. Durante la campaña 2023/2024, a escala provincial, un 10% de esas tierras estuvo dedicado a la agricultura, con el maíz como cultivo predominante sobre la soja y el girasol. Sin embargo, en el análisis regional, en algunas zonas la soja fue predominante. El análisis de información derivada de sensores remotos permitió caracterizar espacialmente la distribución de los cultivos en cada zona geográfica y cuantificar la ocupación en áreas de aptitud netamente ganaderas.

BIBLIOGRAFÍA

Aimetta, M. B., Muñoz, S. A., Bustos, D., Davidenco, V., Cazorla, C. R., Galarza, C. M. y Salvagiotti, F. (2020). Cuantificación del uso agrícola de suelos con limitantes salinas y sódicas mediante el índice NDVI. Ciencia del suelo, 38 (1): 174-186.

Andrade, F. (2020). Los desafíos de la agricultura global. 1a ed ampliada. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones INTA. Libro digital, PDF. ISBN 978-987-8333-68-7.

Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleyra, D., Banchero, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., Veron, S., Vallejos, M., Weber, E., Oyarzabal, M., …, Hasenack, H. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomas Pampa initiative. Remote Sensing Applications: Society and Environment 28: 100834. https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834.

Daga, D. Y., Sequeira, N. D., Vazquez, P. y Arias, S. (2025). Determinación de la integración agrícola-ganadera de sistemas mixtos del centro de la provincia de Buenos Aires mediante técnicas geoespaciales. Revista de la Facultad de Agronomía 124: e154. https://doi.org/10.24215/16699513e154.

de Abelleyra, D., Iturralde Elortegui, M. del R., Zelaya, K., Portillo, J., Melilli, M., Franzoni, A., Volante, J., Goytia, Y., Kurtz, D., Ybarra, D., Barrios, R., Benedetti, P., Morales, C., Berriolo, J., Lanceta Pereyra, M., Scavone, A., Murray, F., Santillan, J., Continelli, M., … Viatale, J. (2024). Argentina National Map of Crops 2023/2024 [Data set]. Zenodo. https://doi.org/10.5281/zenodo.13984185.

Jobbágy, E., Aguiar, S., Piñeiro, G., y Garibaldi, L. A. (2021). Impronta ambiental de la agricultura de granos en Argentina: revisando desafíos propios y ajenos. Asociación Civil Ciencia Hoy; Ciencia Hoy 29 (173): 55-64. http://hdl.handle.net/11336/168477.

Presutti, M. E., Abbona, E. y García, M. G. (2018). Uso Real vs Uso Potencial Del Suelo. ¿Es Sustentable La Agricultura Bonaerense? VII Congreso Latinoamericano de Agroecología, 2 – 5 de octubre de 2018. Guayaquil, Ecuador.

Rodríguez, D., Schulz, G. y Moretti, L. (2018). Carta de suelos de la República Argentina: partido de Villarino: provincia de Buenos Aires. Editado por Darío Rodríguez; Guillermo Schulz; Lucas Moretti. - 1a ed. - Hurlingham, Buenos Aires: Ediciones INTA. Libro digital PDF. ISBN 978-987-521-961-8.

Rodríguez, C. I., Arrien, M. M., Silva, S. H. y Aldaya, M. M. (2024a). Global relevance of Argentinean rainfed crops in a climatic variability context: A water footprint assessment in Buenos Aires province. Science of The Total Environment 927: 171946. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171946.

Rodríguez, D., Schulz, G. y Moretti, L. (2024b). Carta de suelos de la República Argentina: partido de Patagones: provincia de Buenos Aires. Editado por Darío Rodríguez; Guillermo Schulz; Lucas Moretti. - 1a ed. - Hurlingham, Buenos Aires: Ediciones INTA; Instituto de Suelos. Libro digital PDF. ISBN 978-987-679-381-0.

Schulz, G. y Tenti Vuegen, L. M. (2025). Cartas de suelos de la Provincia de Buenos Aires - Escala 1:50.000. Versión 2.0. Instituto de Suelos, INTA. http://hdl.handle.net/20.500.12123/24564 (último acceso en febrero de 2025).

Somoza, A., Vazquez, P., Zulaica, L. y Sacido, M. B. (2020). Dinámica espacio-temporal de usos del suelo en sistemas ecológicos de la región pampeana austral, Argentina: Agriculturización en el Partido de Tandil. M+A. Revista Electrónic@ de Medio Ambiente, 21(1),82-101

Vazquez, P., Zulaica, L. y Requesens, E. (2016). Análisis ambiental de los cambios en el uso de las tierras en el partido de Azul (Buenos Aires, Argentina). AgriScientia 33: 1-12. https://doi.org/10.31047/1668.298x.v33.n1.16568.

FUNCIONAMIENTO FÍSICO-HÍDRICO DEL SUELO EN AGROECOSISTEMAS GANADEROS DEL PARTIDO DE PATAGONES

Hernández, H. J.[1*], Luna, M. A.[1], González, G. M.[2]

[1] Universidad Nacional de Rio Negro, Sede Atlántica. Ruta Provincial N° 1 y Rotonda Cooperación, Viedma, Río Negro, Argentina; [2] Agencia de Extensión Rural, Monseñor José Fagnano 637, Carmen de Patagones, Provincia de Buenos Aires, Argentina; * hector94hernandez@gmail.com

RESUMEN: La sostenibilidad de los sistemas ganaderos en regiones áridas y semiáridas, donde la disponibilidad hídrica limita la productividad y condiciona la resiliencia de los agroecosistemas depende de un buen funcionamiento físico-hídrico del suelo. En el Partido de Patagones los cambios en el uso del suelo (de vegetación nativa a cultivos anuales) dan lugar a procesos de degradación que alteran la estructura del suelo y reducen la eficiencia en el uso del agua de las escasas precipitaciones. Este estudio compara indicadores físico-hídricos del suelo en cuatro ambientes con uso ganadero por más de 10 años: Monte arbustivo-graminoso (MAG), Pastizal natural (PN), Pastura perenne (PP) y Verdeos invernales (VI). En cada ambiente se determinó: densidad aparente (Dap), resistencia mecánica a la penetración (RP), infiltración básica (IB), textura (arena, limo y arcilla), materia orgánica (MO) y el índice de MO (IMO). Se hallaron suelos arenosos francos. El MAG presentó condiciones restrictivas desde los 5 cm de profundidad, con una RP >2,5 MPa y elevados valores de Dap, evidenciando densificación del suelo. En el PN se registró una RP >3,7 MPa a los 20 cm sugiriendo limitaciones radiculares en capas profundas, aunque con mayor contenido de MO lo que le confiere mejor estabilidad estructural. En las PP se hallaron valores intermedios de RP y Dap, junto con un IMO ~5 lo que se infiere como opción viable para mejorar la estructura del suelo y eficientizar el uso del agua. En los VI se halló la mayor IB, y menor RP y Dap, efectos debidos a laboreos recientes, aunque la roturación deja por momentos al suelo sin protección vegetal con exposición a la erosión. Los resultados subyaran la necesidad de adoptar prácticas de manejo que mitiguen la degradación del suelo y mejoren la dinámica físico-hídrica en agroecosistemas ganaderos de ambientes con elevada fragilidad.

PALABRAS CLAVE: Sostenibilidad, Ganadería, Infiltración de agua.

1026

INTRODUCCIÓN

Los cambios en la macroporosidad de los suelos que se generan derivados por manejos productivos intensivos impactan en la captación, retención y eficiencia en el uso del agua, recurso crítico en agroecosistemas de ambientes áridos, semiáridos y subhúmedos donde las escasas precipitaciones condicionan la productividad y la sustentabilidad (Ravelo et al., 2011; Quiroga *et al.,* 2016). En el Partido de Patagones (SO de la provincia de Buenos Aires), el desmonte y la sustitución de especies nativas por cultivos implantados con destino a grano y/o pastoreo (Trigo -*Triticum aestivium*-, Avena -*Avena sativa*- y Centeno -*Secale cereale*-), mantuvo extensas áreas sin cobertura vegetal durante períodos críticos aumentando los riesgos de degradación, tales como: pérdida de estructura, formación de costras, compactación y erosión (Pezzola *et al.,* 2012; López *et al.,* 2018). Estos cambios de uso del suelo, con excesiva utilización de maquinaria, falta de rotación de cultivos, escasa cobertura y bajo aporte de residuos, así como una planificación ineficiente del recurso forrajero, agravaron la vulnerabilidad ambiental de esta región extrapampeana (Gabella, 2014; Feller *et al.,* 2015; González *et al.,* 2019). A partir del 2015, en el marco del proyecto “Adaptación y mitigación al Cambio Climático”, financiados por el Banco Mundial, con el propósito de frenar la erosión de suelos, favorecer la recuperación de especies nativas y consolidar un manejo

ganadero más sostenible se han implementado estrategias de manejo orientadas a recuperar la cobertura vegetal y mejorar la oferta forrajera, entre ellas se destacó la introducción de pasturas perennes como *Thinopyrum ponticum* (Agropiro alargado) y *Vicia villosa* (Vicia villosa) adaptadas a las condiciones agroecológicas de la región (Comunicación personal, Ing. Agr. Germán Balbarrey - UNRN/EEA Valle Inferior, 2025). En este contexto resulta fundamental aplicar prácticas de manejo que mejoren el funcionamiento físico-hídrico del suelo, tales como: rotación del pastoreo, desarrollo de sistemas silvopastoriles, rotación de cultivos, implantación de especies perennes, incorporación de residuos, descompactación mecánica, entre otras (Fernández *et al.,* 2016; Quiroga *et al.,* 2016).

Para evaluar el funcionamiento físico-hídrico de los suelos varios autores, entre ellos Gil, 2002; Fernández *et al.,* 2016; Quiroga *et al.,* 2016; Krüger *et al.,* 2018, han propuesto indicadores e índices clave que permiten identificar limitaciones vinculadas a la pérdida de macroporosidad, disminución de la infiltración y densificación del suelo, entre éstos incluyen: a la textura, la resistencia mecánica a la penetración (RP), la densidad aparente (Dap), la infiltración básica (IB), el contenido de materia orgánica (MO), y el índice IMO que relaciona el contenido de MO con la cantidad de limo y arcilla (L+a). En este sentido, el análisis integral de estos indicadores e índice se convierte en una base fundamental para orientar el diseño de estrategias de manejo que permitan optimizar el uso del recurso hídrico y asegurar la sostenibilidad de los agroecosistemas en ambientes de alta fragilidad.

En el presente trabajo se comparan indicadores e índices físicos-hídricos del suelo considerando factores edáficos y de manejo en agroecosistemas ganaderos del Partido de Patagones.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Partido de Patagones (SO de la Provincia de Buenos Aires), dentro de la provincia fitogeográfica del Monte (Cabrera, 1976). De clima subtemplado seco de transición, ventoso, con 350 mm de precipitación anual y marcada variabilidad interanual. La vegetación nativa se compone de un matorral arbustivo-graminoso con especies como: *Larrea divaricata, Geoffroea decorticans y Condalia microphylla, Neltuma alpataco, Chuquiraga erinacea, entre otras,* y un componente herbáceo con *Bromus brevis, Nassella tenuissima, Stipa ambigua, Medicago minima*, *Erodium cicutarium y Braccharis ulicina* (Pezzola y Winschel, 2004). Los suelos son arenosos a franco arenosos, poco profundos, de bajo contenido de MO (1 - 2 %) y alta susceptibilidad a erosión y compactación (Pezzola y Winschel, 2004; Gabella, 2014). La ganadería y la agricultura de secano son las principales actividades económicas de la región, con escasa aplicación de prácticas de conservación.

El estudio incluyó cuatro ambientes con uso ganadero en los últimos 10 años:

1) Monte arbustivo-graminoso (MAG): con presencia de *Condalia microphylla, Geoffroea decorticans, Neltuma alpataco, Larrea divaricata, Chuquiraga erinacea, Monttea aphylla* y *Lycium chilense,* y especies herbáceas en común con el Pastizal natural.

2) Pastizal natural (PN): constituido por *Nassella longiglumis, N. tenuissima, Stipa papposa, S. ambigua, S. speciosa, Poa ligularis, Pappophorum vaginatus, Lolium multiflorum y Medicago minima.*

3) Pastura perenne (PP): de *Thinopyrum ponticum* (Agropiro alargado).

4) Verdeos invernales (VI): con *Avena sativa* (Avena)*, Hordeum vulgare* (Cebada)*, Secale cereale* (Centeno) *o Triticale* (Triticale).

En cada ambiente se establecieron tres puntos de muestreo distribuidos en transectas de 100 m (Matteucci y Colma, 1982). En cada punto, se extrajeron muestras compuestas por cinco submuestras de 0 a 20 cm de profundidad, y muestras sin disturbar con cilindros de volumen conocido de: 0 a 5, 5 a 10, 10 a 15 y 15 a 20 cm. En las muestras de 0 a 20 cm se determinó: textura (arena, limo y arcilla) (Bouyoucos, 1962) y MO por combustión húmeda (Walkley y Black, 1934). Asimismo, se calculó el índice IMO = MO (%) / L+a (%) (Quiroga *et al.,* 2016). Las muestras de los cilindros fueron secadas en estufa a 105 ºC hasta alcanzar un peso constante y determinar la Dap como el cociente entre el peso seco de la muestra y el volumen del cilindro utilizado.

Para determinar la RP en cada punto se registró el número de golpes ejecutados cada 5 cm hasta alcanzar 20 cm de profundidad, en cinco espacios diferentes, con un penetrómetro de impacto de punta cónica (Krüger *et al.,* 2018). La IB se midió con un infiltrómetro-permeámetro de disco (Gil, 2002) registrando lecturas hasta alcanzar valores estables en el tiempo de lámina infiltrada en tres puntos diferentes para cada ambiente. Los datos se analizaron mediante ANOVA y prueba LSD de Fisher (5 %) considerando los ambientes como variable de clasificación. Asimismo, se elaboraron figuras comparativas de RP, Dap e IB de los ambientes. El procesamiento estadístico se realizó con Infostat versión 2019 (Di Rienzo *et al.,* 2019).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos evaluados corresponden al tipo arenoso franco. Estudios realizados por Gabella (2014) en el Partido de Patagones sostienen que los suelos de la región se formaron a partir de arenas finas y limos transportados por el viento y depositados sobre toscas y rodados líticos o materiales arenosos más antiguos. La fracción de L+a estuvo entre 16,6 y 23,1 %, siendo mayor en los suelos con PP y VI y menor en el PN ($p < 0,01$) (Tabla 1). En suelos loéssicos de la región semiárida pampeana Fernández *et al. (*2016) reportaron resultados opuestos, donde el L+a fue mayor en sistemas agrícolas (27,0 - 64,0 %) que en suelos con vegetación nativa (29,0 - 57,0 %).

Tabla 1. Propiedades del suelo: medias y desvío estándar (DE) por uso y manejo.

Variables de suelo	Ambientes			
	MAG	PN	PP	VI
L+a (%)	19,3 (4,0) b	14,6 (6,1) a	23,1 (3,6) c	21,8 (8,1) bc
MO (%)	1,5 (0,5) a	2,2 (1,2) b	1,3 (0,9) a	1,6 (0,8) a
IMO	7,6 (2,3) ab	16,5 (9,1) c	5,6 (2,3) a	8,4 (4,8) b

L+a: Limo más arcilla, MO: Materia Orgánica, IMO: Índice de condición estructural. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre usos y manejos.

La MO fue un 33 % mayor en suelos con PN, con un contenido del 2,2 % frente al 1,5 % promedio encontrado en los demás ambientes ($p < 0,01$) (Tabla 1). Estos resultados coinciden con los reportados por Duval *et al.* (2013) y Fernández *et al.* (2016) quienes hallaron en la región pampeana reducciones del 25,5 y 33 % en el contenido de MO respectivamente al comparar sistemas de PN con agrícola-ganaderos intensificados. Respecto al IMO, Quiroga *et al.* (2006) establece que un IMO> 5 indica una adecuada condición física del suelo mientras que valores menores pueden restringir la eficiencia en el uso del agua y la productividad forrajera. En este sentido, en los suelos con PP el IMO estuvo próximo al valor crítico, siendo 5,6 (Tabla 1); lo que indica posibles riesgos de degradación física, por el contrario, en los otros ambientes fue mayor (PN > VI > MAG). En el SE bonaerense, Vanzolini *et al*. (2015) hallaron valores de IMO superiores al umbral crítico en suelos de pastizal y monte, y menores en sistemas ganadero-agrícolas, evidenciando degradación física por uso intensivo. De forma similar, Aschkar (2022) reportó en el NE rionegrino IMO menores a 5,5 en sistemas ganadero-agrícolas y mayores a 12 en monte nativo en buen estado de conservación.

En las Figuras 1 y 2 se observan los valores de RP y Dap en profundidad. Según el valor crítico de 2,5 MPa (Quiroga *et al.,* 2016; Krüger *et al.,* 2018), en el MAG las restricciones físicas se presentan desde los 5 cm, y en la PP y el PN comienzan a los 10 cm. A partir de los 15 cm todos los ambientes presentan condiciones restrictivas, alcanzando en el PN un máximo de 7,2 MPa a los 20 cm, frente a valores promedio de 4,0 MPa en el resto. Ayan *et al.* (2024) registraron RP superiores a 2,5 MPa en 0-30 cm en pasturas perennes de *Cenchrus ciliaris* sin laboreo en el Chaco árido. Asimismo, Krüger *et al.* (2008) reportaron incrementos por pisoteo animal en 0-20 cm en el SO bonaerense, con valores entre 2,5 y 4,0 MPa en los primeros 7,5 cm. En el PN, desde los 7,5 cm la RP podría superar el valor crítico, lo que

indicaría que las especies nativas concentran la extracción de recursos en las capas superficiales o poseen adaptaciones a umbrales más elevados de RP. La Dap varió entre ambientes y profundidades. Los valores máximos se observaron en el MAG (1,41 Mg m^{-3} a los 10 cm), en la PP y el VI a 15 cm (1,34 y 1,36 Mg m^{-3} respectivamente) y en el PN a 20 cm (1,42 Mg m^{-3}). Estos resultados evidencian procesos de densificación diferencial en profundidad según el manejo ganadero, implicando pérdida de porosidad y posibles restricciones para el desarrollo radicular y el movimiento de agua y nutrientes. Fernández *et al.* (2016) señalaron que en suelos de textura gruesa y media densidades superiores a 1,74 y 1,55 Mg m^{-3} generan limitaciones físicas importantes. Aunque en este estudio los valores no superaron dichos umbrales críticos, su proximidad indica procesos de densificación que podrían afectar la estructura y funcionalidad del suelo si persisten.

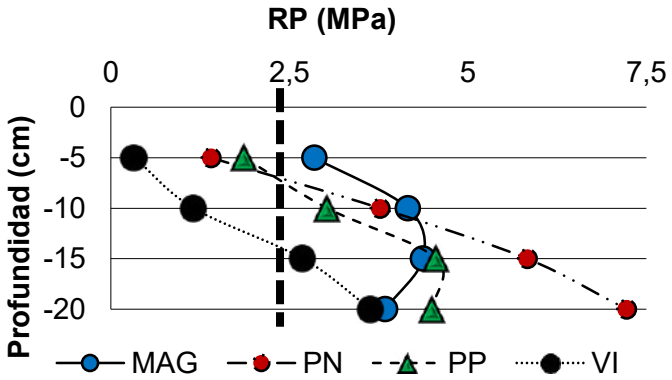


Figura 1. Resistencia mecánica a la penetración del suelo RP (MPa).

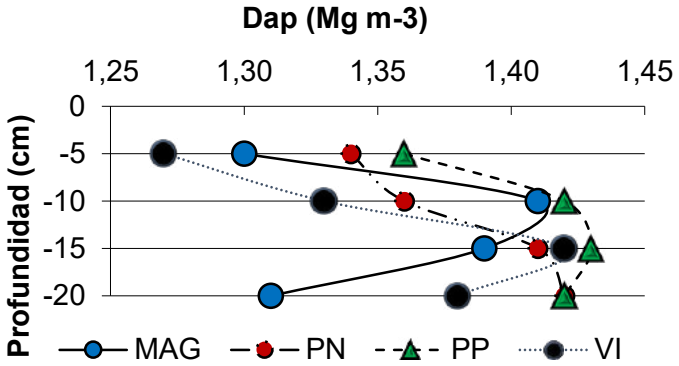


Figura 2. Densidad aparente Dap (Mg m^{-3}).

La Figura 3 presenta las curvas de velocidad de infiltración en cada ambiente. En todos los casos, la tasa de infiltración se redujo rápidamente en los primeros 10 min. y se estabilizó luego de los 15 min. Los suelos con VI se halló la mayor tasa de infiltración (IB de 79 mm h^{-1}) indicativo de una mayor capacidad de absorción y conducción de agua. En los otros ambientes no se observaron marcadas diferencias, la IB fue en promedio de 36 mm h^{-1} (PP > PN > MAG). Estas variaciones reflejan diferencias en la porosidad estructural y continuidad de macroporos según el tipo de ambiente. Ayan *et al.* (2024) registraron tasas de 53,5 mm h^{-1} en pasturas de *Pennisetum ciliare* con intervención y 11 mm h^{-1} sin intervención en el Chaco Árido, mientras que Velásquez *et al.* (2014) reportaron 38,8 mm h^{-1} en pastizales nativos y 50,4 mm h^{-1} en pasturas de *Pennisetum ciliare* en México árido. Estos resultados coinciden con la tendencia observada, confirmando que el manejo y la intervención del suelo influyen en su capacidad de infiltración y funcionamiento hídrico.

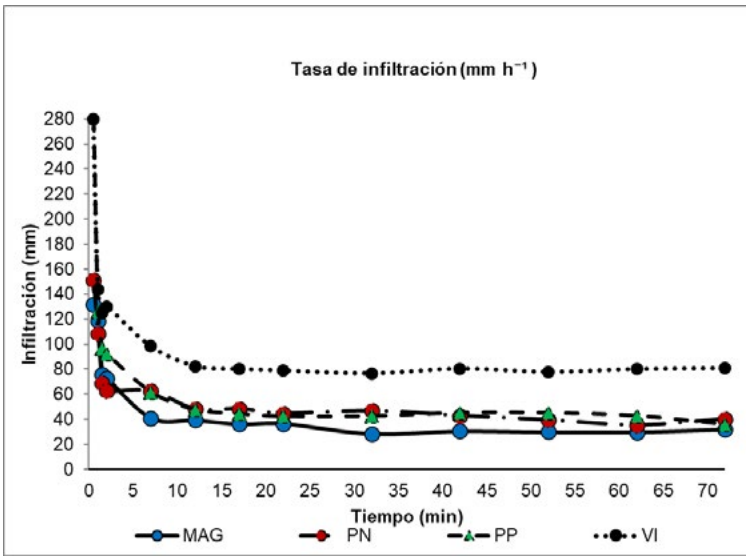


Figura 3. Tasa de infiltración instantánea (mm h^{-1}). Monte arbustivo-graminoso (MAG), Pastizal natural (PN), Pastura perenne (PP) y Verdeos invernales (VI).

CONCLUSIONES

Los sistemas ganaderos con cobertura vegetal permanente (MAG, PN y PP) presentaron restricciones físico-hídricas, elevada RP, Dap y baja infiltración, aunque conservan mejor estructura y mayor contenido de MO. En contraste, los VI exhiben mejores condiciones físico-hídricas pero el laboreo retira la cobertura vegetal dejando expuesto al suelo a fenómenos de erosivos característicos del ambiente árido-semiárido del SO bonaerense. El MAG mostró las condiciones más restrictivas, con RP >2,5 MPa desde los 5 cm y Dap cercana a 1,55 Mg m^{-3}, reflejando densificación superficial asociada al tránsito animal y al manejo inadecuado. En el PN, la mayor MO indica mejor conservación, aunque la RP supera 3,7 MPa a los 20 cm, sugiriendo limitaciones radiculares en profundidad. Las PP presentaron valores intermedios, con Dap de 1,40 Mg m^{-3} e IMO próximo al umbral crítico, destacándose como alternativa sostenible para mejorar la calidad del suelo, la oferta forrajera y la transición al PN. Los VI registraron la mayor IB, y RP por debajo del umbral crítico hasta 10 cm, aunque el laboreo repetido compromete la estabilidad estructural. En conjunto, los resultados evidencian la importancia de conservar la cobertura vegetal y aplicar prácticas sostenibles que mantengan la funcionalidad físico-hídrica del suelo, promoviendo sistemas productivos más eficientes, resilientes y acordes con la fragilidad ambiental del SO bonaerense.

BIBLIOGRAFÍA

Aschkar, G. M. (2022). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por desmonte en el noreste rionegrino: Contribución a la conservación de suelos de regiones semiáridas. [Tesis de Magister Universidad Nacional del Sur]. https://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/6250.

Ayan, H., Castro Ibarra J., Alvarado I. y Collante Bustos J. (2024). Modificaciones de las propiedades físicas en entisoles del Chaco seco para recuperación de pastizales degradados. Semiárida, 34(2), 79-90.

Bouyoucos, G. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agronomy Journal, 54, 464-465.

Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. En W.F. Kugler (Ed.). Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería (pp. 1–85). ACME SACI.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2019). InfoStat versión 2019. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar.

Feller, C., Compagnone, C., Goulet, F. y Sigwalt, A. (2015). In. Soil carbon: science, management and policy for multiple benefits. ISBN: 9781780645322.
Fernández, R., Quiroga, A. R., Álvarez, C., Lobartini, C. y Noellemeyer, E. (2016). Valores umbrales de algunos indicadores de calidad de suelos en molisoles de la región semiárida pampeana. Revista Ciencia del Suelo 34, 279-292.
Gabella, J. I. (2014). Gestión territorial y degradación ambiental en áreas rurales de la diagonal árida templada Argentina. Partido de Patagones, Provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/534.
Gil, R. C. (2002). Manual de utilización del Infiltrómetro y permeámetro de disco. Instituto de Suelos. INTA Castelar.
González, G. M., Luna, M. A., Hernández, H. J., Pesatti, P. I., Schiavi, M. I., Grand, A. C. y Martínez, R. M. (2019). Cambios en la resistencia mecánica de suelos con el uso del paratil en lotes de productores del partido de Patagones. EEA INTA Hilario Ascasubi, Boletín técnico Nº 25. http://hdl.handle.net/20.500.12123/12037.
Krüger, H., Venanzi, S. y De Sá Pereira, E. (2008). Efecto del pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo en sistemas de producción bajo siembra directa continua. Ciencia del suelo, versión On-line ISSN 1850-2067.
Krüger, H., Frolla, F. y Zilio, J. (2018). Un indicador de compactación relacionado con el agua del suelo. En: Análisis y evaluación de propiedades físico hídricas de los suelos. Cap. 5. Ed. INTA.
López, F. M., Duval, M. E., Martínez, J. M. y Galantini, J. A. (2018). Propiedades físicas en suelos bajo siembra directa del sudoeste bonaerense. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, 2018, 532-547. ISBN: 978-987-46870-1-2.
Mateucci, S. D. y Colma, A. (1982). Metodología para el estudio de la vegetación. Monografía Nº 22, Serie Biología. Secretaría General de la OEA. Washington D.C. 168 pp.
Pezzola, A., Winschel, C. y Sánchez, R. (2004). Estudio multitemporal de la degradación del monte nativo en el partido de Patagones- Buenos Aires. EEA INTA Hilario Ascasubi, Boletín Técnico N° 12, 1-11.
Pezzola, A., Winschel, C., Agamennoni, R., Enrique, M. y Giorgetti, H. (2012). Cuantificación de la erosión bioclimática en ambientes semiáridos: caso Partido de Patagones en el Sur de la provincia de Buenos Aires utilizando percepción remota. IX Jornadas nacionales de geografía física. 124 – 129 pp., ISBN 978-987-1648-32-0. Buenos Aires, Argentina.
Quiroga, A. R., Oderiz, A., Uhaldegaray, M., Álvarez, C., Scherger, E., Fernández, R. y Frasier I. (2016). Influencia del uso de suelos sobre indicadores físicos de compactación. Semiárida: Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam, 26 (1), 19-26. http://dx.doi.org/10.19137/semiarida.2016 (02).19-26.
Ravelo, C., Planchuelo, A., Abraham, E. y Navone E. (2011). Evaluación de la Desertificación en Argentina. Proyecto LADA/FAO. Editorial: FAO/SAyDS, 471 pp. Buenos Aires, Argentina.
Vanzolini, J., Zubiaga, L., Storniolo, R., Dunel, L., Ombrosi, D., Cuello, S., Álvarez, C. y Quiroga, A. (2015). Evaluación expeditiva del estado de la calidad de suelos con manejo agrícola en el área de secano del Partido de Villarino. En “II Jornadas Nacionales de Suelos en Ambientes Semiáridos”. AACS, ISSN 2422-7447. Santa Rosa, La Pampa.
Velásquez Valle, M., Sánchez Cohen, I., Gutiérrez Luna, R., Muñoz Villalobos, J. y Macías Rodríguez, H. (2014). Impacto hidrológico del cambio de uso del suelo de un pastizal nativo a praderas de zacate buffel (*Pennisetum ciliare L.).* Revista Chapingo. Zonas Áridas, 13(2), 47-58.
Walkley, A. y Black, I. A. (1934). An examination of the method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science, 37, 29-38.

IMPORTANCIA DE LA FRACCIÓN ERODABLE EN LA FRAGILIDAD A LA EROSIÓN EÓLICA

Irigoin, J.[1, 2*], Massobrio, M. J.[3]

[1] Instituto de Suelos, CNIA, INTA; [2] Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján; [3] Director curso de posgrado Evaluación de tierras y planificación de uso, EPG-FAUBA. [*]irigoin.julieta@inta.gob.ar

RESUMEN: La erosión eólica es un proceso irreversible, involucra la pérdida de suelo, afecta la fertilidad física y química y consecuentemente la capacidad productiva de las tierras. El objetivo del trabajo fue estimar la fracción erodable de los suelos de la Pampa Arenosa como atributo relativamente estable del paisaje para evaluar la fragilidad a la erosión eólica. El área de estudio comprende a un sector de dunas longitudinales y parabólicas, en la Pampa Arenosa (Buenos Aires). Se estimó la fracción erodable, agregados menor a 0,84 mm, susceptibles de ser erosionados por el viento. La fracción erodable fue mayor en la transecta 2. El área de estudio presenta fragilidad a la erosión eólica dada la textura de los suelos, bajos contenidos de materia orgánica y la condición climática. Se recomienda incluir la fragilidad a la degradación en futuros modelos de evaluación de tierras.

PALABRAS CLAVE: erodabilidad, Pampa Arenosa, fragilidad a la degradación de las tierras.

INTRODUCCIÓN

En ambientes frágiles como la Pampa Arenosa, es necesario promover usos agropecuarios que expresen la capacidad productiva de las tierras y, a la vez, minimicen los riesgos de degradación. El estudio de la fragilidad al deterioro de las tierras posibilita una perspectiva perdurable para el abordaje de los procesos de degradación. Se entiende por fragilidad al grado de deterioro como el resultado de la interacción de las características intrínseca heredadas del sistema que facilitan o no los procesos de degradación o alteración del recurso (Cendrero, 1997).

La erosión eólica de los suelos, es un proceso irreversible, con pérdida de suelo por acción del viento, que altera y reduce la acumulación de materia orgánica y disminuye la fertilidad del suelo.

Las arenas eólicas son el material parental de los suelos cultivables de la región Pampa Arenosa, los cuales están afectados, actualmente, por la variabilidad climática y profundamente modificada por la agricultura. Corresponden al Mar de Arena Pampeano propuesto por Iriondo. El 75 % de la Pampa Arenosa está ocupada por diferentes tipos de dunas, generalmente apoyada sobre la planicie loéssica (Pereyra, 2018). Según Zárate y Tripaldi (2012), el área integra la unidad eólica Duna Pampeano Central del Sistema eólico Central de Argentina. Está conformada por dunas longitudinales y parabólicas. Las dunas longitudinales conforman un gran arco con concavidad hacia el oeste, integrada por lomadas estrechas y alargadas y depresiones interdunarias. Grandes dunas parabólicas asociadas con las longitudinales se reconocen en la parte sur del campo de dunas. Asociadas a estas dunas parabólicas, se encuentran pequeñas depresiones, generando un relieve suavemente ondulado.

El objetivo del trabajo fue estimar la fracción erodable de los suelos de la Pampa Arenosa como atributo relativamente estable del paisaje para evaluar la fragilidad a la erosión eólica.

Se entiende por fracción erodable (FE) al porcentaje de agregados menores a 0,84 mm susceptibles de ser erosionados por el viento. El método tradicional empleado para su determinación es el tamizado en seco por medio del tamiz rotativo (Chepil, 1962). Actualmente

existen ecuaciones que estiman la fracción erodable y que son utilizadas como índice de erodabilidad eólica potencial en los modelos de predicción WEQ y RWEQ (Mendez, 2007). Fryrear et al. (1994) propusieron una regresión múltiple para estimar la fracción erodable en los casos donde no existan datos de tamiz rotativo. Para suelos de Argentina y España, López et al. (2007) desarrollaron una ecuación para predecir la FE, evaluada en suelos con características texturales y de contenido de materia orgánica similares, en ambientes semiáridos y subhúmedos de Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende un sector de dunas longitudinales y dunas parabólicas presentes en la Pampa Arenosa de la provincia de Buenos Aires. Se diseñaron dos transectas: la transecta T1 integrada por los partidos: 9 de Julio, Carlos Casares, Pehuajó y Trenque Lauquen y la transecta T2, integrada por los partidos: 25 de Mayo, Bolivar, Hipólito Yrigoyen, basadas en las geoformas, estando representadas las dunas longitudinales en la T1 y las dunas parabólicas en la T2. Se estimó la FE de suelo, que corresponde a agregados superficiales de tamaño menor a 0,84 mm, susceptibles de ser erosionados por el viento. Esta FE, fue estimada a partir del contenido de arenas, arcilla y materia orgánica (MO) empleando la ecuación de López et al., 2007; *FE (%) = 9,98 + 6,91*arena %/ arcilla % + 14,1/MO %.*
Se utilizó la información cartográfica de suelos de la provincia de Buenos Aires al 1:50.000 (https://visor.inta.gob.ar/es#3/-41.3/-64.58). Los datos analíticos de las series de suelos se extrajeron del enlace https://zenodo.org/records/6353509. Para determinar la fragilidad a la erosión eólica se utilizó la ecuación de modelo empírico de Woodruff y Siddoway (1965), donde E = pérdida de suelo (masa/área/año) es función de los factores I = erodabilidad del suelo, K = rugosidad de la superficie, C = factor climático, L = longitud del potrero desprotegido y V = cubierta vegetal. Para obtener la erodabilidad de los suelos, se calculó el porcentaje de los agregados no erodables (mayores a 0,84 mm) por diferencia de la FE y se utilizó la tabla de conversión en pérdida de suelo modificada por Woodruff y Siddoway. El factor rugosidad del suelo se consideró 1, porque carece de rugosidad. El factor cobertura vegetal, se consideró sin vegetación, de manera de expresar la fragilidad heredada. El factor climático se obtuvo a partir de la velocidad del viento y considerando la humedad del suelo, a través del índice de Thornthwaite. Los datos de velocidad de viento se obtuvieron de las estaciones meteorológicas próximas (Nueve de Julio, Pehuajó y Bolivar) y se determinó factor C para toda el área, según C= 34.48* $v3PE^2$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se consideran suelos con una alta proporción de agregados no erodables (mayor a 0,84 mm), poco susceptibles de ser erosionados; mientras que aquellos suelos con % de FE superior al 50 %, presentan una mayor fragilidad a la erosión eólica.
En la transecta 1, el 25,2 % de la superficie posee una alta susceptibilidad a la erosión eólica con más del 50% de los agregados susceptibles de ser erosionados por el viento, principalmente en el partido de Nueve de Julio y Trenque Lauquen (Tabla 1 y Figura 1). En la transecta 2, el 56,7 % de la superficie posee una alta susceptibilidad a la erosión eólica con más del 50% de los agregados susceptibles (Tabla 2 y Figura 2). Al analizar el tamaño de arenas de 50- 500 µm, se observa que estas fracciones predominan en el porcentaje de arenas totales. Por lo tanto, la fracción arena total está conformada, principalmente, por tamaños susceptibles de ser erosionados.
El factor climático se obtuvo a partir de la velocidad del viento (valor promedio 11 km/h) y considerando la humedad del suelo, a través del índice de Thornthwaite. El valor calculado para el área de estudio, fue de 4, lo que representa un 4% más de pérdida de suelo que en las condiciones de referencias de Kansas City. La fragilidad expresa el máximo riesgo de degradación de las tierras, en la cual se consideran factores estables o permanentes tales como el clima, el suelo y el relieve (Cassani et al., 2024; Cendrero, 1997). El área de estudio posee una gran fragilidad a la degradación por erosión eólica dadas las características edáficas sumadas a la acción de los vientos. Dicha fragilidad se puede expresar, en mayor o

menor medida, de acuerdo a las prácticas de manejo. Los suelos más frágiles a la erosión eólica, son aquellos que poseen valores mayores al 50 % de la FE. En el área de estudio, la pérdida de suelo por erosión eólica fue de 4,2 tn/ha/año (en Argiudoles típicos, Natracuoles típicos, entre otros) y de 314 tn/ha/año (en Udipsamment típico y mólicos y Hapludoles énticos). Casas et al. (2022) en un estudio a nivel nacional, afirman que, en el oeste y sudoeste de la provincia de Buenos Aires, el grado de erosión eólica es ligero a moderado en el 18 % de la superficie y severo a grave en el 10 % de la superficie.

Tabla 1. Fracción erodable por superficie para la transecta 1.

FRACCION ERODABLE (%)	SUPERFICIE EN HA	SUPERFICIE EN %
SIN DATO *	168041,1	10,0
< 40	157744,5	9,4
40-50	934950,1	55,5
50-60	351546,6	20,9
> 60	72121,8	4,3
	1684404,1	**100,0**

Tabla 2. Fracción erodable por superficie para la transecta 2.

FRACCION ERODABLE (%)	SUPERFICIE EN HA	SUPERFICIE EN %
SIN DATO *	118055,6	7,8
< 40	195528,4	12,9
40-50	343692,0	22,6
50-60	577601,6	38,0
> 60	284311,2	18,7
	1519188,8	**100,0**

Referencia:*SIN DATO, corresponde a unidades cartográficas de Lagunas, Complejos Indiferenciados y áreas Misceláneas.

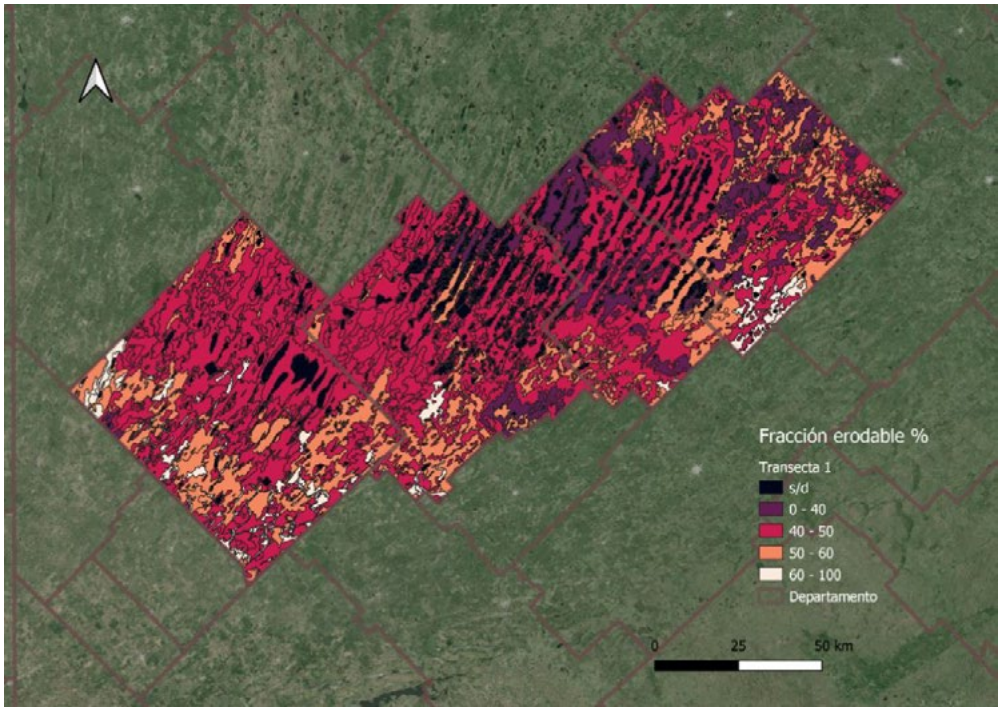


Figura 1. Mapa del porcentaje de la fracción erodable, para la transecta 1.

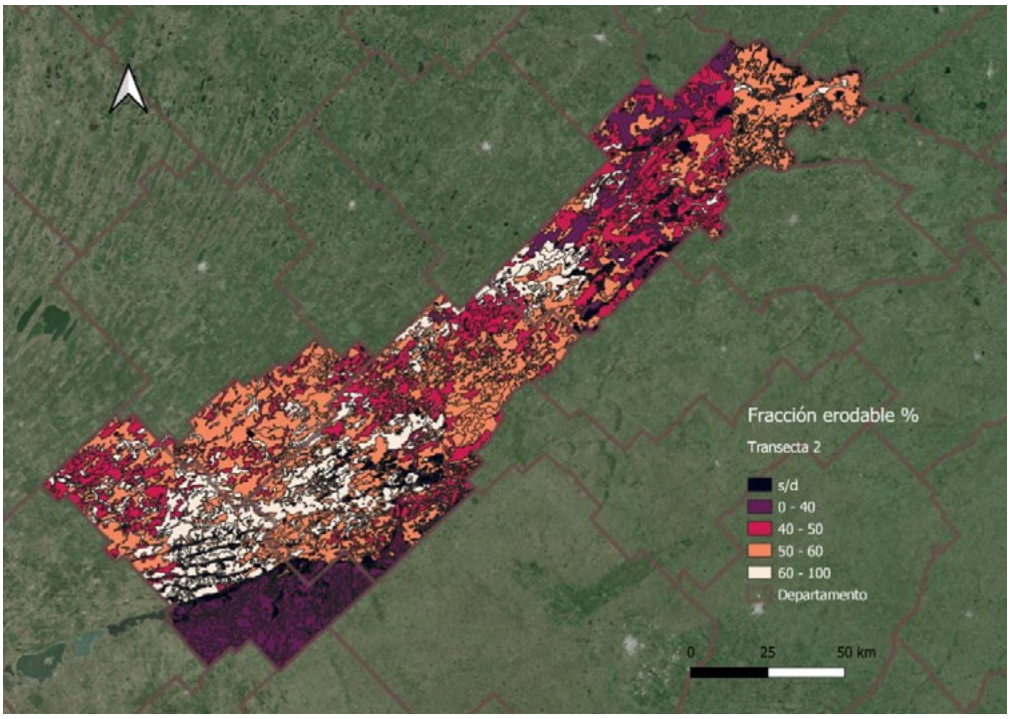


Figura 2. Mapa del porcentaje de la fracción erodable, para la transecta 2.

CONCLUSIONES

La fracción erodable fue útil para estimar la erodabilidad de suelo.

La fracción arena está conformada principalmente por arenas muy finas a medias (50-500 µm), susceptibles de ser erosionadas por el viento.

La fragilidad a la erosión eólica es de gran importancia dada la textura de los suelos, bajos contenidos de materia orgánica y la condición climática.

La fragilidad a la erosión eólica deberá ser considerada en los modelos de evaluación de tierras para diseñar usos y manejos sostenibles.

BIBLIOGRAFÍA

Casas, R R. Godagnone R. E., de la Fuente J. C. (2022). Evaluación y cartografía de la erosión eólica en la Argentina como base para la planificación de un uso sustentable. Revista de Investigaciones Científicas de la Universidad de Morón. Año 6 / N°10. DOI: http://doi.org/10.34073/285.

Cassani, M. T., Sabatté, M. L., Pérez, S. P. and Massobrio, M. J. (2024). Agroecosystem stability: environmental indexes for sustainable land-use planning in Azul, Argentina. Ciencias Agronómicas, (43), e040-e040

Cendrero, A. (1997). Riesgos naturales e impacto ambiental. Fundación Universidad Empresa: La interpretación de la problemática ambiental, enfoques básicos II. 23-84. Madrid.

Chepil, WS. (1962). A compact rotary sieve and the importance of dry sieving in physical soil analysis. Soil Sci.Soc.Am.Proc. 26: 4-6.

Fryrear D. W., Krammes C. A., Williamson D.L., Zobeck, T.M. (1994). Computing the wind erosion fraction of soils. Soil Water Conserv. 49:183–188.

López M. V., de Dios Herrero J. M., Hevia G. G, Gracia R. and Buschiazzo D. E. (2007). Determination of the wind erodable fraction of soils using different metodologies. Geoderma 139:407-411.

Mendez M. J. y Buschiazzo D. E. (2010). Wind erosion risk in agricultural soil under different tillage Systems in the semiarid Pampas of Argentina. Soil & Tillage Research 106: 311-316.

Pereyra, Fernando Xavier. (2018). Geomorfología de la Provincia de Buenos Aires. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Serie Contribuciones Técnicas - Ordenamiento Territorial N°10. 85p., Año 2018. Buenos Aires.
Woodruff, N. P. and Siddoway, F. H. (1965). A wind erosion equation. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 29, 602–608.
Zárate, M. A., y Tripaldi, A. (2012). The aeolian system of central Argentina. 3, 401–417. https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2011.08.002

DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SOJA CONTINUA CON CULTIVOS DE COBERTURA

Irizar, A.[1, 2*], Andriulo, A.[1], Milesi Delaye, L.[1, 2], Giannini, A.[1], Villalba, F.[1], Colombini, D.[1], Rimatori, F.[1]

[1] Estación Experimental Agropecuaria Pergamino; Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ruta 32, km 4,5, (2700) Pergamino, Prov. de Buenos Aires; [2] Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires. * irizar.alicia@inta.gob.ar

RESUMEN: La dinámica del carbono orgánico del suelo (COS) y los flujos de carbono (C) en el sistema suelo–planta–atmósfera son complejos, siendo la abundancia natural de ^{13}C una herramienta valiosa para su estudio. En la pampa ondulada, la elevada frecuencia de soja redujo significativamente las reservas de COS, mientras que los cultivos de cobertura (CC) constituyen una estrategia para su recuperación. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de un CC de avena + vicia sobre el COS y su dinámica en un suelo degradado por soja continua (SS), en un ensayo de largo plazo del INTA Pergamino. Se analizaron muestras de suelo hasta 50 cm de profundidad al inicio y a los ocho años de la inclusión del CC, determinándose el contenido de COS, la abundancia natural de ^{13}C, la densidad aparente y los aportes de C de los residuos de la soja y del CC. Los contenidos de COS se expresaron como reservas por espesor y a una masa de suelo equivalente de 6530 Mg ha^{-1}. A partir del $\delta^{13}C$ se calculó la proporción de COS proveniente de la secuencia CC/S. La inclusión del CC incrementó 12,6% las reservas de COS, con una tasa de secuestro anual de 1,17 Mg COS ha^{-1} $año^{-1}$. El aporte anual de C por los residuos se incrementó 2,4 veces (3,46 y 8,34 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ para SS y CC/S, respectivamente). El $\delta^{13}C$ indicó que el efecto sobre el COS se concentró en los primeros 10 cm de suelo, donde el 31 y el 13% del COS en 0–5 y 5–10 cm, respectivamente, provino de la secuencia CC/S. Asimismo, solo el 11% del C de la biomasa total de residuos acumulada por el CC y la soja se incorporó al COS.

PALABRAS CLAVE: Abundancia natural de ^{13}C, Captura, Intensificación.

INTRODUCCIÓN

El COS constituye el mayor reservorio de C terrestre y desempeña un papel fundamental en el ciclo global de este elemento (FAO, 2020). Sin embargo, estudiar la dinámica del COS y medir los flujos y las transformaciones del C en el continuo suelo-planta-atmósfera es complejo y los estudios generalmente se reducen a mediciones de la variación de las reservas de COS (Jobággy et al., 2007). La técnica de abundancia natural del isótopo estable ^{13}C constituye una herramienta valiosa para estudiar la dinámica del COS. Esta técnica se basa en el conocimiento de la abundancia natural de ^{13}C de las plantas y sus residuos y del COS, para establecer relaciones matemáticas que permitan estimar el origen, la composición y los cambios (Urquiaga et al., 2007).

La elevada frecuencia de soja en las secuencias de cultivos de la pampa ondulada ha provocado una marcada pérdida del COS (Milesi Delaye et al., 2013). El cultivo de soja aporta una baja cantidad de residuos al suelo, que se caracterizan por una baja relación C/nitrógeno y un elevado contenido de compuestos solubles (Wright & Hons, 2004). Esto favorece su rápida mineralización y, en consecuencia, un aumento de las emisiones de CO_2 y una disminución de las reservas de COS (Novelli et al., 2011). Desde hace varios años se reconoce que la inclusión de CC en los sistemas agrícolas contribuye al incremento de las reservas de COS, sin embargo, las tasas de secuestro de COS presentan una elevada variabilidad en función de las condiciones edafoclimáticas, la historia de manejo y el tiempo transcurrido desde la incorporación de los CC (Poeplau & Don, 2015; Álvarez et al., 2017;

Restovich et al., 2019). Asimismo, se ha demostrado que los CC aportan importantes cantidades de residuos aéreos y subterráneos, mejorando el balance de COS, la estructura, la agregación y la actividad biológica (Álvarez et al., 2017; Frasier et al., 2024). Sin embargo, existe escasa información acerca de qué proporción del C proveniente de estos residuos se incorpora efectivamente al COS y hasta qué profundidad del perfil del suelo se manifiestan sus efectos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la inclusión de un CC de avena + vicia en un suelo degradado por soja continua sobre las reservas de COS y su dinámica en el mediano plazo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en un ensayo de largo plazo de soja continua (SS) bajo siembra directa localizado en la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino del INTA. El clima de la región es templado húmedo, con una precipitación media anual de 977 mm y una temperatura media anual de 16,5 °C. El suelo corresponde a un Argiudol típico de textura franco limosa, serie Pergamino, sin fases por erosión y con pendiente menor al 0,5% (INTA, 1972).

El ensayo se inició en 1987 y, a partir del año 2010, se incorporó un cultivo de cobertura (CC) de avena (*Avena sativa*) + vicia (*Vicia villosa*), con densidades de siembra de 36 y 24 kg ha^{-1} para avena y vicia, respectivamente. El cultivo de soja se fertilizó a la siembra con 12 kg P ha^{-1} hasta el año 2016 y, posteriormente, se incrementó a 20 kg P ha^{-1}, mientras que el CC no recibió fertilización. El ciclo del CC se interrumpió químicamente en el mes de octubre, aproximadamente 30 días previos a la siembra de la soja.

Se tomaron muestras compuestas de suelo a seis profundidades (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40 y 40-50 cm) en cuatro sitios seleccionados al azar, al inicio y luego de ocho años de la inclusión del CC. El contenido de COS se determinó por combustión seca en un analizador de C (Carlo Erba NA 1500) acoplado a un espectrómetro de masa (VG SIRA 9) para la determinación de la abundancia isotópica ^{13}C, siguiendo la metodología descripta por Marshall y Whiteway (1985). La abundancia natural de ^{13}C se expresó en unidades δ (en ‰). Utilizando esta técnica, se estimó la proporción de COS proveniente de la secuencia CC/S luego de ocho años de inclusión del CC, mediante la ecuación (1). Para ello, también se determinó la abundancia natural de δ ^{13}C de los residuos de soja, avena y vicia.

$$\%\ \text{COS CC/S} = \frac{(\delta\ 13\text{C Sf} - \delta\ 13\text{C Si})}{(\delta\ 13\text{C biomasa} - \delta\ 13\text{C Si})}\ \text{x}100 \qquad (1)$$

donde % COS CC/S es la proporción de COS atribuible a la secuencia CC/S, δ ^{13}C Si y Sf corresponden a la abundancia natural de ^{13}C del suelo al inicio del experimento y luego de ocho años, respectivamente, y el δ ^{13}C biomasa es la abundancia natural de ^{13}C de la biomasa aérea y subterránea de la soja, la avena y la vicia.

Además, en los mismos puntos de muestreo se determinó la densidad aparente por el método del cilindro (Burke et al.,1986). Los contenidos de COS se expresaron en reservas por espesor de suelo y a una masa de suelo equivalente de 6530 Mg ha^{-1} (~0-50 cm de espesor).

A partir del rendimiento promedio de grano de soja y de la producción de materia seca aérea del cultivo de cobertura, se estimaron los aportes medios de C de la secuencia CC/soja en los 8 años. Para la soja se utilizó un índice de cosecha de 0,36, y para la estimación de la biomasa radical de soja y del CC se aplicó la metodología propuesta por Clivot et al. (2019).

Para comparar las reservas de COS y los valores de δ ^{13}C entre la situación inicial y final del experimento se utilizó la prueba t de Student ($p < 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La inclusión del CC en un suelo degradado por soja continua permitió incrementar las reservas de COS en un 12,6% luego de ocho años, considerando una masa de suelo equivalente de 6530 Mg ha^{-1}. La tasa de captura anual fue de 1,17 Mg COS ha^{-1} $año^{-1}$ (Tabla 1). Esta tasa resulta notablemente superior a las reportadas en la bibliografía para menores profundidades de suelo (Poeplau & Don, 2015; Restovich et al., 2019; Duval et al., 2016), probablemente debido a que, por su historia de manejo, en este experimento, el suelo presentaba un alto

grado de degradación y, en consecuencia, un elevado potencial de secuestro de COS. El aporte anual de C a través de los residuos se incrementó 2,4 veces, pasando de 3,46 Mg C ha^{-1} año^{-1} en el sistema de soja continua a 8,34 Mg C ha^{-1} año^{-1} en la secuencia CC/S, donde ~ 60% de este aporte provino del CC. La inclusión del CC no modificó los rendimientos del cultivo de soja (Tabla 1). La producción de biomasa aérea y radicular por parte de los CC constituye un mecanismo clave para aumentar las entradas de C al suelo y, a su vez, mejorar la estructura y favorecer la estabilización de los agregados y del COS (Blanco-Canqui et al., 2015; Poeplau & Don, 2015).

Tabla 1. Reservas de carbono orgánico del suelo (COS), tasa anual de captura de COS, rendimiento de soja, producción de materia seca aérea del CC y aporte de carbono (C) al inicio del experimento (SS) y luego ocho años de inclusión de cultivos de cobertura (CC/S).

		Reservas de COS[1]	Tasa anual de captura de COS	Rendimiento soja	Biomasa aérea CC	Aporte de C
		Mg ha-1		Mg ha-1 año-1		
SS	inicio	74,6		3,09		3,46
CC/S	8 años	84,0*	1,17	3,09	7,61	8,34

[1] reservas COS a una masa de suelo de 6530 Mg ha^{-1}; SS: monocultivo de soja; CC/S: cultivo de cobertura/soja; * indica diferencias significativas entre las reservas de COS al inicio y a los ocho años.

La Figura 1 presenta los valores de abundancia natural de ^{13}C para los distintos espesores de suelo hasta 50 cm de profundidad, tanto al inicio del experimento como luego de 8 años de la secuencia CC/S. La inclusión del CC produjo una mayor contribución de C proveniente de especies con ciclo fotosintético C3 a lo largo del período evaluado. En concordancia, la abundancia natural de ^{13}C del suelo reflejó la composición isotópica de estos residuos y se empobreció en δ ^{13}C, registrándose diferencias significativas en los primeros 10 cm del suelo (SS: $\delta^{13}C$ = −19,41‰ vs. SS/CC: $\delta^{13}C$ = −21,17‰). En los espesores restantes no se detectaron diferencias significativas.

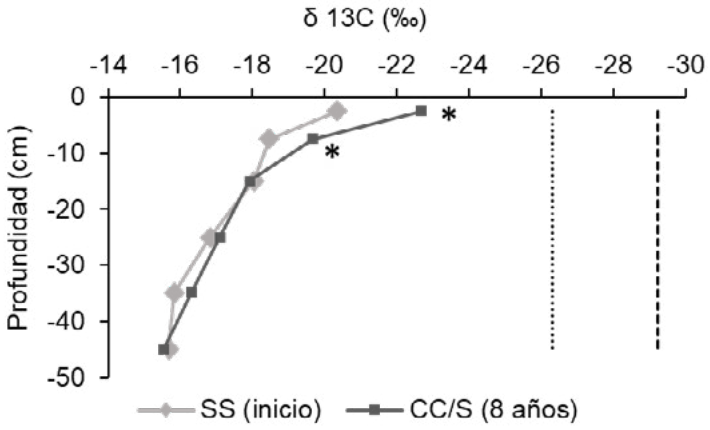


Figura 1. Abundancia natural ^{13}C del suelo al inicio del experimento (SS) y luego de 8 años de la inclusión del cultivo de cobertura (CC/S). * Indica diferencias significativas entre ambos momentos de muestreo, la línea (.....) indica el δ ^{13}C de la biomasa de soja y la línea (---) indica el δ ^{13}C de la biomasa del CC.

En la Figura 2 se presenta la cantidad de COS que proviene de la inclusión del CC en la secuencia soja continua para cada espesor de suelo luego de ocho años. Estos resultados muestran que el 31 y el 13% del COS presente en los espesores 0-5 y 5-10 cm, respectivamente, proviene de CC/S. En profundidades mayores el aporte de esta secuencia al COS no fue significativo. Resultados similares fueron reportados por Restovich et al. (2019), quienes observaron que la inclusión de CC en la secuencia soja–maíz incrementó las reservas

de COS exclusivamente en los primeros 10 cm del suelo luego de seis años de implementación.

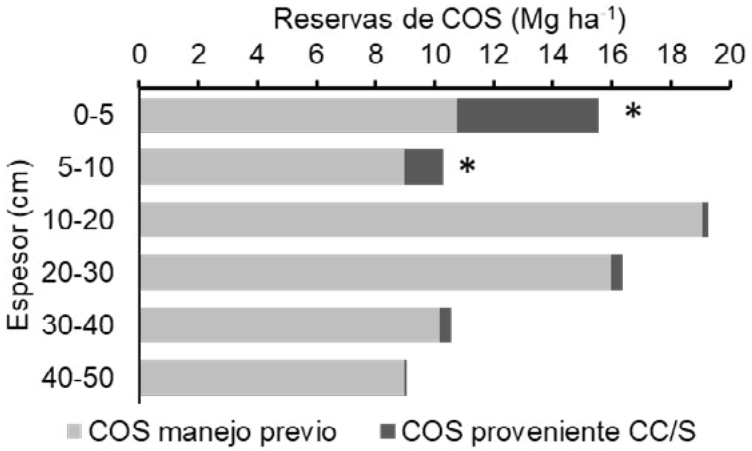


Figura 2. Cantidades de carbono orgánico del suelo (COS) derivado del manejo previo a la inclusión del CC y de la secuencia CC/S en cada espesor de suelo, luego de 8 años. * Indica aportes significativos de la secuencia CC/S al COS.

Además, en este estudio se encontró que solo el 11% del C de la biomasa total de residuos acumulada por los CC y la soja (66,72 Mg C ha^{-1} en ocho años) se incorporó al COS en los primeros 10 cm, mientras que el resto, probablemente, permaneció como residuo en superficie o se perdió por procesos de descomposición. Esto pone de manifiesto que una baja proporción del C aportado por los residuos es estabilizado en el suelo y que la eficiencia de secuestro depende fundamentalmente de la vía de ingreso del C. En los últimos años se ha reconocido que el aporte de las raíces presenta una mayor eficiencia en la formación y estabilización del COS en comparación con los residuos aéreos (Jackson et al., 2017; Poeplau et al., 2021). A su vez, Frasier et al. (2025) informaron que el 79% de la biomasa de raíces de la avena + vicia como cultivos de cobertura se encontraba en los primeros 10 cm de suelo, lo que refuerza la idea de que el secuestro de COS estaría siguiendo el patrón de distribución de las raíces en el perfil y que los aportes subterráneos de los CC podrían constituir una vía dominante para la estabilización del COS en estos sistemas.

CONCLUSIONES

Luego de ocho años, la inclusión de un CC de avena + vicia en una secuencia de soja continua incrementó las reservas de COS, con un efecto más marcado en los primeros 10 cm del suelo. No obstante, solo el 11% del C de la biomasa total de residuos acumulada por el CC y la soja durante el período de estudio se incorporó al COS, lo que evidencia que una fracción limitada del C aportado por los residuos se estabiliza en el suelo. La técnica de abundancia natural de ^{13}C demostró ser una herramienta sensible y robusta para analizar la dinámica del COS en el mediano plazo bajo las condiciones evaluadas, permitiendo cuantificar el origen del C incorporado al suelo. Finalmente, estos resultados confirman que la inclusión de CC resulta en una estrategia clave para promover la captura de carbono en suelos degradados y mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas de la pampa ondulada.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez, R., Steinbach, H. S. and Paepea, J. L. (2017). Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. Soil & Tillage Research 170: 53–65. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005.

Burke, W., Gabriels, D. and Bouma, J. (1986). Soil structure assessment A.A. Balkema Rotterdam.

Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindstrom, M. L., Schumacher, T. E., Vandenberg, B., and Jaradat, A. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. Agronomy Journal 107(6): 2449–2464. https://doi.org/10.2134/agronj15.0091.

Clivot, H., Mouny, J.C., Duparque, A., Dinh, J. L., Denoroy, P., Houot, S., Vertès, F., Trochard, R., Bouthier, A., Sagot, S. and Mary, B. (2019). Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. Environmental Modelling and Software 118: 99–113. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004.

Duval, M. E., Galantini, J. A., Capurro, J. E. and Martinez, J. M. (2016). Winter cover crops in soybean monoculture: effects on soil organic carbon and its fractions. Soil Tillage Research 161: 95–105. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.006.

FAO, Food and Agriculture Organization. (2020). Recarbonización de los suelos del mundo. https://openknowledge.fao.org/items/0c9cb0bd-4e7b-47d6-aed9-810b1387b9d1.

Frasier, I., Barbero, F. M., Pérez-Brandan, C., Gómez, M. F., Fernández, R., Quiroga, A. R., Posse-Beaulieu, G., Restovich, S., Meriles, J., Serri, D. L., Figuerola, E. L. M., Noellemeyer, E. and Vargas-Gil, S. (2024). Roots are the key for soil C restoration: A comparison of land management in the semiarid Argentinean Pampa. Soil Tillage Research 235, 105918. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105918.

Frasier, I., y Restovich, S. (2025). Las raíces de cultivos de cobertura mejoran la agregación y el carbono orgánico del suelo. Ciencia del Suelo 43(1): 83–96. https://doi.org/10.64132/cds.v43i1.913.

INTA. (1972). Carta de suelos de la República Argentina. Hoja Pergamino (3360-32). pp.106 + anexos.

Jackson, R. B., Banner, J. L., Jobbágy, E. G., Pockman, W. T., and Wall, D. H. (2017). Root-derived carbon inputs to the soil: Global patterns and implications for carbon sequestration. Nature Geoscience 10(3): 151–155. https://doi.org/10.1038/ngeo2895.

Jobbágy, E., Rizzotto, M., Piñeiro, G., Paruelo, J. M. y Jackson, R. (2007). Modelado de la dinámica del carbono orgánico en suelos usando información isotópica: aplicación en pastizales forestados. En M. Lázzari y C. Videla (Eds.). *Isótopos Estables en Agroecosistemas*. (pp. 91-105). Editorial Universidad Nacional del Sur.

Marshall, R. B. and Whiteway, J. N. (1985). Automation on an interface between a nitrogen analyzer and isotope ratio mass spectrometer. Analyst 110: 867-871. https://doi.org/10.1039/AN9851000867.

Milesi Delaye, L. A., Irizar, A. B., Andriulo, A. E. and Mary, B. (2013). Effect of continuous agriculture of grassland soils of the Argentine Rolling Pampa on soil organic carbon and nitrogen. Applied and Environmental Soil Science Volume 2013, Article ID 487865. http://dx.doi.org/10.1155/2013/487865.

Novelli, L. E., Caviglia, O. P. and Melchiori, R. J. M. (2011). Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. Geoderma 167-168: 254-260. https://doi:10.1016/j.geoderma.2011.09.015.

Poeplau, C. and Don, A. (2015). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – A meta-analysis. Global Change Biology 21(2): 926–934. https://doi.org/10.1111/gcb.12759.

Poeplau, C., Don, A., y Kätterer, T. (2021). Soil organic carbon sequestration as affected by tillage, cover cropping and crop rotation: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 312: 107354. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107354.

Restovich, S. B., Andriulo, A. E., Armas-Herrera, C. M., Beribe, M. J., and Portela, S. I. (2019). Combining cover crops and low nitrogen fertilization improves soil supporting functions. Plant and Soil 442(1): 401–417. https://doi.org/10.1007/s11104-019-04205-8.

Urquiaga, S., Alves, B., Jantalia, C. y Boddey, R. (2007). Aplicación de técnicas de ^{13}C en estudios de carbono en el suelo. En M. Lázzari y C. Videla (Eds.). *Isótopos Estables en Agroecosistemas*. (pp. 91-105). Editorial Universidad Nacional del Sur.

Wright, A.L. and Hons, F.M. (2004). Soil aggregation and carbon and nitrogen storage under soybean cropping sequences. Soil Science Society of America Journal 68: 507–513. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.5070.

CUANTIFICACIÓN DEL GRADO DE DEGRADACIÓN EN INCEPTISOLES EN CORRIENTES

Kurtz, D. B.[1*], Ybarra, D. D.[1], Sugita, N. H.[1], Flores, C. L. J.[1], Perucca, A. R.[1], Rey Montoya, T. S.[1], Navarro, M. F.[2]

[1]Estación Experimental Corrientes – INTA. C.P. 3416. El Sombrero - Corrientes. Argentina, Grupo Recursos Naturales; [2]Instituto de Suelos, INTA Castelar, Buenos Aires, *kurtz.ditmar@inta.gob.ar

RESUMEN: Los malezales de Corrientes son pastizales de planicies anegables que según el mapa del INTA, presentan alta probabilidad de ser humedales, y que presentan distintos grados de degradación asociados principalmente a la actividad ganadera y la consecuente erosión hídrica reticular. En este contexto, se cuantificó la pérdida de suelo y de carbono orgánico del suelo (COS) en un establecimiento del norte de la provincia de Corrientes. La pérdida de suelo se estimó a partir de mediciones altimétricas en transectas de 5 m dispuestas sobre el microrelieve de lomos y surcos, mientras que el stock de COS se determinó a partir de muestreos hasta 30 cm de profundidad. Los datos georreferenciados se interpolaron para generar mapas de suelo original, perdido y remanente, así como del COS asociado, y se clasificó el grado de degradación en cinco categorías. Los resultados indican que aproximadamente el 41 % del suelo original fue removido por erosión hídrica reticular. El enfoque metodológico propuesto, de carácter simple, replicable y de bajo costo, nos permitió evaluar la degradación física del suelo y la pérdida de carbono a escala de sitio, el cual evidenció una degradación generalizada que requiere la implementación de prácticas de conservación, tales como forestación estratégica, ajustes en el manejo ganadero o acciones de regeneración del suelo, con el fin de reducir la erosión y favorecer la recuperación del COS.

PALABRAS CLAVE: gestión, humedales, pastizales.

1042

INTRODUCCIÓN

Los malezales son pastizales característicos de planicies anegables en Corrientes. De acuerdo con estudios recientes, una proporción significativa de estos ambientes presenta una alta probabilidad ser humedales (Navarro et al., 2025). Geomorfológica y edáficamente, se distinguen por la presencia de un microrelieve de lomos y surcos asociado a procesos de erosión hídrica reticular, que confiere al paisaje un patrón anárquico bien definido (Carnevali, 1994; Lema, 1975). La erosión hídrica constituye una de las principales amenazas para la sustentabilidad de los agroecosistemas en Argentina, con impactos productivos, económicos y ambientales de magnitud creciente (Gaitán et al., 2017).

En los malezales, la susceptibilidad a este proceso resulta de la interacción entre condiciones naturales, pendientes suaves pero extensas, elevada erodabilidad, precipitaciones abundantes y presiones antrópicas sostenidas en el tiempo, principalmente el pastoreo continuo y el uso reiterado del fuego como herramienta de manejo. Diversos trabajos sugieren que la degradación de estos pastizales se ha intensificado en las últimas décadas, asociada al incremento del pisoteo del ganado, a la reducción de la cobertura vegetal y a cambios en el uso del suelo que han concentrado la carga animal sobre los malezales remanentes (Kurtz et al., 2010; Pereira y Kurtz, 2020; Saucedo y Kurtz, 2025). Estos procesos aceleran la pérdida física del suelo y comprometen su capacidad de almacenar carbono orgánico, afectando funciones edáficas vinculadas a la productividad y a la provisión de servicios ecosistémicos.

A pesar de la relevancia de estos ambientes, los estudios que cuantifican la magnitud de la pérdida de suelo y de carbono orgánico del suelo (COS) a escala predial en malezales son escasos, especialmente con mediciones directas de campo. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la pérdida de suelo y de COS en un establecimiento en el norte de la provincia de

Corrientes, generar cartografía temática para caracterizar la degradación del suelo y proveer información para tomar de decisiones de manejo. Aquí se presenta un enfoque metodológico simple, replicable y de bajo costo, orientado a evaluar la degradación física del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en el establecimiento Puerto Valle, localizado en el departamento Ituzaingó, provincia de Corrientes. El área se encuentra al este del albardón de los Esteros del Iberá, dentro de la ecorregión Campos y Malezales. El suelo predominante corresponde a la serie Paso Tirante, clasificada como Aeric Epiaquept, según la taxonomía de suelos del USDA (Escobar et al.,1996). Estos suelos ocupan aproximadamente el 78 % del predio y se desarrollan en planicies deprimidas con pendientes inferiores al 0,5 %, bajo condiciones de marcado hidromorfismo. Presentan episaturación entre los 40 y 120 cm de profundidad, drenaje imperfecto, permeabilidad lenta y riesgo de anegamiento. El uso del suelo se ha limitado principalmente a ganadería extensiva, y la clase de capacidad de uso es VI, debido principalmente al exceso de humedad.

Determinación de la pérdida de suelo y del carbono orgánico del suelo (COS) por erosión

La pérdida de suelo se calculó considerando la diferencia altimétrica entre lomos y surcos, a lo largo de transectas de 5 metros de longitud. Se realizaron mediciones cada 10 cm utilizando un nivel de burbuja como referencia, obteniéndose 50 lecturas por transecta. El muestreo se realizó en nueve sitios, con tres transectas por sitio, 27 en total. La pérdida de suelo se calculó considerando la diferencia de altura entre el punto más alto del lomo (C) y los puntos adyacentes (A y B), asumiendo un perfil trapezoidal (Figura 1) de ancho fijo y utilizando cilindros de Kopecky para la determinación de densidad aparente. Para la determinación del stock de COS, se recolectaron muestras en los lomos a tres profundidades (0-10, 10-20 y 20-30 cm) para determinar el contenido de carbono orgánico. Los análisis se realizaron en el laboratorio de suelos de la Estación Experimental Agropecuaria Corrientes del INTA. El COS se determinó mediante el método de Walkey-Black, y el stock de COS se calculó integrando los valores de concentración de COS y densidad aparente (dap) para cada profundidad.

zy

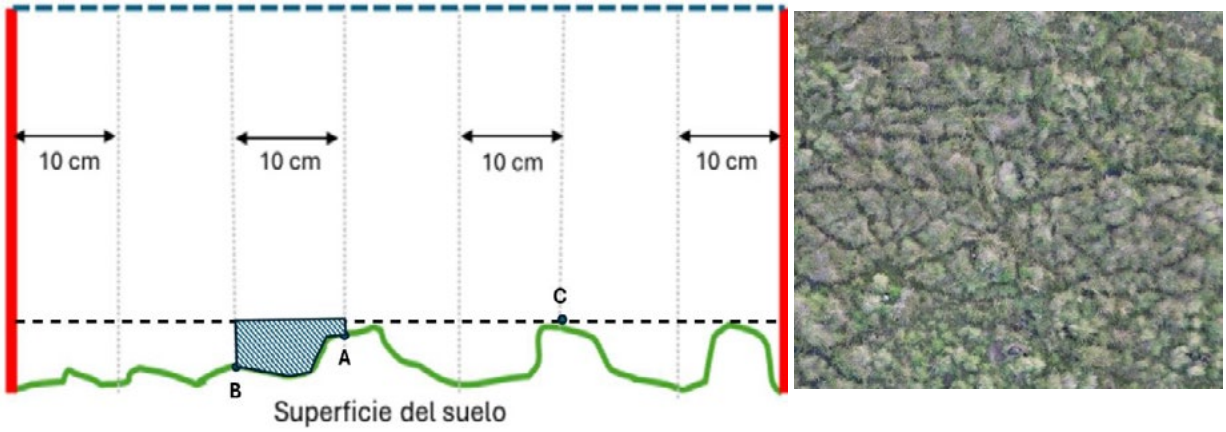


Figura 1. A la izquierda, esquema de la transecta, donde A, B y C son puntos de lecturas. Los guiones azules indican el nivel de referencia. El sector sombreado es el área calculada como suelo perdido. A la derecha, vista aérea del patrón de erosión hídrica reticular en malezales.

Los datos georreferenciados obtenidos fueron utilizados para generar capas raster interpoladas mediante el método Spline, empleando el software ArcGis (ESRI). Previamente, se excluyeron del análisis las áreas forestadas y los sectores edificados (corrales, galpones, etc.). Mediante la interpolación espacial se elaboraron mapas de la cantidad de suelo original, suelo perdido y suelo remanente, expresados en toneladas por hectárea (Mg ha^{-1}). De forma

similar para el stock de COS. Adicionalmente, se generó un mapa del grado de degradación del suelo, clasificando el porcentaje de suelo remanente en cinco rangos preestablecidos, según Pereira y Kurtz (2020): no degradado (≥ 77,5%), degradación leve (71 – 77,5%), degradación moderada (63,5 – 71%), degradación fuerte (45 – 63,5%) y degradación extrema (≤ 45%).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se generó información espacialmente explícita sobre la pérdida de suelo y de COS en el establecimiento Puerto Valle, lo que permitió caracterizar la magnitud y la distribución espacial de los procesos de degradación asociados a la erosión hídrica reticular (Figura 2).

Los mapas obtenidos evidencian una marcada correspondencia espacial entre las áreas con mayor pérdida de suelo y aquellas con mayores pérdidas de COS, lo que refuerza la relación directa entre la degradación física del suelo y la disminución de su contenido de COS. En el área evaluada, aproximadamente el 41 % del suelo original fue removido por erosión hídrica reticular, lo que representa una pérdida promedio de **1.355 Mg ha^{-1}**, con valores máximos que alcanzan hasta **1.847 Mg ha^{-1}**. Estos valores permiten dimensionar la magnitud acumulada del proceso erosivo en los malezales analizados.

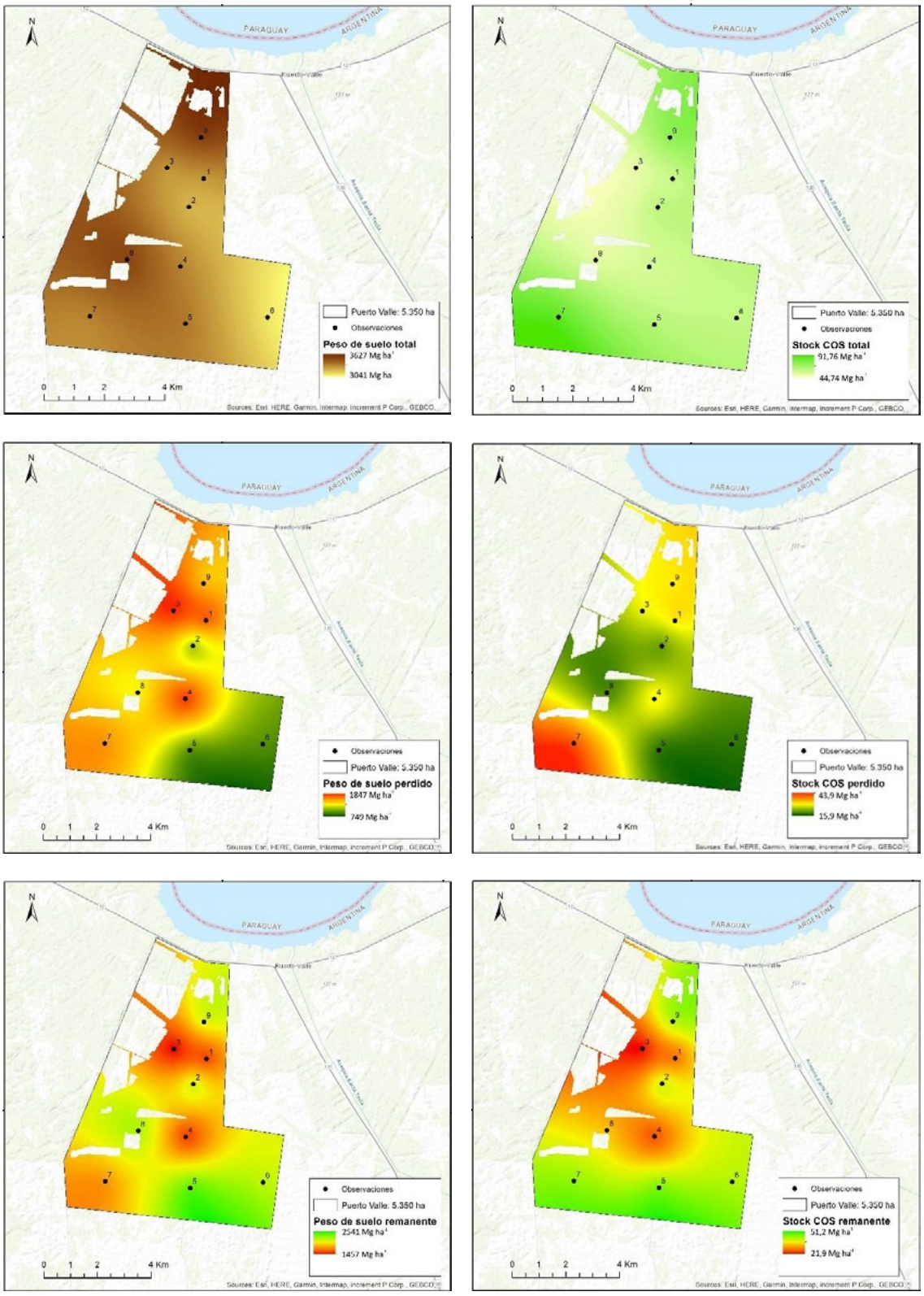
De manera concomitante, la pérdida promedio de COS fue de **25,5 Mg ha^{-1}**, lo que totaliza más de **110.000 Mg** de carbono en la superficie evaluada (Tabla 1). Esta reducción significativa del stock de COS implica una pérdida de funciones edáficas clave, particularmente aquellas vinculadas a la estabilidad estructural del suelo, la retención de agua y la productividad de los pastizales.

Tabla 1. Resumen de los parámetros de suelo evaluados en el establecimiento Puerto Valle. Los datos expresan la sumatoria sobre una superficie de 4340 hectáreas y hasta los 30 cm de profundidad.

	Peso del suelo (Mg)	Stock de carbono (Mg)	%
Original	14.508.620	273.420	100
Perdido	5.880.700	110.670	41
Remanente	8.623.580	162.316	59

El mapa de degradación del suelo (Figura 3) aporta un insumo adicional de alto valor para la planificación predial, ya que permite identificar con precisión las áreas más afectadas por los procesos erosivos. La predominancia de categorías de degradación moderada a extrema en amplios sectores del establecimiento evidencia un estado generalizado de deterioro del recurso suelo. Si bien la literatura no permite establecer con precisión el inicio temporal de estos procesos, es probable que la degradación se haya iniciado hace más de cinco siglos, con la introducción de la ganadería en la provincia de Corrientes y que se haya intensificado en las últimas décadas como consecuencia del pastoreo continuo, el pisoteo del ganado y el uso reiterado del fuego (Carnevali, 1994; Kurtz et al., 2010; Pereira y Kurtz, 2020).

En este sentido, los resultados obtenidos concuerdan con estudios previos basados en modelados regionales, que señalan a la erosión hídrica como uno de los principales procesos de degradación de los malezales del nordeste de Corrientes (Gaitán et al., 2017; Pereira y Kurtz, 2020), y aportan evidencia empírica a escala de sitio que refuerza dichas estimaciones.



1045

Figura 2. A la izquierda, mapas de cantidad de suelo original, de suelo perdido y de suelo remanente expresado en toneladas por hectárea (Mg ha^{-1}); y a la derecha mapas del stock de COS original, perdido y remanente, expresado en toneladas de carbono (Mg ha^{-1}).

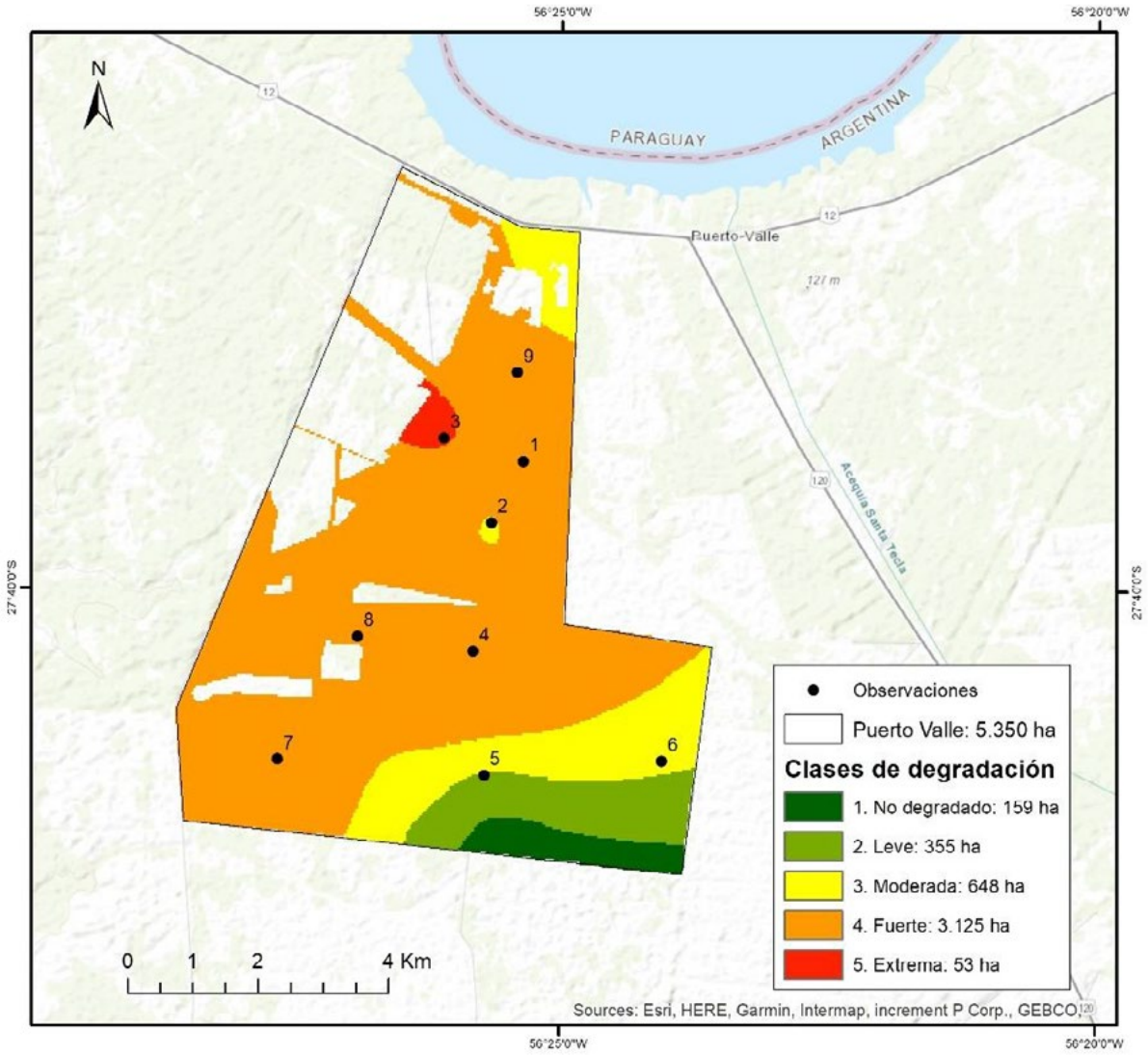


Figura 3. Degradación de los suelos en el establecimiento Puerto Valle.

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio evidencian que los malezales evaluados presentan un estado de degradación generalizado, caracterizado por pérdidas de suelo y de carbono orgánico asociadas a procesos de erosión hídrica reticular. La magnitud y la distribución espacial de la degradación observada a escala predial coinciden con patrones reportados previamente a partir de modelaciones regionales, lo que sugiere que esta problemática trasciende el sitio de estudio y podría ser representativa de amplias áreas de malezales en la provincia de Corrientes.

La metodología aplicada, basada en mediciones directas de campo y análisis espacial, demostró ser una herramienta eficaz para cuantificar la pérdida de suelo y de COS, así como para identificar zonas con distintos grados de degradación. Su carácter simple, replicable y de bajo costo la convierte en un enfoque adecuado para el diagnóstico del estado del recurso suelo y para el apoyo a la toma de decisiones de manejo a escala predial.

En función de los resultados obtenidos, se concluye que la implementación de estrategias orientadas a la conservación y restauración del suelo resulta necesaria para detener o mitigar los procesos de degradación observados. La priorización espacial de áreas fuertemente degradadas ya sea para forestación estratégica, prácticas de regeneración del suelo o ajustes en el manejo ganadero, constituye una vía concreta para reducir la erosión y favorecer la recuperación progresiva del carbono orgánico del suelo. La evaluación y el monitoreo

continuos de estas intervenciones serán fundamentales para mejorar el estado funcional de los malezales y sostener su productividad a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS. Al establecimiento Puerto Valle, Garruchos S.A.

BIBLIOGRAFÍA

Carnevali, R. (1994). Fitogeografía de la provincia de Corrientes. Corrientes, INTA – Gobierno de la provincia de Corrientes. 324 p.

Escobar, E. H., Ligier, H. D., Melgar, R., Matteio, H. y Vallejos, O. (1996). Mapa de Suelos de la Provincia de Corrientes 1:500.000, 1ed.; INTA Corrientes, Argentina, Volumen 1, p. 329.

Gaitán, J., Navarro, M. F., Tenti Vuegen, L., Pizarro, M. J., Carfagno, P. y Rigo, S. (2017). Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina (editado por J. Gaitán, M. F. Navarro, P. Carfagno, L. Tenti Vuegen. – 1ª. ed. – Buenos Aires: Ediciones INTA.

Kurtz, D. B.; Schellberg, J. y Braun, M. (2010). Ground and satellite based assessment of rangeland management in sub-tropical Argentina. Applied Geography, 30(2): 210-220. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.01.006.

Lema, R. (1975). Geomorfología aplicada a levantamiento de suelos. Corrientes, Universidad Nacional del Nordeste – Facultad de Ciencias Exactas, Físicas, Naturales y Agrimensura. 90 p.

Navarro, M. F., Calamari, N. C., Navarro, C. S., Enriquez, A., Mosciaro, M. J., Barrios, R., Curcio, M., Dieta, V., García Martínez, G., Iturralde Elortegui, M. R., Michard, N. J., Paredes, P., Saucedo, G. I., Umaña, F. Alday, S., Pezzola, A., Vidal, C., Winschel, C., Albarracín Franco, S., Behr, S., Cianfagna, F., Cremona, M. F., Alvarenga, F., Perucca, R., Lopez, A., Miranda, F. y Kurtz, D. B. (2025). Advancing Wetland Mapping in Argentina: A Probabilistic Approach Integrating Remote Sensing, Machine Learning, and Cloud Computing towards Sustainable Ecosystem Monitoring. Watershed Ecology and the Environment, 7, 144–158. https://doi.org/10.1016/j.wsee.2025.04.001.

Pereira, L. F. y Kurtz, D. B. 2020. Modelagem do status de degradação em campos nativos alagáveis (malezales) no Nordeste de Corrientes, Argentina. Anuario do Instituto de Geociencias.

Pereira, L. F., Kurtz, D. B. y Fernandes-Filho, E. I. (2023). Forestry feedbacks in Malezales' degradation: Insights from past to plan future policy-driven forestry expansion over wetlands in Argentina. Journal for Nature Conservation. Vol. 76. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126504.

Saucedo G. I. y Kurtz, D. B. (2025). Seasonality and post fire recovery in a wetland dominated region: Insights from satellite data analysis in northern Argentina. Remote Sensing Applications: Society and Environment. V. 37, 101480, ISSN 2352-9385, https://doi.org/10.1016/j.rsase.2025.101480.

NANOTECNOLOGÍA APLICADA A LA RECUPERACIÓN DE SUELOS SALINOS: DINÁMICA DE LIXIVIACIÓN IÓNICA Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.

Martinez, L. E.[1*], Lázaro, H.[1], Nahuel, C. G.[1], Mansilla, J. A.[2], Samper, M. J.[2]

[1] EEA Rama Caída INTA; [2] SIMBIOS; * Vivero s/n. Rama Caída. San Rafael. Mendoza.
martinez.laura@inta.gob.ar

RESUMEN: La degradación de suelos por salinización continúa siendo una amenaza crítica en zonas áridas productivas del sur de Mendoza, donde la fruticultura y viticultura depende de lavados intensivos. Este estudio evaluó la eficiencia de acondicionadores nanopartículas comerciales en la desalinización de suelos salinos. Mediante un diseño factorial de suelo, se analizó suelo salino y no salino; y tratamiento aplicación de nanopartículas (Nano 1, Nano 2 y Testigo), y bajo una secuencia de seis riegos (lámina acumulada de 140 mm). Los resultados demostraron que el proceso de lavado efectivo comenzó a partir del tercer riego (68 mm acumulados). El tratamiento Nano 1 mostró la mayor capacidad de solubilización y movilidad iónica en suelos salinos, lixiviando concentraciones de Na^+ y Cl^- superiores a 600 meq/L. Al final del ensayo, Nano 1 y Nano 2 incrementaron la lixiviación de sales totales en un 70% y 50% respectivamente, y en comparación con el testigo. Al finalizar el ensayo, Nano 1 disminuyó la conductividad eléctrica del suelo salino de 29 a 15 mS/cm, mostrando una eficiencia superior en la remoción de cloruros residuales. En conclusión, los productos nanopartículas facilitan un desplazamiento dinámico de iones y una lixiviación acelerada de Na^+ y Cl^- debido a su elevada reactividad química.

PALABRAS CLAVE: desalinización, toxicidad, sodicidad.

1048

INTRODUCCIÓN

La degradación del suelo por salinización representa una de las amenazas más críticas para la seguridad alimentaria global (FAO, 2021; Hopmans y col., 2021). En zonas áridas irrigadas, factores antrópicos como el riego deficitario, uso de aguas marginales y la fertilización excesiva aceleran este proceso. La fruticultura y viticultura del sur de Mendoza es una de las áreas productivas más afectadas y controlan este impacto mediante lavados con láminas excesivas.

Desde una perspectiva fisicoquímica del suelo, la acumulación de sales solubles y el exceso de sodio intercambiable inducirían estrés osmótico y la dispersión de coloides, lo que degrada la estructura porosa y reduce infiltración. En este contexto, la nanotecnología industrial ha emergido como una estrategia disruptiva. A diferencia de las enmiendas tradicionales, los acondicionadores basados en nanopartículas presentan una elevada relación superficie-volumen, lo que incrementa su reactividad química y capacidad de intercambio iónico (Saxena, R. y col. 2023). Investigaciones recientes sugieren que el uso de nanopartículas facilita una liberación más eficiente de cationes divalentes como el calcio y magnesio promoviendo el desplazamiento del sodio del complejo de cambio y su posterior lixiviación de manera más acelerada que las fuentes convencionales (El-Saadony y col., 2022; Lira-Saldivar y col. 2020, Saba, T y col. 2013). Además, las nanopartículas pueden actuar como agentes floculantes, estabilizando los agregados del suelo y mejorando la dinámica hídrica durante los procesos de lavado (Mahmoud, A y col., 2021). **Objetivo del estudio**: Evaluar el impacto de la aplicación de nanopartículas en la dinámica de lixiviación iónica y el restablecimiento de la conductividad eléctrica mediante ensayos de riegos sucesivos en columnas de suelo

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo bajo un diseño factorial donde los factores evaluados fueron: salinidad (suelo salino y no salino) y aplicación producto nanopartículas (Nano 1, Nano 2 y Testigo). En 24 tubos PVC de 75 mm diámetro y 30 cm alto, dispuestos sobre un embudo y probeta de recolección se establecieron los 6 tratamientos con 4 repeticiones. El suelo no salino presentó conductividad eléctrica en extracto de saturación (CEes) de 1,1 mS/cm y textura arenosa. El suelo salino presentó CEes de 29mS/cm y textura franco arenosa. Se realizó un riego inicial de 100mL con el fin de humedecer el suelo. La dosis de aplicación fue la recomendada por la empresa, de 3L/ha. Para el cálculo de la dosis de aplicación, se consideró la superficie del círculo del tubo y se determinó una dosis única de 1,3 microlitros de producto por tubo. Para ello se preparó suspensiones de los productos nanoparticulas en vasos de precipitado simulando la aplicación en campo desde un tanque de riego. En cada suspensión y en el agua se realizaron análisis fisicoquímicos relacionados a la salinidad.

Tabla 1. Características fisicoquímicas del agua y las suspensiones de los productos Nano 1 y 2.

	pH	CE	Cl^-	CO_3^{--}	CO_3H^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}
Agua	7,20	2,40	8,6	0,4	1,4	4,6	0,02	9,1	2,3
Nano 1	7,28	3,58	9,0	0	2,6	8,6	0,19	28,2	6,4
Nano 2	7,27	3,42	8,8	0,4	1,6	8,7	0,11	32,8	25,5

Inmediatamente a la aplicación del producto se realizó 1 aplicación de agua de riego (riego) de 100mL por tubo, completando con 6 riegos totales cada 7 días. Los análisis fisicoquímicos realizados en cada lixiviado fueron: conductividad eléctrica (CE) y pH mediante conductímetro y peachímetro respectivamente, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, calcio, magnesio soluble mediante titulación; y sodio y potasio solubles por fotometría de llama.

Al finalizar la etapa de lavado, se recolectó el suelo contenido en cada tubo y se determinó CEes y pH en pasta saturada mediante conductímetro y peachímetro respectivamente. También se analizó la calidad de la salinidad con los mismos aniones y cationes medidos en el lixiviado. La textura aparente del suelo se midió por el método de volumen de sedimentación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución de la cantidad y calidad de sales solubles de los lixiviados posterior a cada riego.

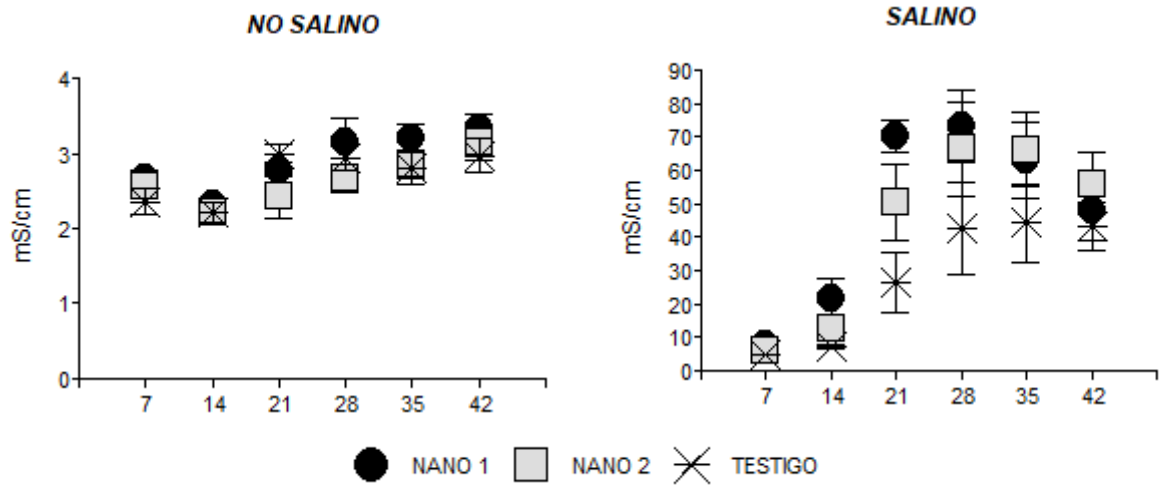


Figura 1. Conductividad eléctrica del lixiviado por tratamiento; separados por suelo no salino y salino. Círculo indica valor medio y las barras el error estándar, n=4.

La CE de los lixiviados del suelo salino y no salino a lo largo de los 6 riegos fue notoriamente distintos para cada suelo, aunque la tendencia fue aumentar la salinidad hacia el final del ensayo (Figura 1). En ambos casos, ese incremento comienza a evidenciarse a partir del tercer riego (similar una lámina de riego acumulada de 68mm), lo que indica el inicio del proceso de lavado efectivo con la translocación de sales por debajo de los 30 cm de profundidad. El tratamiento NANO 1 presentó mayor capacidad de solubilización de sales en el agua lixiviada del suelo salino en el tercer riego (Figura 1b). En los suelos no salinos, el comportamiento fue diferente en ese momento, ya que la CE del lixiviado de los tratamientos nanopartículas fue menor que el testigo, aunque las CE de los lixiviados estuvo siempre por debajo de 3,5 mS/cm.

Respecto de la calidad de las sales lixiviadas, el cloruro (Cl^-) fue el anión predominante en los lixiviados, alcanzando concentraciones cercanas a los 600 meq/L bajo el tratamiento NANO 1 (Figura 2A). Esto demuestra la alta capacidad del producto para movilizar fuera del perfil evaluado este anión altamente tóxico en suelo salinos. Asimismo, se detectó un incremento en la lixiviación de bicarbonatos (HCO_3^-) y evidenciando esta mayor traslocación a partir del tercer riego. Respecto a los cationes, el sodio (Na^+) presentó la mayor tasa de movilidad, superando los 600 meq/L, contenido similar al Cl^- y hacia el tercer riego, con una eficiencia superior en el tratamiento NANO 1 (Figura 2E). La suma total de iones lixiviados confirma que NANO 1 y 2 movilizaron un 70% y 50% más de sales totales, medidas, que el testigo. Siendo Nano 1 un agente acondicionador de la salinidad más eficaz para la recuperación de suelos altamente salinos (Tabla 2).

Tabla 2. Aniones y cationes solubles totales en los 6 lixiviados del suelo salino (n=24)

	CO_3^{2-} meq/L	HCO_3^- meq/L	Cl^- meq/L	**Suma aniones me/L**	Ca^{2+} meq/L	Mg^{2+} meq/L	Na^+ meq/L	**Suma cationes me/L**
NANO 1	122	1004	7382	**8508**	1806	1573	8585	**11965**
NANO 2	105	908	6109	**7122**	1311	1585	7727	**10623**
TESTIGO	72	607	3940	**4619**	757	1217	5104	**7078**

La capacidad de lixiviación que presentan los productos nanoparticulados junto al agua de riego permitirán desplazar al Na^+ y Cl^- de los sitios de intercambio del suelo, reemplazando posiblemente por el Ca^{2+}. Una vez que el Na^+ y Cl^- se encuentran disueltos en la solución del suelo, puede ser lavados más fácilmente por el agua de riego. Esta eficiencia sobre los productos convencionales como la aplicación de yeso agrícola podrían estar relacionados a una alta relación superficie-volumen que presenta los productos nanoparticulados y que permiten una mayor desalinización de los suelos (Lira-Saldivar y col. 2020, Saba, T y col. 2013). Por otro lado, El-Saadony, M. y col. (2022) se centra en la sílice y los cationes divalentes a escala nanopartículas responsables de la desalinización, ya que optimizarían el equilibrio electrolítico del suelo, permitiendo una sustitución iónica más dinámica en los sitios de intercambio de las arcillas.

Efecto residual salino en el suelo.

Tras finalizar los 6 riegos (una lámina acumulada de 140 mm), la CE del suelo salino disminuyó de un valor inicial de 29 mS/cm a niveles inferiores a 20 mS/cm. Aunque no se hallaron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos, NANO 1 mostró la mayor tendencia a la desalinización con un valor final cercano a 15 mS/cm, frente a los 19 mS/cm del testigo y NANO 2. Por otro lado, la sodicidad en ese suelo y evaluada mediante la RAS, indicó que los productos nanoparticulas tenderían a aumentar, observando un efecto mayor con NANO 2. Aunque no se detectaron diferencias significativas, el Cl-, parecería ser el elemento más lixiviado y menor residuo en suelo para el tratamiento Nano 1, ya que presentó casi la mitad del contenido respecto del testigo (Tabla 5). En cambio, en los suelos no salinos, la aplicación de los productos incrementó ligeramente la salinidad y el contenido de cloruros, calcio y sodio solubles (Figura 3 y Tabla 5). Observando, además, que el tratamiento Nano 1 en suelo no salino favorecería a una disminución del pH del suelo.

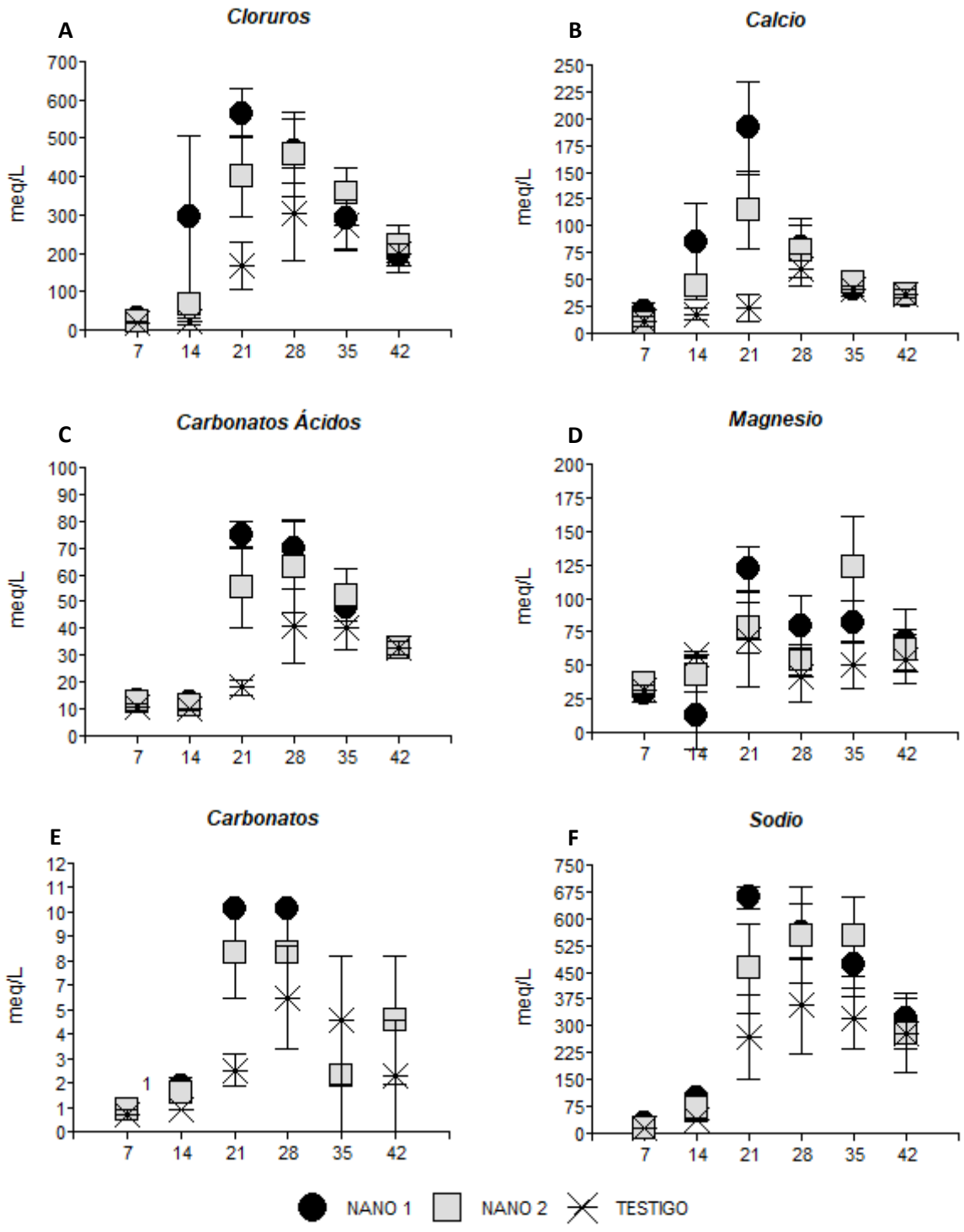


Figura 2. dinámica de aniones y cationes solubles (**A** cloruros; **C** bicarbonatos y **E** carbonatos y **B** Calcio; **D** Magnesio; y **F** Sodio del lixiviado del suelo salino recolectado cada 7 días según cada tratamiento. Valor medio y las barras el error estándar, n=4.

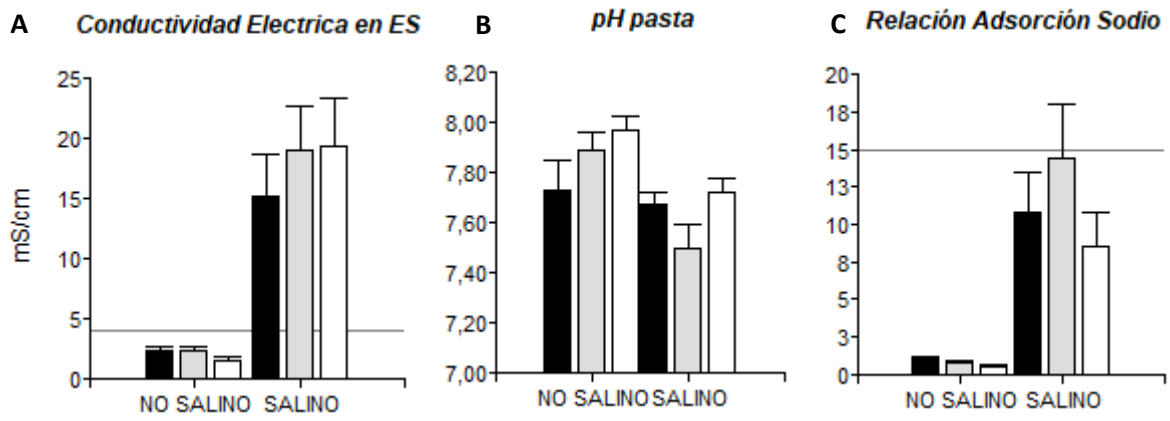


Figura 3. Efecto en la salinidad y sodicidad del suelo después de realizar los riegos (**A**) conductividad eléctrica en extracto de saturación; (**B**) pH pasta (**C**) Relación de Adsorción de Sodio (RAS). Barras indican valor medio y las líneas el error estándar, n=4.

Tabla 5. Aniones y cationes solubles en extracto de saturación del suelo no salino y salino para cada tratamiento de producto. Valor medio ± error estándar, n=4.

Tratamiento	CO_3^{2-} meq/L	HCO_3^- meq/L	Cl^- meq/L	Ca^{2+} meq/L	Mg^{2+} meq/L	Na^+ meq/L
no salino						
NANO 1	0	3,0±0,4	12,7±2,0	12,5±2,8	0,5±0,3	2,9±0,4
NANO 2	0	2,3±0,2	12,6±3,8	9,9±2,4	5,8±1,6	2,4±0,7
TESTIGO	0	2,5±0,4	6,0±1,8	5,8±1,6	5,0±0,4	1,1±0,5
salino						
NANO 1	0	10,0±1,2	45,6±14,4	28,9±4,1	15,0±6,0	51,0±12,5
NANO 2	0	7,7±1,3	71,5±23,9	21,3±4,2	26,2±10,1	71,5±20,5
TESTIGO	0	73,0±22,2	73,0±22,2	26,2±10,1	22,1±4,3	43,9±13,8

1052

CONCLUSIONES

La nanotecnología industrial de la obtención de productos acondicionadores de salinidad de suelo resulta promisoria en la desalinización mediante el aumento de solubilidad de las sales y su desplazamiento hacia mayor profundidad. El acondicionador NANO 1 resultó ser el más eficiente en reducir la salinidad en suelos salino-sódicos al desplazar mayor cantidad de cationes y aniones luego de la aplicación de 68mm de lámina de riego (tercer riego experimental). El anión Cl-, parecería ser el elemento más lixiviado y menor residual en suelo salino para ese tratamiento. En el suelo no salino, Nano 1, presentó una tendencia a disminuir el pH del suelo, ofreciendo una mayor capacidad de disponibilidad de nutrientes. Desde una perspectiva ambiental, estos productos nanoparticulas podrían resultar una herramienta de doble filo. Si bien recupera la zona radicular superficial, 0-30 cm, es imperativo evaluar el destino final de estos lixiviados para prevenir la contaminación de acuíferos freáticos.

BIBLIOGRAFÍA

El-Saadony, M. T., ALmalki, A. M., Altholoathi, A. S., ... y El-Tahan, A. M. (2022). Insights into carbon nanotubes and their applications in agricultural systems: A review. Frontiers in Plant Science, 13, 880118. https://doi.org/10.3389/fpls.2022.880118

FAO. (2021). Salt-affected soils: Discoveries, stewardship and future prospects. Rome, Italy. https://doi.org/10.4060/cb7265en

Hopmans, J. W., Qureshi, A. S., Keren, ... y Ramos, T. B. (2021). Critical knowledge gaps and research priorities in global soil salinity. Advances in Agronomy, 169, 1-191.

Lira-Saldivar, R. H., Méndez-Argüello, B., De los Santos-Villalobos, S., y Vera-Reyes, I. (2020). Nanotechnologies for sustainable salinity management in agriculture. En: NanoImpact, Vol. 19, 100232. https://doi.org/10.1016/j.impact.2020.100232

Mahmoud, A. M., col. (2021). "Application of nano-gypsum for reclaiming saline-sodic soils and its effect on wheat productivity". Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 21, 2330–2346.
Saba, T., col. (2013). "Effect of nano-gypsum on the reclamation of saline-sodic soils". Journal of Soil Science and Environmental Management, 4(4), 81-88
Saxena, R., col. (2023). "Nanotechnology in mitigating salt stress: Current status and future perspectives". Frontiers in Plant Science

DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO: CALIDAD DE AJUSTE DE DIFERENTES VERSIONES DEL MODELO AMG

Milesi Delaye, L. A.[1, 2*], Irizar, A. B.[1, 2], Andriulo, A. E.[1], Barré, P.[3], Clivot, H.[4], Ferchaud, F.[5]

[1] Estación Experimental Agropecuaria Pergamino; Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ruta 32, km 4,5, (2700) Pergamino, Prov. de Buenos Aires; [2] Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires; [3] Laboratoire de Géologie, École Normale Supérieure, CNRS, PSL Université, IPSL, Paris, France; [4] Université de Reims Champagne-Ardenne, INRAE, FARE, Reims, France; [5] UMR Eco&Sols, Univ Montpellier, CIRAD, INRAE, IRD, Institut Agro, Montpellier, France; * milesi.luis@inta.gob.ar

RESUMEN: El modelo AMG, desarrollado originalmente para la pampa ondulada argentina, ha ido incorporando mejoras conceptuales y funcionales que permiten estimar algunos de sus parámetros y/o coeficientes para simular la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS) en sistemas de agricultura continua. Las mejoras estuvieron orientadas principalmente a la estimación del coeficiente de mineralización a partir de funciones ambientales (AMGv1* y AMGv2) o desde los aportes de carbono (AMGv3). El objetivo de este trabajo fue evaluar y comparar el desempeño de distintas versiones del modelo en sistemas de cultivo de la pampa ondulada. Se simuló la dinámica del COS de sistemas de cultivos bajo siembra directa de ensayos de larga duración con las tres versiones y se evaluó la calidad de ajuste mediante los estadísticos de raíz cuadrada media del error absoluta (RMSE) y relativa (RMSEr), sesgo (MD), eficiencia (EF) y el coeficiente de determinación (R^2). Las tres versiones del modelo capturaron adecuadamente la dinámica del COS (R^2 = 0,74, p <0,0001). Con respecto a AMGv1*, AMGv2 y AMGv3 mostraron en promedio menores RMSE (1,36 *vs* 1,97 Mg ha^{-1}), RMSEr (2,64 *vs* 3,84), tuvieron casi ausencia de sesgo (-0,04 *vs* -1,36) y mayor eficiencia (0,71 *vs* 0,38), reflejando una mejora en la precisión y confiabilidad de las estimaciones. Bajo la condición edafoclimática evaluada, AMGv3 muestra un mayor potencial debido a su baja demanda de información.

PALABRAS CLAVE: Carbono orgánico del suelo, Modelización, Mineralización.

1054

INTRODUCCIÓN

Los modelos de simulación de la dinámica de COS presentan diferencias en sus conceptualizaciones, entre otras, el paso temporal de simulación (diario, mensual, anual), el número de compartimentos del COS y su aplicabilidad en diferentes usos y manejos de la tierra (Stockmann et al., 2013). El modelo AMG (Andriulo et al., 1999) desarrollado a partir de información de la pampa ondulada Argentina ha demostrado una gran capacidad para simular de manera precisa las dinámicas de COS de sistemas agrícolas en diferentes condiciones edafoclimáticas de Argentina (Milesi Delaye et al., 2013; Moreno et al., 2016; Vazquez Amabile et al., 2025), Francia (Clivot et al., 2019; Mary et al., 2020), Europa (Safih-Hdadi y Mary, 2008) y China (Wang et al., 2023). Desde su versión original (Andriulo et al., 1999), ha incorporado ecuaciones para estimar la mineralización a partir de funciones ambientales (Saffih-Hdadi y Mary, 2008; Clivot et al., 2019) o de los aportes de carbono (-C-; Mary et al., 2020), la distribución de raíces (Clivot et al., 2019) y la tasa de humificación (Justes et al., 2009). Milesi Delaye et al. (2013) validaron las funciones de Saffih-Hdadi y Mary (2008) en la pampa ondulada Argentina usando técnicas isotópicas y ajustaron la mineralización y humificación para diferentes sistemas de labranzas.

El uso conjunto de ensayos de larga duración (ELD) y mediciones confiables permiten calibrar y validar modelos de simulación y reducir la incertidumbre en torno al futuro de las reservas de COS bajo diferentes sistemas de cultivos.
El objetivo de este trabajo fue comparar la calidad de ajuste de tres versiones del modelo AMG en sistemas de cultivos de la pampa ondulada Argentina: AMGv1* (Saffih-Hdadi y Mary, 2008 con los ajustes locales de Milesi Delaye et al., 2013), AMGv2 (Clivot et al., 2019) y AMGv3 (Mary et al., 2020).

MATERIALES Y MÉTODOS

La evolución del COS se simuló con el modelo AMG (Andriulo et al., 1999). Es un modelo simple, de paso anual y tres compartimentos de C (aportes de C, COS estable y COS activo). Considera que los aportes de C (m) se humifican e ingresan al compartimento de COS activo a una tasa *k1* y el COS activo se mineraliza a una tasa *k* (año^{-1}).
En AMGv1* (Saffih-Hdadi y Mary, 2008 con los ajustes locales de Milesi Delaye et al., 2013) y en AMGv2 (Clivot et al., 2019) el coeficiente de mineralización es un producto de la tasa de mineralización potencial (*k0*, año^{-1}) y funciones ambientales dependientes de características del suelo y del clima. En AMGv3 (Mary et al., 2020) la mineralización se estimó a partir de los aportes de *Cij* por unidad de masa de suelo para cada espesor.

$$AMGv1^{*} \rightarrow k \; = \; k0 \; f\;(T) f\;(H) f\;(A) f\;(CaCO3) f(labranza)$$

$$AMGv2 \rightarrow k = \; k0 \; f\;(T) \; f\;(H) \; f\;(A) \; f\;(CaCO3) \; f\;(pH) \; f\;(C/N)$$

$$AMGv3 \rightarrow kij \; = \; 0{,}015 \; Cij \; + \; 0{,}060$$

Donde *k* es el coeficiente de mineralización en año^{-1}; *f(T)* es una función de la temperatura media anual del aire (°C); *f(H)* describe los efectos de la humedad del suelo en base a la precipitación, el riego y la evapotranspiración; *f(A)* y *f(CaCO3)* describen los efectos de los contenidos de arcilla y CaCO3, respectivamente; *f(labranza)* efecto del sistema de labranza*; f(pH)* es una función del pH del suelo; *f(C/N)* función gaussiana de la relación C/N del suelo; *kij* es la mineralización del espesor del suelo *ij*; *Cij* es el aporte de C de los residuos en g C kg^{-1} suelo.
Se simuló la dinámica del COS en tres sistemas de cultivos bajo siembra directa de dos ELDs: monocultivo de soja (S-S), soja-trigo/soja-maíz (S-T/S-M) y cultivo de cobertura/soja (CC/S), seleccionados por sus diferencias contrastantes en la intensificación de la secuencia de cultivos (1; 1,33 y 2 cultivos por año, respectivamente) y en los aportes de C (3,8; 5,6 y 7,83 Mg C ha^{-1} año^{-1}, respectivamente). Los ELD se encuentran sobre un Argiudol típico de la serie Pergamino, con horizonte A de textura franco-limosa, sin presencia de carbonatos, pH ligeramente ácido y relación C/N de ~10. La precipitación y temperatura media anual es de 968 mm y 16,8°C, respectivamente (templado húmedo). Las reservas de COS se expresaron a una masa de suelo equivalente de 3300 Mg suelo ha^{-1}. Los aportes de C se estimaron a partir de los rendimientos en base a índices de cosecha, relaciones halométricas, aportes de rizodepósitos y funciones de distribución de raíces (Clivot et al., 2019). En AMGv3, para estimar la mineralización en 0-5 cm se consideraron el aporte aéreo y el de raíces de ese espesor mientras que en las profundidades subyacentes solo se consideraron los aportes de raíces. El tamaño del pool estable de COS se tomó de Milesi Delaye et al. (2013).
La calidad de ajuste se evaluó con los estadísticos (Tabla 1): raíz cuadrada media del error (RMSE, Ecuación 1), raíz cuadrada media del error relativa (RMSEr, Ecuación 2), diferencia media (MD, Ecuación 3), eficiencia (EF, Ecuación 4) y coeficiente de determinación (R^2, Ecuación 5).

Tabla 1. Estadísticos utilizados para evaluar el ajuste del modelo AMGv1*, AMGv2 y AMGv3.

Estadístico	Descripción	Interpretación
$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(Si-Oi)^2}{n}}$ (1)	Error del modelo, expresado en la unidad de la variable.	
$RMSEr = 100/\bar{O}i * \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(Si-Oi)^2}{n}}$ (2)	Error del modelo como porcentaje del promedio de las observaciones.	≤15% bajo; (15; 30]% moderado; > 30% alto
$MD = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(Si - Oi)$ (3)	Sesgo el modelo, indicado sobre o subestimación.	> 1 sobreestimación; < 1 subestimación
$EF = \frac{\sum_{i=1}^{n}(Oi-\bar{O})^2-\sum_{i=1}^{n}(Si-Oi)^2}{\sum_{i=1}^{n}(Oi-\bar{O})^2}$ (4)	Eficiencia del modelo en relación con la media de los valores observados.	(0; 0,5] aceptable; (0,5; 0,7] satisfactorio; (0,7; 1] bueno
$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^{n}(S_i-\bar{S})(O_i-\bar{O})}{\sigma_s\sigma_o}\right]^2$ (5)	Proporción de la variación total de los datos explicada por el modelo.	(0; 0,25] muy débil; (0,25; 0,5] débil; (0,5; 0,75] moderada; (0,75; 0,9] fuerte; (0,9; 1,0] muy fuerte

Si: valor simulado. $\bar{S}i$: promedio de los valores simulados. Oi: valor simulado. $\bar{O}i$: promedio de los valores observados. n: número de observaciones. σs: desvío estándar de los valores simulados. σo: desvío estándar de los valores observados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las tres versiones del modelo AMG evaluadas mostraron una adecuada capacidad para simular la dinámica del COS en sistemas agrícolas de la pampa ondulada Argentina (Tabla 2, Figura 1 y 2). Los RMSEr fueron muy bajos (< 15 %), presentando AMGv2 y AMGv3 los menores valores, y los R^2 moderados. Sin embargo, hubo diferencias entre versiones para la MD y EF. La MD fue cercana a cero en AMGv2 y AMGv3 indicando ausencia de sesgo sistemático en la estimación de las reservas de COS (Tabla 2). En contraste, AMGv1* tendió a subestimar los valores observados en -1,36 Mg COS ha^{-1}. La EF de AMGv2 y AMGv3 fueron buenas y la de AMGv1* resultó aceptable.

Tabla 2. Raíz cuadrada media del error (RMSE), raíz cuadrada media del error relativa (RMSEr), diferencia media (MD), eficiencia (EF) y coeficiente de determinación (R^2) de las versiones AMGv1*, AMGv2 y AMGv3.

Estadístico	Unidad	AMGv1*	AMGv2	AMGv3
RMSEr	%	3,84	2,59	2,69
RMSE	Mg ha^{-1}	1,97	1,33	1,38
DM		-1,36	-0,03	-0,04
EF		0,38	0,72	0,70
R^2		0,74*	0,74*	0,73*

Los R^2 fueron similares y significativos (p <0,0001) en las tres versiones evidenciando que todas las versiones capturaron adecuadamente la variabilidad temporal del COS. Sin embargo, AMGv2 y AMGv3 mostraron regresiones cercanas a la recta 1:1 (Figura 1) debido a que la MD tendió a cero.

Los resultados parecerían indicar que las versiones más recientes del modelo, AMGv2 y AMGv3, mejoran la precisión y confiabilidad de las simulaciones de COS. Los comportamientos similares de AMGv2 y AMGv3 (Tabla 2, Figura 2 y 3) coinciden con lo informado por Mary et al. (2020).

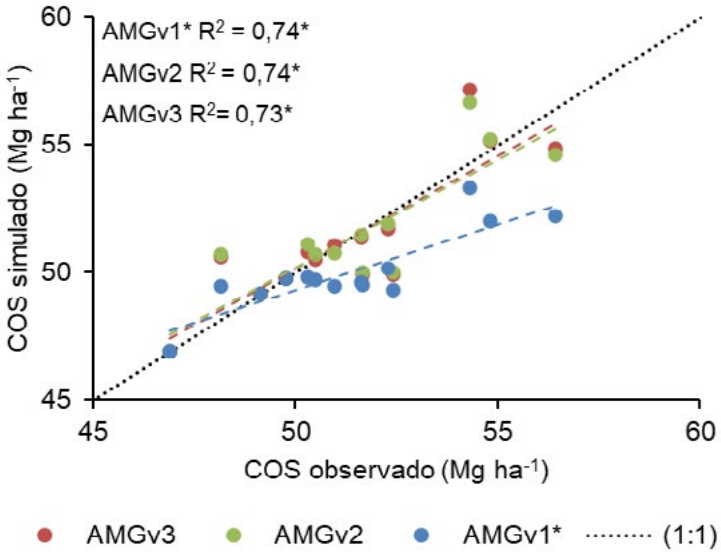


Figura 1. Reservas de carbono orgánico del suelo (COS) simuladas con el AMGv1*, AMGv2, AMGv3 y observadas.

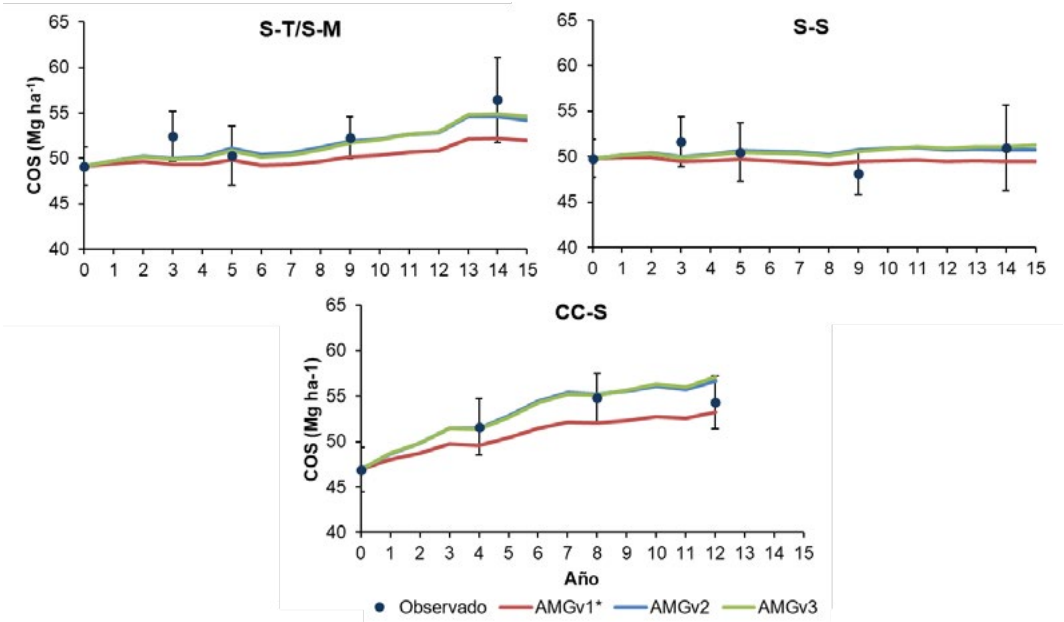


Figura 2. Dinámicas de las reservas de COS simuladas con AMGv1*, AMGv2, AMGv3.

Las diferencias en los ajustes se explican por los coeficientes de humificación y de mineralización estimados con cada versión (Tabla 3). En promedio, los valores de *k* y *k1* de AMGv2 y AMGv3 fueron 15 y 42 % mayores, respectivamente, a los de AMGv1*.

Tabla 3. Coeficientes de mineralización (*k*) y humificación (*k1*) medios estimados con las versiones AMGv1*, AMGv2 y AMGv3.

	S-S	S-T/S-M	CC-S	Promedio
		k (año^{-1})		
AMGv1*	0,065	0,065	0,065	0,065
AMGv2	0,077	0,077	0,075	0,076
AMGv3	0,073	0,074	0,073	0,073
		k1		
AMGv1*	0,178	0,171	0,185	0,178
AMGv2	0,252	0,242	0,261	0,252
AMGv3	0,252	0,242	0,261	0,252

S: soja. T: trigo. M: maíz. CC: cultivo de cobertura.

CONCLUSIONES

Las versiones más actuales del modelo, AMGv2 y AMGv3, mejoraron la calidad de simulación de la dinámica de COS en sistemas de cultivos contrastantes en su intensificación y en los aportes de C.

El ajuste con AMGv3 sugiere que la incorporación de una estimación de la mineralización basada en los aportes de C constituye una alternativa robusta e interesante, por la baja demanda de información. Sin embargo, debido a que independiza la estimación de la mineralización de las condiciones edafoclimáticas, debería evaluarse en otras condiciones.

BIBLIOGRAFÍA

Andriulo, A., Mary, B. y Guerif, J. (1999). Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. Agronomie, 19(5), 365–377. DOI:10.1051/agro:19990504

Clivot, H., Mouny, J. C., Duparque, A., Dinh, J. L., Denoroy, P., Houot, S., Vertès, F., Trochard, R., Bouthier, A., Sagot, S. y Mary, B. (2019). Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. Environmental Modelling and Software, 118, 99–113. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004

Justes, E., Mary, B., y Nicolardot, B. (2009). Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: Parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non-mature residues. Plant and Soil, 325, 171–185. https://doi.org/10.1007/s11104-009-9966-4

Mary, B., Clivot, H., Blaszczyk, N., Labreuche, J. y Ferchaud, F. (2020). Soil carbon storage and mineralization rates are affected by carbon inputs rather than physical disturbance: Evidence from a 47-year tillage experiment. Agriculture, Ecosystems & Environment, 299, 106972. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106972.

Milesi Delaye, L. A., Irizar, A. B., Andriulo, A. E. y Mary, B. (2013). Effect of Continuous Agriculture of Grassland Soils of the Argentine Rolling Pampa on Soil Organic Carbon and Nitrogen. Applied and Environmental Soil Science, 2013, 1–17.

Moreno, R., Studdert, G., Monterubbianesi, G. y Irigoyen, A. (2016). Soil organic carbon changes simulated with the AMG model in a high-organic-matter mollisol. Spanish Journal of Soil Science, 6, 212–229. https://doi.org/10.3232/SJSS.2016.V6.N3.04.

Saffih-Hdadi K. y Mary, B. (2008). Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. Soil Biology and Biochemistry, 40(3), 594–607. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.022

Vazquez Amabile, G., Studdert, G., Ogle, S. M., Beltrán, M., Said, A. D., Galbusera, S., Montiel, F., Moreno, R. y Ricard, M. F. (2025). An evaluation of soil carbon models and their role on finding ways to net-zero carbon in agricultural systems. Soil and Tillage Research, 246, 106342. https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106342.

Wang, Q., Barré, P., Baudin, F., Clivot, H., Ferchaud, F., Li, Y., Gao, X. y Le Noë, J. (2023). The AMG model coupled with Rock-Eval® analysis accurately predicts cropland soil organic carbon dynamics in the Tuojiang River Basin, Southwest China. Journal of Environmental Management, 345, 118850. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118850.

Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A. B., de Remy de Courcelles, V., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P. C., Chenu, C., Jastrow, J. D., Lal, R., Lehmann, J., O'Donnell, A. G., Parton, W. J., Whitehead, D., y Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. Agriculture, Ecosystems & Environment, 164, 80–99. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.00

SISTEMAS AGROFLORESTAIS COMO ESTRATÉGIA DE RESILIÊNCIA CLIMÁTICA E TRANSIÇÃO SUSTENTÁVEL NO CERRADO MINEIRO

Monteiro da Costa, A.[1]*, Oliveira Pereira, J.[2], Silva Andrade, A.[2]

[1] Universidade Federal de Minas Gerais; [2] Universidade Federal de Uberlândia – UFU
*Departamento de Geografia – CEP 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil, drimonteiroc@gmail.com

RESUMO: A intensificação das mudanças climáticas impõe desafios crescentes aos sistemas agroalimentares, exigindo estratégias capazes de aumentar sua resiliência ecológica e produtiva. Nesse contexto, os Sistemas Agroflorestais (SAFs) têm sido reconhecidos como alternativa promissora para a transição verde, ao integrarem espécies arbóreas, cultivos agrícolas e, em alguns casos, componentes pecuários, promovendo sustentabilidade ambiental, estabilidade produtiva e uso eficiente dos recursos naturais. O presente estudo teve como objetivo identificar e caracterizar sistemas agroflorestais na região do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, Minas Gerais, partindo do pressuposto de que esses sistemas apresentam maior integração ecológica, melhor conservação ambiental e maior capacidade adaptativa frente às mudanças climáticas quando comparados aos sistemas convencionais. A análise concentrou-se em sete áreas representativas, incluindo propriedades rurais e unidades de ensino, pesquisa e extensão, por meio da interpretação de imagens de satélite e avaliação qualitativa do manejo. Os resultados evidenciaram diversidade estrutural entre os sistemas e indicaram benefícios associados à melhoria da fertilidade do solo, aumento da biodiversidade, estabilidade produtiva e potencial incremento da resiliência climática. Entretanto, observou-se que a adoção regional desses sistemas ainda é limitada, sendo fortemente dependente da conscientização ambiental dos produtores e pouco apoiada por políticas públicas e incentivos econômicos. A caracterização dos sistemas existentes contribui para o fortalecimento da base técnico-científica regional necessária à expansão futura de áreas com SAFs em Minas Gerais, subsidiando estratégias voltadas à transição sustentável e ao aumento da resiliência dos sistemas agroalimentares.

PALAVRAS-CHAVE: sistemas produtivos, transição verde, segurança alimentar.

1060

INTRODUÇÃO

A predominância do modelo agrícola convencional no Cerrado, caracterizado pela intensificação do uso de mecanização, monoculturas e insumos sintéticos, tem contribuído para profundas transformações ambientais e para o aumento da vulnerabilidade dos sistemas produtivos frente às mudanças climáticas. A conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas e pastagens expõe o solo a processos erosivos acelerados, promovendo a perda de fertilidade, redução da matéria orgânica e assoreamento de corpos hídricos (KLUTHCOUSKI; STONE, 2003). Esse modelo, baseado na simplificação ecológica, reduz a capacidade adaptativa dos agroecossistemas diante de eventos climáticos extremos, como secas prolongadas e chuvas intensas, comprometendo a estabilidade produtiva e a sustentabilidade ambiental.

Em contraposição, os Sistemas Agroflorestais (SAFs) emergem como estratégia fundamental para a transição sustentável e para o fortalecimento da resiliência dos sistemas agroalimentares. Fundamentados nos princípios da Agroecologia, os SAFs promovem a integração intencional de espécies arbóreas, cultivos agrícolas e, em alguns casos, componentes pecuários, reproduzindo processos ecológicos característicos de ecossistemas naturais, como estratificação vertical da vegetação e ciclagem eficiente de nutrientes (NAIR,

1993). Essa complexidade estrutural favorece a melhoria da qualidade física, química e biológica do solo, aumenta a infiltração e retenção de água, regula o microclima e contribui para o sequestro de carbono, aspectos essenciais para a adaptação às mudanças climáticas (JOSE, 2009).

Além disso, a diversificação funcional proporcionada pelos SAFs favorece o aumento da biodiversidade e o restabelecimento de interações ecológicas, incluindo polinização e controle biológico, ampliando a estabilidade ecológica dos sistemas produtivos (ALBRECHT; WAGG, 2019). Os diferentes arranjos agroflorestais, como sistemas silvipastoris, agroflorestas biodiversas e consórcios com café e plantas de cobertura, demonstram elevada capacidade de conciliar produção agrícola e conservação ambiental. Nesse contexto, os SAFs configuram-se como alternativa estratégica para aumentar a resiliência climática, reduzir a vulnerabilidade ambiental e promover sistemas produtivos mais sustentáveis, diversificados e adaptados às condições do Cerrado.

MATERIAIS E MÉTODOS

A identificação das áreas com sistemas agroflorestais implantados foi realizada na região do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, no estado de Minas Gerais, área predominantemente inserida no bioma Cerrado. Foram selecionadas áreas consolidadas, ou seja, submetidas ao mesmo manejo por período superior a cinco anos, tempo considerado suficiente para o início da estabilização dos processos ecológicos e produtivos característicos desses sistemas.

A Área 1 corresponde a um sistema de cultivo de café certificado pelo programa Rainforest Alliance, com consórcio de plantas de cobertura nas entrelinhas e integração de colmeias de abelhas, contribuindo para os processos de polinização. Localizada no município de Monte Carmelo (MG), essa área é considerada referência regional em produtividade e manejo regenerativo de uma cultura de grande importância econômica. A Área 2 consiste em um Sistema Agroflorestal com uso de irrigação, localizado no assentamento da reforma agrária Celso Lúcio, na Fazenda Carinhosa, município de Uberlândia (MG). A área possui certificação orgânica por meio de sistema participativo vinculado a uma Organização de Controle Social.

A Área 3 corresponde a um sistema silvipastoril implantado na Fazenda Bonsucesso, com arranjos de Corymbia citriodora em linhas simples e duplas, associados à pastagem de Urochloa brizantha (syn. Brachiaria brizantha). AÁrea 4 refere-se a um Sistema Agroflorestal estabelecido em propriedade rural no município de Estrela do Sul (MG). A Área 5 consiste em uma área experimental implantada em 2016 na Universidade Federal de Uberlândia, campus Monte Carmelo, caracterizada por consórcio de café com espécies nativas do Cerrado, eucalipto, bananeiras, citros, gramíneas, plantas de adubação verde e mamão, submetida a manejo periódico com incorporação de biomassa e regulação da entrada de luz no sistema.

A Área 6 corresponde a um sistema agroflorestal similar ao da Área 2, localizado no Instituto Federal do Triângulo Mineiro (IFTM), em Uberlândia. Já a Área 7 consiste em um sistema silvipastoril experimental implantado no IFTM, estruturado em delineamento estatístico em blocos, com espécies arbóreas como pequi, mogno, eucalipto e baru, associadas à pastagem de Urochloa brizantha.

A partir da utilização da ferramenta Google Earth, identificou-se espacialmente as áreas com diferentes sistemas agroflorestais e analisou-se o entorno das propriedades, permitindo avaliar padrões de organização, integração paisagística e características estruturais dos sistemas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da identificação espacial realizada por meio de imagens de satélite, procedeu-se à análise comparativa das sete áreas selecionadas, permitindo avaliar características estruturais, estratégias de manejo e níveis de integração ecológica dos sistemas agroflorestais. Observou-se que, nas propriedades privadas (Áreas 1,2, 3 e 4) (Figuras 1, 2, 3 e 4), a implantação dos sistemas esteve fortemente associada ao conhecimento empírico dos proprietários e à sua orientação para práticas produtivas com maior ênfase na sustentabilidade ambiental.

Fig. 1: Area 1 - Faz. Santa Bárbara – Monte Carmelo, MG (Imagem Google Earth).

Fig. 2: Area 2 - SAF Fazenda Carinhosa – sítio videira assentamento celso lúcio – Uberlândia, MG (Imagem Google Earth).

Fig. 3: Área 3 Sistema silvipastoril fazenda Bonsucesso – Uberlândia, MG (Imagem Google Earth).

Fig. 4: Area 4 - SAF Estrela do Sul – Estrela do Sul, MG.

1062

A Área 1 apresenta certificação pelo organismo internacional Rainforest Alliance, integrando propriedades comprometidas com a conservação do solo, respeito à vida silvestre e responsabilidade socioambiental (Figura 1). Além disso, a área tem sido objeto de estudos conduzidos pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU), relacionados à conservação de áreas de preservação permanente, manejo da fauna silvestre e práticas de agricultura regenerativa, evidenciando a integração entre produção agrícola e conservação ambiental.

A Área 2 possui certificação orgânica obtida por meio de mecanismo participativo vinculado a uma Organização de Controle Social (OCS), estando há mais de dez anos registrada no Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos (CNPO) do Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA) (Figura 2). Essa área também tem sido utilizada em pesquisas conduzidas pela UFU, envolvendo estudos sobre polinizadores com abelhas nativas, sistemas agroecológicos, consórcios com café e, mais recentemente, a implantação de viticultura. A adoção do sistema agroflorestal nessa propriedade demonstra forte alinhamento com princípios de sustentabilidade e contribui para a difusão regional de práticas agroecológicas.

A Área 3 foi implantada em parceria com pesquisadores da UFU, em uma propriedade previamente estruturada com pastagem irrigada e aproveitamento de dejetos suínos provenientes de uma granja de terminação (Figura 3). Essa cooperação possibilitou a implementação de um experimento de longo prazo, envolvendo o estabelecimento de Corymbia citriodora em arranjos de linhas simples e duplas, com fertilização por água residuária da suinocultura, permitindo avaliar interações entre manejo silvipastoril e reciclagem de nutrientes (Gomes, 2021; Marques, 2020; Shimamoto, 2019; Rossino, 2018).

A Área 4 corresponde ao sistema mais recentemente implantado, resultante da iniciativa dos proprietários com suporte técnico de pesquisadores da UFU, refletindo a crescente adoção de sistemas produtivos sustentáveis na região (Figura 4). As áreas institucionais também demonstraram papel relevante na geração e difusão de conhecimento técnico-científico sobre sistemas agroflorestais.

A Área 5, localizada na Universidade Federal de Uberlândia, campus Monte Carmelo, caracteriza-se como área experimental com consórcio de café, espécies nativas do Cerrado,

eucalipto, frutíferas e plantas de adubação verde, submetida a manejo periódico com incorporação de biomassa e regulação da luminosidade (Figura 5).
A Área 6 corresponde a um sistema agroflorestal implantado no Instituto Federal do Triângulo Mineiro (IFTM), em Uberlândia, com características semelhantes à Área 2, funcionando como unidade demonstrativa para ensino, pesquisa e extensão (Figura 6).
Por fim, a Área 7 refere-se a um sistema silvipastoril experimental implantado no IFTM, estruturado em delineamento em blocos, integrando espécies arbóreas nativas e comerciais, como pequi, mogno, eucalipto e baru, associadas à pastagem de Urochloa brizantha, permitindo avaliar diferentes arranjos e interações ecológicas (Figura 7).

Fig 5 – Area 2 SAF Agloflorestal - UFU – Monte Carmelo, MG (imagem Google Earth)

Fig 6: – SAF IFTM- Uberlândia, MG (Imagem Google earth)

FIG 7: Area 7 – Sistema Silvipastoril IFTM- Uberlândia, MG (Imagem Google earth)

Observa-se que, nas Áreas 1, 2, 3 e 4, os sistemas agroflorestais encontram-se, de modo geral, próximos a áreas de preservação permanente, evidenciando a preocupação dos proprietários em desenvolver sistemas produtivos mais sustentáveis e ambientalmente integrados. Na Área 4, destaca-se a proximidade da propriedade com áreas residenciais, indicando a coexistência entre espaços produtivos e ocupação humana.
Na Área 1, embora o cultivo predominante seja o café, observa-se a adoção de práticas de manejo regenerativo voltadas à melhoria das condições biológicas do solo. Na Área 3, a pastagem convencional adjacente ao sistema silvipastoril apresenta trechos com solo exposto, indicando necessidade de aprimoramento do manejo, uma vez que há sinais evidentes de degradação. Por sua vez, na Área 2, o sistema agroflorestal encontra-se consolidado, apresentando estrutura heterogênea, com áreas mais densas e outras mais abertas, caracterizando um sistema produtivo diversificado, voltado à produção de múltiplos alimentos no âmbito da agricultura orgânica, com elevada diversidade funcional.
As Áreas 5, 6 e 7, implantadas em instituições de ensino, pesquisa e extensão, evidenciam o reconhecimento da importância dos sistemas agroflorestais como espaços experimentais e

demonstrativos, funcionando como laboratórios a céu aberto para geração e difusão de conhecimento técnico-científico.

Apesar do crescente reconhecimento do potencial dos Sistemas Agroflorestais (SAFs), sua adoção e adaptação no bioma Cerrado, especialmente na porção mineira, ainda permanecem incipientes e condicionadas por limitações estruturais, como a ausência de modelos técnicos e econômicos validados para as condições regionais (GARAY et al., 2003). Esse cenário reforça a importância da análise comparativa das áreas estudadas, uma vez que a caracterização detalhada de seus arranjos produtivos, estratégias de manejo e interações ecológicas contribui para a geração de evidências empíricas sobre a viabilidade técnica, produtiva e ambiental desses sistemas.

No contexto regional, marcado pela forte presença do agronegócio convencional, os modelos tecnológicos predominantes — inclusive em ambientes acadêmicos — ainda se concentram majoritariamente em sistemas de monocultivo, frequentemente associados ao uso intensivo de insumos e práticas que podem comprometer a qualidade do solo e dos recursos hídricos. Em contraste, o sistema agroflorestal agroecológico implantado na Área 5 destaca-se como unidade demonstrativa da viabilidade de sistemas produtivos diversificados, com menor dependência de insumos externos e maior integração ecológica. A diversidade funcional observada, incluindo frutíferas, espécies florestais, plantas de adubação verde e café como componente central, favorece a ciclagem de nutrientes, a manutenção da cobertura do solo e a estabilidade produtiva, elementos essenciais para a sustentabilidade dos agroecossistemas.

A análise do entorno dessa área evidencia contrastes estruturais e funcionais relevantes entre sistemas agroflorestais e monocultivos, com maior presença de solo exposto nas áreas convencionais, indicando maior vulnerabilidade à degradação. Além disso, a Área 5 consolida-se como laboratório experimental vinculado ao Núcleo de Agroecologia da Universidade Federal de Uberlândia, integrando pesquisas sobre biodiversidade funcional, dinâmica térmica, fertilidade do solo e polinizadores, o que reforça seu papel na geração de conhecimento técnico-científico e na formação acadêmica.

De forma semelhante, as áreas implantadas no Instituto Federal do Triângulo Mineiro desempenham função estratégica como unidades demonstrativas e experimentais, promovendo a difusão de práticas agroecológicas e o fortalecimento da formação técnica e comunitária. Destaca-se, nesse contexto, a Área 7, estruturada com foco na diversificação de espécies arbóreas em sistemas silvipastoris, incorporando espécies nativas do Cerrado, como pequi e baru, associadas a espécies florestais comerciais, como mogno e teca. Esses arranjos possibilitam investigar aspectos ainda pouco consolidados, como espaçamento, produtividade, sombreamento e interações ecológicas, contribuindo para o aprimoramento técnico desses sistemas.

A expansão da produtividade agrícola no Cerrado ocorreu acompanhada de custos ambientais significativos, associados à remoção da cobertura vegetal nativa e à simplificação ecológica dos sistemas produtivos. Esse processo aumentou a vulnerabilidade do solo à ação de agentes climáticos, como radiação solar direta e impacto das chuvas (VOURLITIS et al., 2004). Nesse sentido, os Sistemas Agroflorestais emergem como estratégia relevante para a restauração funcional dos agroecossistemas, contribuindo para a conservação do solo, manutenção da biodiversidade e aumento da resiliência frente às variabilidades climáticas, conforme evidenciado pelos padrões observados nas áreas analisadas neste estudo.

CONCLUSÕES

A análise dos sistemas agroflorestais na região do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba permitiu cumprir o objetivo proposto de identificar e caracterizar arranjos produtivos sustentáveis, evidenciando sua relevância para a sustentabilidade ambiental e produtiva. Os resultados corroboram a hipótese de que sistemas agroflorestais apresentam maior integração ecológica, melhor conservação dos recursos naturais e maior capacidade adaptativa frente às variabilidades climáticas quando comparados aos sistemas convencionais. Observou-se que a diversificação estrutural e funcional desses sistemas contribui para a melhoria das condições do solo, aumento da biodiversidade e maior estabilidade dos agroecossistemas. Entretanto, sua adoção regional ainda é limitada, evidenciando a necessidade de

fortalecimento de políticas públicas, validação de modelos técnicos e ampliação da difusão do conhecimento. Assim, o estudo fornece subsídios científicos relevantes para a expansão futura de sistemas agroflorestais em Minas Gerais, reforçando seu papel estratégico na promoção da sustentabilidade e resiliência dos sistemas agroalimentares.

AGRADECIMIENTOS: A Fapemig projeto APQ05719-24 e todos os apoios as pesquisas no Estado de Minas Gerais. Agradecimentos ao PPGGEO-UFMG e ao NEPZAP-UFMG. Ao colégio Doutoral Tordesilhas e a CAPES (Código de Financiamento 001). Ao CNPq projeto de apoio aos núcleos de agroecologia Edital 01/2025- Projeto 441900/2025 – NACEM-UFU e a UFU- Universidade Federal de Uberlândia e ao Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental.

BIBLIOGRAFIA

ALBRECHT, M., WAGG, C. (2019). The secret life of multi-trophic biodiversity in agroecosystems. PeerJ, v. 7, p. e7219.

GOMES, G. G. (2021). Análise nutricional de Corymbia citriodora em sistema silvipastoril após uso de água residuária de suínos. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Uberlândia.

JOSE, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. Agroforestry Systems, v. 76, n. 1, p. 1-10.

KLUTHCOUSKI, J., STONE, L. F. (2003) Manejo do solo para a sustentabilidade do sistema plantio direto na região dos cerrados. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão.

MARQUES, C.A. (2020). Atributos químicos do solo após três anos de aplicação de água residuária em Urochloa decumbens. Trabalho de conclusão de curso, UFU. Disponivel em: https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/28651

NAIR, P. K. R. (1993). An introduction to agroforestry. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993.

ROSSINO, A. B. Alterações nos atributos químicos do solo após duas aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura Dissertação de mestrado em qualidade ambiental disponível em: https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/21446

SHIMAMOTO, G. F. (2019) Modelagem matemática da matéria orgânica do solo em sistema silvipastoril biofertilizado com água residuária da suinocultura. Dissertação Mestrado em Qualidade Ambiental. Disponível em: https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/27125

VOURLITIS, G. L. et al. (2004) The effects of land-use change on the net ecosystem exchange of CO_2 in the tropical Brazilian savanna. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, v. 109, D12.

MODELO PARA ESTIMAR LA VARIACIÓN DE SODIO INTERCAMBIABLE BAJO RIEGO SUPLEMENTARIO EN EL SUDOESTE BONAERENSE

Nocerez, A. S.[1*], Álvarez, C. R.[1], Rimski-Korsakov, H.[1]

[1]Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. *anocerez@agro.uba.ar

RESUMEN: El riego suplementario se ha expandido en el Sudoeste bonaerense como estrategia para reducir la variabilidad interanual de los rendimientos; sin embargo, su implementación sostenida puede inducir procesos de sodificación del suelo. La magnitud de los cambios químicos está condicionada por la interacción entre la calidad del agua de riego, las precipitaciones y las propiedades edáficas. El objetivo de este trabajo fue desarrollar un modelo explicativo de la variación del sodio intercambiable del suelo bajo riego suplementario, integrando variables vinculadas a la calidad y manejo del agua de riego, precipitaciones y las características intrínsecas del suelo. El estudio se realizó en 38 lotes bajo riego suplementario y sus respectivos linderos en secano, ubicados en Coronel Pringles, provincia de Buenos Aires. Se evaluaron propiedades químicas del suelo en el estrato 0–30 cm y se construyó una variable que integra la calidad del agua (RASdfmm), que ajusta el RAS del agua de riego por un factor de dilución asociado a las precipitaciones y por los milímetros de riego aplicados. Mediante componentes principales se exploraron relaciones entre las variables edáficas, la calidad del agua de riego y la variación del sodio intercambiable, a fin de identificar posibles variables predictoras, y posteriormente se ajustó un modelo de regresión lineal múltiple para explicar la variación del sodio intercambiable bajo riego. El modelo de regresión explicó el 54% de la variabilidad total (R^2 = 0,54; $p < 0,001$), siendo el RASdfmm la variable con mayor contribución relativa (65,9%), seguido por el contenido de arcilla y la profundidad de la tosca. Los resultados indican que la calidad y el manejo del agua de riego constituyen los principales determinantes de la acumulación de sodio en el suelo, modulados por las propiedades del perfil edáfico, y aportan una base cuantitativa para la evaluación del riesgo de sodificación en sistemas bajo riego suplementario.

PALABRAS CLAVE: Calidad del agua de riego, sodificación del suelo, modelo predictivo.

1066

INTRODUCCIÓN

El riego suplementario constituye una práctica clave para aumentar y estabilizar los rendimientos en regiones húmedas y subhúmedas (Pilatti et al., 2006). En el Sudoeste bonaerense, la superficie bajo riego suplementario con pivot central aumentó un 112% entre las campañas 2013/14 y 2022/23, lo que representa unas 26.473 ha adicionales (Marini, 2015; Marini, 2023). Este crecimiento refleja el interés creciente de los productores por incorporar el riego como herramienta de intensificación para reducir el riesgo climático frente a posibles sequías y mejorar la eficiencia productiva. Sin embargo, diversos estudios han documentado efectos negativos del riego sobre las propiedades del suelo, especialmente asociados a la calidad del agua utilizada. Entre los impactos más frecuentes se observan incrementos en el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), aumentos en el pH y la conductividad eléctrica (CE), y disminución de la conductividad hidráulica (Álvarez et al., 2024; López de Sabando et al., 2024). Estos cambios reflejan que la interacción entre la calidad del agua de riego y el suelo puede alterar su composición química y estructura. En el caso del riego suplementario, dicha interacción se complejiza por la contribución variable de

las precipitaciones, que pueden diluir o contrarrestar parcialmente los efectos del agua aplicada, tal como señalan Costa y Aparicio (2015). Considerar este balance entre agua de riego y lluvia es fundamental para interpretar adecuadamente los procesos de sodificación y sus riesgos sobre la calidad del suelo.

A pesar del avance del riego en la región, existe escasa información local sobre su efecto en las propiedades químicas del suelo. En particular, en el sudoeste bonaerense y en buena parte de la región pampeana, no hay muchos estudios que desarrollen modelos capaces de explicar las variaciones en las propiedades del suelo bajo riego suplementario. Esta limitación dificulta la planificación del manejo del agua y restringe la implementación de estrategias preventivas orientadas a preservar la calidad del suelo. El objetivo de este trabajo fue desarrollar un modelo que permita explicar el aumento del sodio intercambiable en el suelo a partir de variables relacionadas con las propiedades del agua de riego, los milímetros aplicados, las precipitaciones y las características intrínsecas del suelo. Este enfoque busca brindar a los productores una herramienta práctica para planificar el uso del riego considerando la sustentabilidad del suelo y la preservación de su capacidad productiva a largo plazo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras de suelo en 38 lotes bajo riego suplementario y en lotes linderos bajo producción en secano del establecimiento San Miguel, partido de Coronel Pringles, provincia de Buenos Aires. La región presenta precipitaciones medias anuales de 753 mm (Servicio Meteorológico Nacional, 2024). El establecimiento realiza agricultura extensiva bajo riego suplementario mediante sistemas de pivot central, con una lámina media anual aplicada de 246 mm.

Los suelos presentan texturas predominantemente francas, con contenidos promedio de 21% de arcilla, 45% de limo y 34% de arena. La calidad del agua de riego se clasificó según Richards (1954) como C2–S2, correspondiente a una moderada peligrosidad de salinidad y riesgo de sodicidad. El valor medio de CE del agua fue de 0,73 dS m^{-1} y la relación de adsorción del sodio (RAS) del agua promedio fue de 10,40, con un rango entre 3,20 y 15,90 (Tabla 1).

Debido a que los planteos con riego suplementario reciben tanto agua del riego como de las precipitaciones, se buscó una fórmula que relacione la calidad del agua de riego con el efecto dilución de las precipitaciones. Para ello se utilizó la variable RASdf propuesta por Costa y Aparicio (2015), donde afecta al RAS del agua de riego con un factor de dilución (DF). Las mismas se calculan con las siguientes ecuaciones:

$$DF = \frac{mm\ Riego}{mm\ Riego + mm\ Precipitaciones}$$

$$RASdf = \frac{Na^{+} \times DF}{\sqrt{\frac{(Ca^{2+} \times DF + Mg^{2+} \times DF)}{2}}}$$

Donde Na^{+}, Ca^{2+} y Mg^{2+} son concentraciones en mmolc L^{-1} de los iones sodio, calcio y magnesio del agua de riego.

Además, debido a que los lotes difieren en los años desde el inicio del riego, se construyó la variable RASdfmm siendo ésta el producto entre el RASdf y los milímetros de riego aplicados en cada lote. Se tomaron muestras de suelo del estrato 0-30 cm tanto en los lotes bajo riego como en sus respectivos linderos en secano. Se determinaron pH (potenciometría (relación suelo:agua 1:2,5), sodio intercambiable, porcentaje de sodio intercambiable (PSI), carbono orgánico (C org), CE del extracto de saturación (CEs), relación de adsorción de sodio del suelo (RASs) y composición granulométrica.

Las variaciones de las propiedades químicas se calcularon como la diferencia entre los valores bajo riego y los correspondientes a los lotes en secano. La profundidad de la tosca

se obtuvo a partir de un mapa previamente elaborado mediante sondeos con varilla metálica, del cual se extrajeron los valores medios correspondientes a cada lote. La altitud media y la pendiente se estimaron a partir de modelos digitales de elevación (DEM) mediante análisis espacial en QGIS (QGIS Development Team, 2025), utilizando la herramienta Zonal Statistics.

Los análisis estadísticos se realizaron en RStudio (Posit Software, 2023). Se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA) con el paquete FactoMineR (Lê et al., 2008) para explorar las relaciones entre las variables. Posteriormente, se ajustó un modelo lineal múltiple para explicar la variación del sodio intercambiable en el estrato 0–30 cm (ΔNa_{0-30}), calculada como la diferencia entre los valores bajo riego y en secano. Como variables predictoras se incluyeron el RASdfmm, el contenido de arcilla (0–30 cm) y la profundidad de la tosca. Se evaluaron el cumplimiento de los supuestos del modelo, así como la significancia de los coeficientes ($p < 0,05$). Para comparar la magnitud relativa de los efectos, las variables predictoras se estandarizaron utilizando la desviación estándar, obteniéndose los coeficientes estandarizados. Asimismo, se calculó la importancia relativa de cada variable sobre la varianza explicada del modelo (R^2) utilizando la métrica LMG propuesto por Lindemann et al. (1980).

Tabla 1. Calidad de agua del establecimiento (n= 28). Valores promedios, máximos, mínimos y error estándar de las diferentes variables. RASa, relación de adsorción del sodio; CEa, conductividad eléctrica del agua.

Parámetro	Años de riego	pHa	RASa	CEa	Bicarbonatos	Sales solubles	Dureza total
				(dS/m)	(mg/l)	(g/l)	(mg $CaCO_3$/l)
Media	11,03	8,48	10,40	0,73	373,75	0,48	26,28
EE	0,73	0,03	0,57	0,02	10,17	0,01	2,42
Máx.	19	8,70	15,90	0,90	461,1	0,60	57,5
Mín.	2	8,19	3,20	0,48	251,3	0,32	12,30

1068

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

No se encontraron diferencias en cuanto a la composición granulométrica entre los lotes bajo riego y aquellos en secano para ningún estrato (Tabla 2). Esto nos permite poder considerar a los porcentajes de limo, arcillas y arena como variables predictivas de la variación del sodio en el suelo, ya que no habría multicolinealidad por el uso del riego, es decir la composición granulométrica no se ve afectada por el riego mientras que el contenido de sodio sí

Tabla 2. Valores medios, máximos, mínimos y error estándar de la composición granulométrica según manejo (Riego o Secano) y profundidad.

Profundidad	Tratamiento	Estadístico	Limo	Arcilla	Arena
			%		
0-30 cm	Riego (n=38)	Media	42,9	24,0	32,1
		EE	0,9	0,79	0,84
		Min.	34,0	15,5	16,8
		Máx.	56,6	31,0	42,5
	Secano (n=20)	Media	43,8	21,8	33,4
		E.E	1,03	0,76	1,12
		Min.	34,4	16,8	25,2
		Máx	53,0	27,8	42,7
P value			0,56	0,07	0,34

El análisis de componentes principales (PCA; Figura 1) muestra que los dos primeros componentes principales explicaron el 47,8% de la variabilidad total. El primer componente (Dim1) explicó el 29,7% de la variabilidad. La variación de sodio intercambiable en meq/100g, el RAS del agua y la CE del agua fueron las variables con mayor peso positivo. Las variables con más peso negativo en esta dimensión fueron el contenido de arcilla y la pendiente. Este eje parece reflejar el impacto de la calidad de agua de riego sobre la variación del contenido del sodio en el suelo, relacionado a su composición granulométrica y posible escurrimiento por la pendiente. El segundo componente (Dim2) explicó el 19,6% de la variabilidad. Las variables con mayor contribución positiva fueron los milímetros aplicados, la arena, variación del PSI y la profundidad de la tosca, mientras que la CIC, CE y bicarbonatos del agua de riego contribuyeron negativamente. Este eje parece reflejar un gradiente entre la intensidad de riego, variación química y textura.

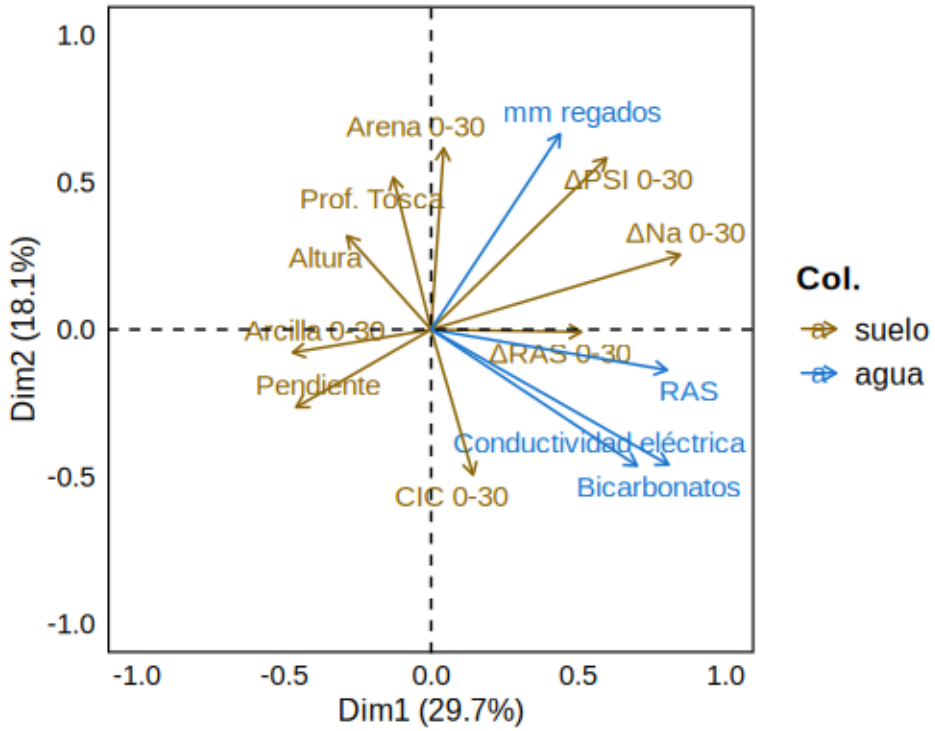


Figura 1. Análisis de componentes principales. En color marrón: variables propias del suelo. En color azul: variables propias del agua de riego.

Para la construcción del modelo explicativo se buscó lograr el mayor ajuste posible (R^2), asegurando que cada variable predictora presentara un nivel de significancia $p < 0,05$. Se observó que al utilizar la variación del sodio intercambiable (ΔNa_{0-30}, meq/100 g) como variable respuesta se obtenía un mejor ajuste que al emplear la variación del PSI del suelo. Como variables predictoras se incluyeron el RASdfmm, el contenido de arcilla (%, 0–30 cm) y la profundidad de la tosca (cm). El modelo resultante explicó el 54% de la variabilidad total ($R^2 = 0,54$; $p < 0,001$; Ecuación 1).

Ecuación 1:

$$\Delta\text{sodio intercambiable (meq/100g)} = 2.517 + (5.56\times10^{-5})\text{RASdfmm} - (4.56\times10^{-2})\text{Arcilla} - (1.25\times10^{-2})\text{Profundidad de Tosca}$$

El RASdfmm presentó una relación positiva y fue la variable con mayor influencia sobre la variación del sodio intercambiable, con un coeficiente estandarizado $\beta = 0,59$ e importancia relativa del 65,9% (Figura 2). Este resultado indica que valores elevados de RASdfmm, asociados a un mayor RAS del agua de riego, un alto factor de dilución (mayor proporción de agua de riego respecto a las precipitaciones) o mayores milímetros regados, se vinculan con un incremento del sodio en el suelo. Esto podría explicarse por la acumulación progresiva de sodio en lotes con mayor historia de riego.

El contenido de arcilla presentó un efecto negativo ($\beta = -0.30$; 26,8% de importancia relativa), lo que sugiere una posible interacción entre las arcillas y el sodio en el complejo de cambio. En estudios previos también se ha reconocido la relevancia de esta variable sobre la sodicidad del suelo. Keshavarzi et al. (2016) incluyeron el contenido de arcilla como uno de los predictores en un modelo basado en inteligencia artificial para estimar el porcentaje de sodio intercambiable (PSI). Si bien en ese caso no se reportó la dirección del efecto, la inclusión de la arcilla entre las variables explicativas refuerza su papel en los procesos de intercambio catiónico y en la dinámica del sodio en el suelo.

La profundidad de la tosca mostró una relación negativa ($\beta = -0,26$; 7,3% de importancia relativa), indicando que los perfiles más someros tienden a concentrar mayores contenidos de sodio intercambiable debido a la menor capacidad de dilución del perfil edáfico. En términos de magnitud, los efectos del contenido de arcilla y de la profundidad de la tosca sobre la variación del sodio intercambiable fueron similares, aunque el contenido de arcilla explicó una proporción mayor de la variabilidad total del modelo.

En conjunto, los resultados destacan que la calidad del agua de riego y su manejo constituyen los principales determinantes de los cambios en el contenido de sodio del suelo. Este hallazgo es consistente con lo reportado por Costa y Aparicio (2015), quienes observaron una relación lineal positiva entre el RAS del suelo y el RAS del agua ajustado por el factor de dilución (RASdf). Sin embargo, en ese estudio el cálculo del factor de dilución se realizó considerando sólo los últimos cuatro años de riego, lo que limita su aplicación a sistemas con distinta antigüedad de riego.

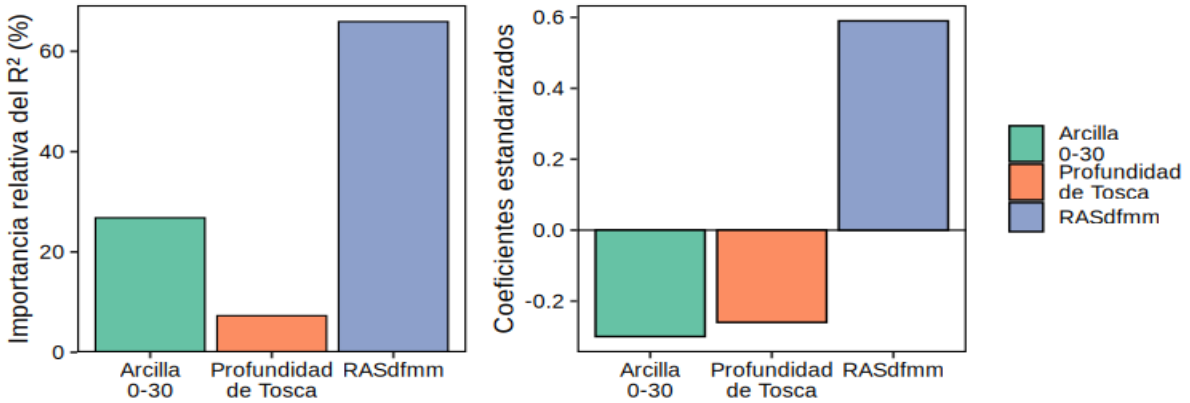


Figura 2. Importancia relativa de las variables predictoras sobre el R^2. Coeficientes estandarizados de las variables predictoras.

CONCLUSIONES

El modelo desarrollado explicó el 54% de la variabilidad en la variación del sodio intercambiable (ΔNa_{0-30}), a partir del RASdfmm (RAS del agua de riego afectado por el factor de dilución y por los milímetros aplicados), el contenido de arcilla y la profundidad de la tosca. El RASdfmm fue la variable con mayor influencia, destacando el rol de la calidad y manejo del agua de riego sobre la sodificación del suelo. El contenido de arcilla y la profundidad de la tosca presentaron efectos negativos y de magnitud similar, indicando que las propiedades intrínsecas del suelo también condicionan la acumulación de sodio.

El enfoque del modelo, basado en la variación del sodio intercambiable, permite comparar suelos con diferentes años de riego y condiciones iniciales, constituye una herramienta útil para planificar el riego desde una perspectiva de sostenibilidad.

AGRADECIMIENTOS

A la firma GURENA S.A. y al personal del establecimiento San Miguel por la permanente predisposición, el excelente recibimiento y la colaboración para la obtención de los datos y la toma de muestras, así como por el apoyo económico brindado para el desarrollo de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez, C. R., Steinbach, H. S., Rimski-Korsakov, H., y Ciarlo, E. A. (2024). Efecto del riego suplementario sobre las propiedades químicas y físicas edáficas en el sudoeste bonaerense. *Ciencia del Suelo, 42*(1), 39–49.

Costa, J. L., y Aparicio, V. C. (2015). Quality assessment of irrigation water under a combination of rain and irrigation. *Agricultural Water Management, 159*, 299–306.

Keshavarzi, A., Bagherzadeh, A., Omran, E. S. E., y Iqbal, M. (2016). Modeling of soil exchangeable sodium percentage using easily obtained indices and artificial intelligence-based models. *Modeling Earth Systems and Environment, 2*(3), 130.

Lê, S., Josse, J., y Husson, F. (2008). FactoMineR: A package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software, 25*(1), 1–18.

Lindeman, R. H., Merenda, P. F., y Gold, R. Z. (1980). Introduction to bivariate and multivariate analysis. *Scott, Foresman*, Glenview, IL.

López de Sabando, M., Gutiérrez, J. M., y Díaz-Zorita, M. (2024). Impact of complementary irrigation on soil properties in the Argentine Pampas. *Catena, 234*, 107620.

Marini, M. F. (2015). Determinación de la superficie bajo riego con pivot central en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina) utilizando imágenes satelitales. *Agronomía & Ambiente. Revista de la Facultad de Agronomía UBA, 35*(2), 109–119.

Marini, M. F. (2023). Actualización de superficie bajo riego con pivot central en el sudoeste bonaerense utilizando imágenes satelitales. *Agencia de Extensión Rural Bahía Blanca, INTA*.

Pilatti, M. A., Imhoff, S., Ghiberto, P., y Marano, R. P. (2006). Changes in some physical properties of Mollisols induced by supplemental irrigation. *Geoderma, 133*(3–4), 431–443.

Posit Software, PBC. (2023). RStudio: Integrated Development Environment for R (Version 2023.09.0+463). *Posit Software, PBC*.

QGIS Development Team. (2025). QGIS Geographic Information System. *Open Source Geospatial Foundation Project*.

Richards, L. A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *USDA Agricultural Handbook*, 60, 160 p.

Richter, M., Conti, M., y Maccarini, G. (1982). Mejoras en la determinación de cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico en los suelos. *Revista Facultad de Agronomía, 3*, 145–155.

Servicio Meteorológico Nacional. (2024). Estadísticas normales. Datos abiertos 1991–2020. *Servicio Meteorológico Nacional*.

FUNCIONES ECOSISTÉMICAS DE LA PUNA ARGENTINA: VÍNCULOS ENTRE SUELO, CLIMA Y ESTRUCTURA DEL PAISAJE

Ochner, E. J.[1*], Quiroga, R. E.[2], Quiroga Mendiola, M.[3], Portocarrero, R.[4], Quiroga Roger, J.[3], Agüero, W.[5], Lopez Morillo, C.[6], Califano, L.[6], Ortín Vujovich, A.[7], Tolaba, J.[7]

[1] INTA EEA Abra Pampa; [2] INTA EEA Catamarca; [3] INTA IPAF NOA; [4] INTA EEA La Rioja; [5] INTA EEA Salta; [6] INTA EEA Famaillá; [7] Universidad Nacional de Salta, Fac. Ciencias Naturales.
[*] ochner.eduardo@inta.gob.ar

RESUMEN: El presente trabajo tiene por objetivos i) caracterizar la variabilidad en el funcionamiento de los ecosistemas de la Puna argentina a través de indicadores estandarizados y ii) evaluar la relación entre las variables físicas del ambiente (relieve y clima) con los indicadores de funcionamiento y las principales variables edáficas. Se realizó la caracterización ambiental en 20 sitios de la Puna de las provincias de Jujuy, Salta, Catamarca y La Rioja. En cada sitio se determinaron variables de terreno (altitud, pendiente, orientación e índices topográficos), climáticas (evapotranspiración potencial y real anual media, precipitaciones anuales medias, déficit hídrico anual medio, y temperaturas máximas y mínimas medias), índices de estabilidad, infiltración y ciclado de nutrientes, y variables del suelo a la profundidad de 0 - 10 cm (pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico y nitrógeno total). Los resultados muestran que el índice de estabilidad en los ecosistemas de la Puna argentina varió entre 50,3 - 77,9 %, el de infiltración entre 35,9 - 57,1 % y el de reciclaje de nutrientes entre 17,1 - 54,1 %. El carbono orgánico en los interparches varió entre 0,06 y 1,10 %, rango que resultó menor al observado en los parches (0,09 - 2,00 %). Los suelos de parches e interparches resultaron ser ligeramente salinos. Las variables climáticas presentaron correlaciones significativas con los índices de función y las propiedades del suelo, en contraste con las variables de relieve, no mostraron asociación con ninguno de ellos. Estos resultados serían de utilidad para lograr una comprensión integral de los procesos que estructuran y regulan estos ecosistemas.

PALABRAS CLAVE: Ecosistemas áridos, Índices de función, Parche - interparche.

INTRODUCCIÓN

La Puna (del quechua, tierra alta y fría) abarca 9,3 millones de hectáreas en el noroeste de Argentina. Esta ecorregión ubicada a altitudes entre 3000 y 4500 m.s.n.m., presenta un alto valor de conservación dada su naturaleza única y rica cultura. No obstante, dadas sus características de aridez, es un territorio frágil desde el punto de vista ambiental, y por ende vulnerable a procesos de degradación.

Una forma de evaluar el estado de salud del ecosistema es a través de indicadores asociados a su funcionamiento. Ecosistemas con un mejor estado funcional tienden a captar y retener más recursos - p.ej. nutrientes, agua de lluvia - y a tener mayor cobertura de vegetación que los ecosistemas con peor estado funcional. Aunque se ha avanzado bastante en el entendimiento de cómo influyen los factores ambientales (ej. precipitación, temperatura) en el funcionamiento del ecosistema en otra región árida y fría del país, como la Patagonia (Gaitán et al., 2014), existe la necesidad de evaluar cómo las condiciones ambientales locales de la Puna argentina - características del terreno y factores climáticos - se relacionan con su funcionamiento. Dicho análisis permitiría identificar los controles ambientales locales de la función del ecosistema, lo cual es crucial para apoyar estrategias de conservación, manejo sostenible y mitigación de la degradación de tierras en la región.

Teniendo en cuenta estos antecedentes, nos planteamos como objetivos: i) caracterizar la variabilidad en el funcionamiento de los ecosistemas de la Puna argentina a través de

indicadores estandarizados, y ii) evaluar la relación entre las variables físicas del ambiente (relieve y clima) con los indicadores de funcionamiento y las principales variables edáficas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización ambiental de las parcelas de medición

Se instalaron 20 monitores en diferentes sitios (2010 - 2024), distribuidos en la Puna seca y desértica de las provincias de Jujuy (9), Salta (5), Catamarca (5) y La Rioja (1), según las directrices del Manual MARAS (Oliva et al., 2011) (Tabla 1). Las características topográficas de cada sitio (elevación, pendiente, exposición E-O y N-S, índice topográfico de humedad – *ITH*, e índice de posición topográfica - *IPT*) se obtuvieron del conjunto de datos Geomorpho90m (Amatulli et al., 2020) y del modelo de elevación digital ALOS World 30m v4.1 (Tadono et al., 2014), mediante la plataforma Google Earth Engine. Además, se realizó una caracterización climática utilizando información proveniente del conjunto de datos TerraClimate (Abatzoglou et al., 2018). Para ello, se extrajeron valores mensuales promedio de precipitación (Prec), de evapotranspiración de referencia (ETo) y real (ETr), de déficit hídrico (Def) y de temperaturas máximas (Tmáx) y mínimas (Tmín) medias, y, a partir de ellos, se calcularon las estadísticas climáticas anuales.

Evaluación de los índices de función y de las propiedades del suelo

En cada parcela se instaló una transecta de 50 m orientada en dirección de la máxima pendiente para la evaluación del suelo y la estructura de parches - interparches. Sobre los diez interparches de mayor longitud se evaluaron visualmente once indicadores, utilizados para calcular los índices de estabilidad, infiltración, y ciclado de nutrientes (Oliva et al., 2011). El índice de estabilidad se define como la capacidad del suelo para soportar fuerzas erosivas y reformarse después de una perturbación. El índice de infiltración representa la forma en que el suelo divide la lluvia en agua del suelo y agua de escorrentía que se pierde del sistema local o que también puede transportar materiales (suelo, nutrientes y semillas). El índice de reciclaje de nutrientes se refiere a la eficiencia con la que la materia orgánica se recicla nuevamente en el suelo.

Adicionalmente, se recolectaron muestras compuestas de suelo superficial (0 - 10 cm de profundidad) en áreas de parche e interparche, las cuales fueron analizadas en laboratorio para determinar la concentración de carbono orgánico (CO, por el método de Walkey y Black) y de nitrógeno total (Nt, por el método de Kjeldahl), la reacción del suelo (pH) y la conductividad eléctrica (CE).

Análisis estadístico

Se realizó estadística descriptiva de los datos de índices de estabilidad, infiltración, ciclado de nutrientes y de los resultados de análisis de CO, Nt, pH y CE de parche e interparche. Se realizó, además, un contraste de medias con la prueba t, entre los resultados de análisis de suelo entre parches e interparches. Se llevó a cabo un análisis de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre los índices de función y propiedades del suelo en los interparches, y las variables asociadas al relieve y climáticas de cada sitio. Todos los análisis estadísticos se efectuaron en el entorno R v4.5.1 (R Core Team, 2025).

Tabla 1. Descripción general de los sitios de medición y de las condiciones climáticas en cada uno de ellos. Con 'x' se indican los monitores utilizados para el cálculo de los índices de función del paisaje y en el análisis de las propiedades de los suelos.

Monitor	Localidad (Provincia)	Lat	Long	Elev	Prec	Tmín	Tmáx	Indices Función	Análisis suelos
AP-007	Quirquinchos (Jujuy)	-22,10	-65,39	3.568	340	1,3	21,5	x	x
AP-008	Escaya (Jujuy)	-22,20	-65,69	3.603	290	1,0	21,5	x	x
IN-001	Lagunillas (Jujuy)	-22,32	-66,06	3.691	201	0,3	19,9	x	x
AP-005	El Cóndor (Jujuy)	-22,37	-65,45	3.727	297	0,2	20,4	x	x
AP-003	Puesto del Marqués (Jujuy)	-22,53	-65,78	3.583	232	0,9	20,8	x	x
AP-001	Miraflores (Jujuy)	-22,80	-65,85	3.456	189	1,3	20,5	x	x
AP-002	Miraflores (Jujuy)	-22,81	-65,85	3.458	189	1,3	20,5	x	x
AP-006	Quera-Agua Caliente (Jujuy)	-23,07	-65,81	3.486	174	1,3	20,1	x	x
IN-003	Olaroz (Jujuy)	-23,37	-66,75	3.918	99	-1,2	16,8	x	
IN-002	Cobres (Salta)	-23,66	-66,25	3.436	134	1,7	19,3	x	x
SA-003	Matancillas (Salta)	-23,92	-66,25	3.544	132	0,1	17,5		x
SA-004	Corralito (Salta)	-23,96	-66,23	3.520	132	1,3	18,5		x
SA-001	Acay (Salta)	-24,35	-66,15	4.116	144	-1,8	15,3		x
AP-004	SR de los Pastos Grandes (Salta)	-24,54	-66,69	3.830	98	-0,2	16,2	x	x
CA-003	Laguna Blanca (Catamarca)	-26,60	-66,94	3.242	95	3,4	17,3	x	x
CA-001	Laguna Blanca (Catamarca)	-26,69	-66,92	3.270	98	3,4	17,3	x	x
CA-004	Laguna Blanca (Catamarca)	-26,72	-66,88	3.216	99	3,6	17,5	x	x
CA-002	Laguna Blanca (Catamarca)	-26,75	-67,07	3.825	108	0,3	14,3	x	x
CA-008	Laguna Blanca (Catamarca)	-26,75	-66,86	3.208	102	3,6	17,6	x	
LR-003	Famatina (La Rioja)	-28,94	-67,68	2.980	223	1,0	15,3	x	

Referencias

Coordenadas geográficas: Lat, Latitud; Long, Longitud; en grados (Datum WGS84). **Elev, Elevación** (m s.n.m.) según el modelo de elevación digital ALOS World 3D - 30m, v4.1 (Tadono *et al.* , 2014). **Variables climáticas**: Prec, Precipitación media anual (mm); Tmín, Temperatura mínima media anual (°C), Tmáx, Temperatura máxima media anual (°C). Elaboración propia a partir de TerraClimate (Abatzoglou *et al.* , 2018).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El índice de estabilidad del suelo (Tabla 2) mostró un valor medio de 66,5 % (rango: 50,3 - 77,9 %), el cual resultó un 31 % superior a lo informado para toda la región patagónica (43 %; Oliva et al., 2019). Sin embargo, se han señalado diferencias entre áreas ecológicas de la Patagonia, con valores medios del índice de estabilidad entre 43 y 61 %, según el área considerada (Oliva et al., 2019). Por otra parte, los índices de infiltración (48,9 %) y de reciclaje de nutrientes (30,6 %) resultaron similares a los hallados en la provincia de Chubut por Massara et al. (2019) (45 % y 30 % respectivamente).

Respecto a las propiedades del suelo (Tabla 2), la concentración del CO en el sector de parches fue promedio 0,65 %. Este valor fue 1,8 veces el promedio de CO en los interparches (0,36 %) (p =0,007, prueba t). El CO en los interparches varió entre 0,06 y 1,10 %, rango que resultó menor al observado en parches (0,09 - 2,00 %). El CO de los dos sectores son comparables con los de Patagonia y de otras regiones áridas y semiáridas del mundo (Gaitán et al., 2019). El Nt siguió un patrón similar, el valor medio en los parches (0,05 %) superó en un 67 % al de los interparches (0,03 %) (p =0,011). El pH del suelo varió desde moderadamente ácido a moderadamente alcalino (5,8 a 8,4) en ambos sectores, con valores medios diferentes entre parches (6,47) e interparches (6,79) (p =0,009). Los valores medios de CE fueron similares en parches (0,62 $dS.m^{-1}$) e interparches (0,45 $dS.m^{-1}$) (p >0,05), y permitieron en general valorar a los suelos de ambos sectores como ligeramente salinos.

Tabla 2. Estadística descriptiva de los índices de función del paisaje (estabilidad, infiltración y reciclaje de nutrientes) y de las propiedades del suelo (CO, N total, pH y CE) en sectores de parches e interparches. Las estadísticas calculadas corresponden a la media, el error estándar (EE), el valor mínimo (Mín), los percentiles 25, 50 y 75 (P.25, P.50 y P.75), y el valor máximo (Máx).

Variable	Unidad	N	Media	EE	Mín	P.25	P.50	P.75	Máx
Indices de Función del Paisaje									
Estabilidad del suelo	%	17	66,5	2,0	50,3	61,9	67,1	73,8	77,9
Infiltración	%	17	48,9	1,2	35,9	46,7	48,5	51,4	57,1
Reciclaje de nutrientes	%	17	30,6	2,6	17,1	24,0	26,5	37,1	54,1
Propiedades del suelo en parches									
CO	%	17	0,65	0,13	0,09	0,25	0,44	0,75	2,00
N total	%	17	0,05	0,01	0,02	0,03	0,03	0,07	0,15
pH		17	6,47	0,17	5,75	6,00	6,25	6,72	8,29
CE	$dS.m^{-1}$	17	0,62	0,16	0,03	0,22	0,47	0,65	2,44
Propiedades del suelo en interparches									
CO	%	17	0,36	0,07	0,06	0,16	0,25	0,46	1,10
N total	%	16	0,03	0,01	0,00	0,01	0,02	0,04	0,14
pH		17	6,79	0,20	5,88	6,28	6,49	7,21	8,37
CE	$dS.m^{-1}$	17	0,45	0,20	0,03	0,05	0,14	0,47	3,22

Referencias

Propiedades del suelo: CO, Carbono orgánico (Walkley–Black, IRAM-SAGyP 29571-2); N total, Nitrógeno total (Kjeldahl, IRAM-SAGyP 29572); pH, Reacción del suelo (1:2,5 M/V suelo:agua, IRAM-SAGyP 29574); CE, Conductividad eléctrica (1:2,5 M/V suelo:agua, IRAM-SAGyP 29579). Profundidad de muestreo: 0-10 cm.

1075

Las variables climáticas presentaron correlaciones significativas con los índices de función y las propiedades del suelo, en contraste con las variables de relieve, que no mostraron asociación con ninguna de ellas (Tabla 3). Si bien las variables topográficas suelen regular los procesos hidrológicos y erosivos del suelo, es probable que el relieve relativamente plano y la pendiente inferior al 5 % en la mayoría de los sitios de estudio hayan contribuido con este resultado. La estabilidad del suelo se relacionó ($p < 0,05$) con las precipitaciones ($r = 0,503$), ETo ($r = -0,687$), Def ($r = -0,661$), ETr ($r = 0,503$) y Tmín ($r = -0,564$), y, el reciclaje de nutrientes, con ETo ($r = -0,503$), Def ($r = -0,510$) y Tmín ($r = -0,605$). En este sentido, cabe señalar que las variables climáticas que favorecen la actividad biológica y la productividad primaria del ecosistema (Prec y ETr) mostraron una asociación positiva con la estabilidad y el reciclaje de nutrientes, mientras que, aquellas que las restringen (ETo y Def), lo hicieron de modo negativo. En correspondencia con ello, y con lo encontrado por Gaitan et al. (2019) para Patagonia y otras regiones áridas del mundo, la concentración de CO en los interparches se asoció ($p < 0,05$) con las precipitaciones ($r = 0,538$), ETo ($r = -0,486$), Def ($r = -0,586$), y ETr ($r = 0,538$). Por último, el pH del suelo mostró relación con las precipitaciones ($r = -0,613$), ETo ($r = 0,430$), Def ($r = 0,589$), ETr ($r = -0,614$) y Tmin ($r = -0,656$) (Tabla 3). Lo que también es consistente con lo observado en otras regiones áridas, en las cuales, a medida que el balance hídrico se hace más negativo, el pH aumenta debido a una menor lixiviación de bases (Slessarev et al., 2016).

Tabla 3. Análisis de correlación entre variables ambientales abióticas (topográficas: elevación, pendiente, exposición E-O y N-S, índice topográfico de humedad, e índice de posición topográfica; y climáticas: precipitación anual, evapotranspiración de referencia anual, déficit hídrico anual, evapotranspiración real anual, temperaturas mínima y máxima media anual), los índices de función del paisaje (estabilidad, infiltración y reciclaje de nutrientes) y las propiedades del suelo (CO, Nt, pH y CE) en el sector de los interparches. Los valores corresponden al coeficiente *r* de Pearson (entre paréntesis, el valor *p* respectivo).

	Elev	Pend	Exp EO	Exp NS	ITH	IPT	Prec	ETo	Def	ETr	Tmín	Tmáx
Indices de función del paisaje												
Estabilidad del suelo	0,22 (0,39)	0,29 (0,26)	0,30 (0,25)	-0,13 (0,63)	-0,16 (0,53)	0,21 (0,43)	0,50 (0,04)	-0,69 (<0,01)	-0,66 (<0,01)	0,50 (0,04)	-0,56 (0,02)	0,26 (0,31)
Infiltración	0,21 (0,43)	-0,04 (0,87)	-0,05 (0,86)	-0,15 (0,58)	0,29 (0,26)	-0,16 (0,54)	0,02 (0,93)	-0,15 (0,56)	-0,09 (0,72)	0,02 (0,93)	-0,32 (0,21)	0,10 (0,70)
Reciclaje de nutrientes	0,38 (0,13)	0,15 (0,57)	0,13 (0,61)	0,15 (0,56)	0,03 (0,90)	0,06 (0,81)	0,40 (0,11)	-0,50 (0,04)	-0,51 (0,04)	0,40 (0,11)	-0,61 (0,01)	0,21 (0,41)
Propiedades del suelo en interparches												
CO	0,41 (0,10)	-0,20 (0,44)	-0,38 (0,13)	0,08 (0,77)	-0,31 (0,22)	0,01 (0,98)	0,54 (0,03)	-0,49 (0,05)	-0,59 (0,01)	0,54 (0,03)	-0,45 (0,07)	0,41 (0,10)
N total	0,40 (0,13)	-0,21 (0,44)	-0,16 (0,56)	0,05 (0,86)	-0,33 (0,22)	0,17 (0,52)	0,34 (0,20)	-0,39 (0,13)	-0,38 (0,15)	0,34 (0,20)	-0,37 (0,16)	0,33 (0,21)
pH	-0,17 (0,52)	0,19 (0,46)	0,29 (0,26)	-0,05 (0,85)	0,15 (0,56)	-0,03 (0,90)	-0,61 (0,01)	0,43 (0,09)	0,59 (0,01)	-0,61 (0,01)	0,30 (0,24)	-0,66 (<0,01)
CE	-0,12 (0,65)	-0,22 (0,39)	-0,18 (0,48)	-0,01 (0,99)	0,44 (0,08)	-0,06 (0,83)	-0,25 (0,33)	0,28 (0,27)	0,30 (0,25)	-0,25 (0,33)	0,22 (0,40)	-0,24 (0,36)

Referencias

Elevación, Elev, en metros s.n.m., según el modelo de elevación digital ALOS World 3D - 30m, v4.1 (Tadono *et al.*, 2014). **Variables de relieve**: Pend, Pendiente, en porcentaje; Exp EO, Exposición en dirección este-oeste (*eastness*); Exp NS, Exposición en dirección norte-sur (*northness*); ITH, Indice topográfico de humedad; IPT, Indice de posición topográfica (Geomorpho90m, Amatulli *et al*., 2020). **Variables climáticas**: Prec, Precipitación media anual (mm); ETo, Evapotraspiración de referencia anual (mm); Def, Déficit hídrico anual (mm); ETr, Evapotranspiración real anual (mm); Tmín, Temperatura mínima media anual (°C), Tmáx, Temperatura máxima media anual (°C). Elaboración propia a partir de TerraClimate (Abatzoglou *et al.*, 2018).

CONCLUSIONES

Este trabajo constituye la primera referencia sobre la aplicación de índices de función del paisaje en la región de la Puna argentina. La existencia de correlaciones significativas entre dichos índices, las propiedades del suelo y las variables climáticas, resalta su utilidad para caracterizar el funcionamiento del paisaje en este tipo de ambientes. En este sentido, se propone que estudios futuros profundicen en el análisis de las interrelaciones entre las distintas variables mediante enfoques multivariados, para lograr una comprensión más integral de los procesos que estructuran y regulan estos sistemas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al financiamiento de los proyectos INTA: 2023-PE-L03-I055 “Abordaje para la prevención y mitigación de la degradación ambiental y la pérdida de biodiversidad en la Región NOA”, y 2023-PD-L02-I132 “Estrategias para incrementar las reservas nacionales de carbono orgánico del suelo y contribuir a la neutralidad de la degradación de tierras”.

BIBLIOGRAFÍA

Abatzoglou, J., Dobrowski, S., Parks, S. and Hegewisch, K. (2018). TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015. *Scientific Data 5, 170191*. https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191.

Amatulli, G., McInerney, D., Sethi, T., Strobl, P. and Domisch, S. (2020). Geomorpho90m, empirical evaluation and accuracy assessment of global high-resolution geomorphometric layers. *Scientific Data 7, 162*. https://doi.org/10.1038/s41597-020-0479-6.

Gaitán, J. J., Oliva, G. E., Bran, D. E., Maestre, F. T., Aguiar, M. R., Jobbágy, E. G., Buono, G. G., Ferrante, D., Nakamatsu, V. B., Ciari, G., Salomone, J. M. and Massara, V. (2014). Vegetation structure is as important as climate for explaining ecosystem function across Patagonian rangelands. *Journal of Ecology, 102(6), 1419-1428*. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12273.

Gaitán, J. J., Maestre, F. T., Bran, D. E., Buono, G. G., Dougill, A. J., García Martínez, G., Ferrante, D., Guuroh, R. T., Linstädter, A., Massara, V., Thomas, A. D. and Oliva, G. E. (2019). Biotic and abiotic drivers of topsoil organic carbon concentration in drylands have similar effects at regional and global scales. *Ecosystems 22, 1445–1456*. https://doi.org/10.1007/s10021-019-00348-y.

Massara, V., Sorondo, M., Behr, S., García Martinez, G., Caruso, C., Opazo, W., Buono, G., Oliva, G., Gaitán, J. J. y Morales, M. (2019). Monitores Ambientales de Regiones Áridas y Semiáridas, MARAS. Informe del Estado de Avance del Proyecto MARAS en la Provincia de Chubut. INTA. 26 p.

Oliva, G., Gaitán, J. J., Bran, D., Nakamatsu, V., Salomone, J., Buono, G., Escobar, J., Ferrante, D., Humano, G., Ciari, G., Suárez, D., Opazo, W., Adema, E. y Celdrán, D. (2011). Manual para la instalación y lectura de monitores MARAS. Monitoreo Ambiental para Regiones Áridas y Semiáridas. INTA, PNUD, Proyecto GEF Patagonia. 74 p. ISBN: 978-987-1560-34-9.

Oliva, G., Bran, D., Gaitán, J. J., Ferrante, D., Massara, V., García Martínez, G., Adema, E., Enrique, M., Domínguez, E. and Paredes, P. (2019). Monitoring drylands: The MARAS system. *Journal of Arid Environments, 161, 55-63*. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.10.004.

Slessarev, E. W., Lin, Y., Bingham, N. L., Johnson, J. E., Dai, Y., Schimel, J. P. and Chadwick, O. A. (2016). Water balance creates a threshold in soil pH at the global scale. *Nature 540, 567–569*. https://doi:10.1038/nature20139.

Tadono, T., Ishida, H., Oda, F., Naito, S., Minakawa, K. and Iwamoto, H. (2014). Precise Global DEM Generation by ALOS PRISM. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol.II-4, pp. 71-76*. https://doi.org/10.5194/isprsannals-II-4-71-2014.

ESTIMACIÓN DE LA CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE AGUA EN LOS SUELOS DE LA CIÉNAGA

Oviedo, M. P.[1*], Ortiz, C.[2], Assan, M. M.[3], Curchot, C.[4], Viale, S.[5]

[1] Facultad Ciencias Agrarias (UNCa); [2] Facultad de Ciencias Agrarias (UNCa); [3] Facultad de Ciencias Agrarias (UNCa); [4] Facultad de Ciencias Agrarias (UNCa); [5] Facultad de Ciencias Agrarias (UNCa).
* Ruta Provincial 1, (4711). Prov. de Catamarca, poviedo@agrarias.unca.edu.ar

RESUMEN: Conocer la disponibilidad de agua útil en un suelo es fundamental en la planificación de un cultivo, por ello fue de interés determinar dicho parámetro en el proceso de prefactibilidad de una colonia agrícola, que en conjunto con otros parámetros se podía establecer que productividad podía tener dicha zona. Se tuvo como objetivos conocer los valores de esta cualidad importante para el riego. Es un trabajo en conjunto con otras áreas afines, y determinar el agua útil es un eslabón en la cadena del componente riego, para la posterior evaluar los requerimientos hídricos y planificación del riego. La zona de estudio tenia 2545has en las cuales se realizaron 19 calicatas a 3 profundidades. De los cuales se tomaron los datos físicos de suelo y se procesaron, se estimó utilizando el software Soil Water Characteristic Versión 6.03.74 (Saxton, 2009) que aplica funciones de pedotransferencia desarrolladas por Saxton y Rawls, (2006). Si bien no se cuenta con información local para validar las estimaciones del software utilizado, se optó por esta alternativa por el excelente desempeño del software a nivel internacional. Los resultados se confrontaron con los rangos de valores generales según textura de las tablas de uso corriente a nivel internacional. Se obtuvo como resultado que los valores de AU para esos suelos son bajos, que para la zona del poligono B son aun mas bajos, son datos que se Deben tenner en cuenta en el moment que se levee a Cabo el calculi de requerimiento hidrico de los cultivos que se planteen.

1078

PALABRAS CLAVE: Agua útil, Productividad, Suelo.

INTRODUCCIÓN

La estimación de la capacidad de agua en el suelo es un aspecto fundamental en la gestión agrícola, hidrológica y ambiental, ya que determina la disponibilidad de agua para las plantas y los procesos ecosistémicos. Esta capacidad se refiere a la cantidad de agua que el suelo puede retener y poner a disposición de la vegetación, siendo un factor clave para la productividad agrícola, la planificación del riego y la comprensión de los ciclos hidrológicos. Este trabajo se lleva a cabo en la Localidad de La Ciénaga, Departamento Belén, Provincia de Catamarca, zona oeste de la provincia, con un clima árido, con precipitaciones marcadas en las estaciones de primavera- verano, que no superan los 300 mm anuales. Se realizó un estudio de prefactibilidad de una colonia agrícola, dentro del marco se buscaba determinar si la zona era apta productivamente. Se tuvo como objetivos conocer los valores de esta cualidad importante para el riego. Determinar agua útil es un paso dentro de la determinación de requerimientos hídricos planteados para la zona de estudio.

El suelo actúa como un reservorio natural de agua, cuya capacidad de almacenamiento depende de múltiples factores físicos y químicos, incluyendo la textura, estructura, contenido de materia orgánica, porosidad y densidad aparente.

La estimación precisa de la capacidad de agua en el suelo requiere el uso de diversas metodologías, que van desde técnicas de laboratorio tradicionales hasta tecnologías modernas y modelos predictivos. Estas herramientas permiten cuantificar la disponibilidad hídrica y optimizar el uso del recurso agua, contribuyendo a una agricultura más sostenible y

a una mejor gestión de los recursos naturales en un contexto de cambio climático y creciente demanda alimentaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

La estimación del Agua Útil de los suelos del area de La Cienaga, departamento Belén, Provincia de Catamarca.

En articulación de las Cátedras de Riego y Edafologia de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNCa); se realizo un reconocimiento de la zona, la misma dividida en 2 poligonos, el poligono A: 1418has y el B:1127has de las cuales no eran un 100% aprovechables por su orogarfia, se marcaron puntos los suficientemente representativos, se descartaron zonas que presentavan erosion hidrica en carcavas. Para luego marcar puntos representativos, georeferenciar y realizar calicatas. Se tomo muestras de 19 calicatas, a 3 profundidades. Se llevo a laboratorio y se determino sus caracteristicas fisico - quimicas.

El equipo de riego toma los datos obtenidos por las calicatas y se procedio a un trabajo de gabinete dado la imposibilidda de realizar medidas directas de esta cualidad, se la estimó utilizando el software Soil Water Characteristic Versión 6.03.74 (Saxton, 2009) que aplica funciones de pedotransferencia desarrolladas por Saxton y Rawls, (2006). Si bien no se cuenta con información local para validar las estimaciones del software utilizado, se optó por esta alternativa por el excelente desempeño del software a nivel internacional. Los resultados se confrontaron con los rangos de valores generales según textura de las tablas de uso corriente a nivel internacional.

Los datos de ingreso fueron la textura y materia orgánica de los 62 horizontes de las 19 calicatas con información físico-química. El AU se calculó para cada horizonte o capa y se ponderó luego para la determinación para cada perfil el AU por metro de profundidad.

Con los datos de los perfiles se estudió la variabilidad espacial de la Capacidad de Almacenamiento o Agua Util interpolando los datos de los perfiles aplicando el método de interpolación IDW (Ponderación de distancia inversa) que estima los valores de las celdas calculando promedios de los valores de los puntos de datos de muestra en la vecindad de cada celda de procesamiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con los resultados obtenidos por el software se pudo conformar una tabla con los valores de AU para cada polígono de la zona (Tabla 1). Estimación del Agua Útil (mm/m) de los perfiles de suelos del área de La Ciénaga mediante el uso del software Soil Water Characteristic (Saxton y Rawls, 2009).

Tabla 1. Resultados de determinación de agua útil por poligono A y poligono B

Poligono A		Poligono B	
Perfil	AU (mm/m)	Perfil	AU (mm/m)
1	91	11	81
2	84	12	68
3	95	13	82
4	88	14	20
5	87	15	68
6	133	16	69
7	76	18	12
8	58	19	15
9	58		
10	85		
21	45		
Media	80	Media	52

Por la predominancia de las texturas arenosas y arenososas francas el agua útil media de toda la zona es baja, 68 mm/m. Expresándose una tendencia a ser mas baja en la zona oeste (Poligono B) 52 mm/m que en la este (Polígono A) 80 mm/m y en particular en las calicatas 18 y 19.

CONCLUSIONES

Se pudo llegar a la conclusion que son suelos de baja capacidad de retencion de AU (Agua Util), con condice con el tipo de textura que presentan los lotes en general, por ello en el momento de la planificacion de riego se tendra en cuenta la frecuencia y lamina a aplicar de riego. Este trabajo es una parte del Proyecto de prefactibilidad para una colonia, agua útil solo es un componente que se determinó para poder llegar a los requermientos hídricos de los cultivos propuestos.

BIBLIOGRAFÍA

Acutis, M. y Donatelli, M. (2003) SOILPAR 2.00: software to estimate soil hydrological parameters and functions. Europ. J. Agronomy 18: p373-377.

Damiano, F., Díaz, R. A. y Grondona, M. O. (1996). Evaluación de una función uni-parámetrica para la estimación de la curva de retención de agua en suelos agrícolas. XVI Congreso Nacional del Agua. San Martín de los Andes, Argentina. Trabajo Nº 148. Publicado en Actas.

Saxton, K. E. y Rawls, W. J. (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions.

IMPACTO DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN ORGÁNICA VS. CONVENCIONAL SOBRE INDICADORES EDÁFICOS DEL SUR DE CÓRDOBA

Parra, B. J.[1*], Amín, M. S.[1], Chilano, Y., Cabrera F. S.[1]

[1] Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC; Ruta Nacional 36, km 601, (5800) Río Cuarto, Prov. de Córdoba. [*] bparra@ayv.unrc.edu.ar.

RESUMEN: La degradación de la salud del suelo en la región pampeana, manifestada en la pérdida de materia orgánica y el deterioro de la estructura, impulsa la búsqueda de modelos productivos sostenibles. El objetivo de este trabajo fue evaluar indicadores de salud del suelo en agroecosistemas del centro-sur cordobés bajo manejos contrastantes: Natural (NAT), Orgánico (ORG) y Convencional (CONV). Se seleccionaron dos sitios (Alejandro Roca y Elena) donde se determinó la velocidad de infiltración (VI), densidad aparente (DA), fósforo (P) extractable y respiración microbiana. Los resultados muestran que la tasa de infiltración fue significativamente mayor en el sistema ORG (14,08 cm h^{-1}) respecto al CONV (6,93 cm h^{-1}), igualando en algunos puntos al sistema NAT. Este comportamiento es notable dado que la DA en superficie (0-10 cm) no presentó diferencias significativas entre ORG y CONV (aprox. 1,24 g cm^{-3}), indicando que la mejora en VI respondería a una mayor bioporosidad y conectividad de poros en el manejo agroecológico. En cuanto a la fertilidad química, el P extractable en ORG (13,53 mg kg^{-1}) fue estadísticamente similar al CONV (18,23 mg kg^{-1}), ambos por debajo del sistema NAT (40,50 mg kg^{-1}), sugiriendo que el manejo orgánico es eficiente en la provisión de nutrientes, pero requiere monitoreo para evitar balances negativos. Se concluye que el manejo agroecológico mejora la funcionalidad física y biológica del suelo sin comprometer la disponibilidad inmediata de fósforo, presentándose como una alternativa resiliente frente a la degradación física observada en los modelos industriales de la región.

PALABRAS CLAVE: Agroecología, Salud del Suelo, Indicadores.

INTRODUCCIÓN

Para alcanzar un desarrollo sostenible es imperativo equilibrar el crecimiento económico con la protección ambiental. En este esquema, los servicios ecosistémicos —como la regulación del ciclo hídrico y el reciclaje de nutrientes— son esenciales y dependen de la salud del suelo, definida como su capacidad para funcionar como un ecosistema vivo vital (NRCS, 2023). Tradicionalmente, la evaluación de suelos se enfocó en la productividad; sin embargo, el paradigma actual integra funciones de regulación hídrica y climática (Lehmann et al., 2020). Pese al éxito en la provisión de alimentos, el modelo industrial de producción agropecuaria, basado en el uso intensivo de recursos e insumos externos, ha derivado en la degradación de la estructura edáfica, pérdida de biodiversidad y disminución de la fertilidad (Andrade et al., 2017). En la región pampeana, se estima una pérdida promedio del 27% de materia orgánica, situación agravada por el monocultivo y la intensificación productiva (Sainz Rozas et al., 2011).

Ante este contexto, la Agroecología emerge como una alternativa basada en principios ecológicos y economía circular, buscando optimizar los flujos de nutrientes y minimizar la dependencia de insumos químicos (Sarandón, 2021). No obstante, son escasos los estudios integrales en el centro-sur de Córdoba que contrasten indicadores de diferente naturaleza. La gestión de la salud edáfica requiere el monitoreo de indicadores físicos, como la densidad aparente (DA) y la velocidad de infiltración, que condicionan el movimiento del agua; químicos como el fósforo (P) extractable, marcador de la fertilidad; y biológicos, como la respiración

microbiana, que refleja la actividad metabólica del ecosistema. El presente trabajo tiene como objetivo presentar un análisis preliminar de la salud del suelo basado en resultados parciales de un proyecto de mayor escala. Se evalúan indicadores clave en agroecosistemas del centro-sur cordobés bajo manejos contrastantes (agroecológicos y convencionales), aportando evidencia inicial sobre cómo estos modelos afectan la funcionalidad física, química y biológica del recurso suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación se desarrolló sobre establecimientos agropecuarios reales en dos localizaciones del centro-sur de la provincia de Córdoba: la zona rural de Elena (Haplustol típico, textura dominante franco limosa) y la zona rural de Alejandro Roca (Haplustol éntico, textura dominante franco arenosa). En cada localización se seleccionaron dos parcelas bajo producción agroecológica orgánica (ORG), dos convencionales (CONV) y un sitio de referencia de mínima alteración (NAT). Las parcelas convencionales son representativas de los sistemas de uso y manejo dominantes, agrícolas bajo siembra directa y una rotación dominada por soja y maíz. Los sistemas agroecológicos también son sistemas de producción extensivos, pero bajo un uso mixto agrícola-ganadero, por lo que la rotación es más diversificada incorporando pasturas anuales y perennes. En estos últimos sistemas el control de malezas se realiza principalmente mediante control mecánico. En cada unidad experimental se determinaron por triplicado: densidad aparente (DA) método del cilindro (Blake y Hartge, 1986), velocidad de infiltración (VI), P extractable (P) por método de Bray I (Page et al., 1982) y respiración microbiana (R) In Vitro (Frioni, 2011). La profundidad de muestreo fue de 0 a 10 cm y se agregó la profundidad de 10 a 20 cm para determinar DA. Se empleó un diseño de bloques completos al azar (n=2), donde cada bloque representó una localidad con condiciones edafoclimáticas homogéneas. En cada bloque se evaluaron tres tratamientos (NAT, ORG, CONV) con tres submuestras por unidad experimental. Los datos se analizaron mediante Modelos Lineales Mixtos, considerando el sistema de manejo, localidad y profundidad (para DA) como efectos fijos, y la repetición anidada como efecto aleatorio. La significancia se evaluó con pruebas de Wald y comparación de medias (Sidak/LSD, $\alpha = 0,05$), empleando además regresión lineal simple para las variables físicas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis reveló un efecto altamente significativo del sistema de cultivo sobre la tasa de infiltración del suelo ($\chi^2 = 23,07$, $p < 0,001$). No se detectaron efectos significativos de la localidad ($\chi^2 = 0,20$, $p = 0,659$) ni de la interacción establecimiento × tratamiento.

Las tasas de infiltración mostraron marcadas diferencias entre sistemas de manejo (Figura 1). El sistema convencional (CONV) presentó la menor tasa de infiltración (6,93 ± 1,18 cm $^{-1}$), significativamente inferior ($p = 0,0019$) a ambos sistemas orgánico y natural. El sistema orgánico (ORG) mostró una tasa intermedia (14,08 ± 1,18 cm h^{-1}), mientras que el sistema natural de referencia (NAT) registró la mayor infiltración (18,03 ± 1,26 cm h^{-1}). Estos resultados evidencian que el modelo de producción convencional reduce significativamente la capacidad de infiltración del suelo en comparación con la condición de referencia. En contraste, los sistemas orgánicos logran sostener tasas de infiltración comparables a los ecosistemas naturales, a pesar de las presiones de manejo. Esta respuesta diferencial podría atribuirse a una mejora en la condición superficial y de la continuidad y volumen de macroporos en los sistemas orgánicos debido a la inclusión de praderas en la rotación, mayor actividad de la macrofauna edáfica (Basche y Delonge, 2019; Fueki et al., 2012)

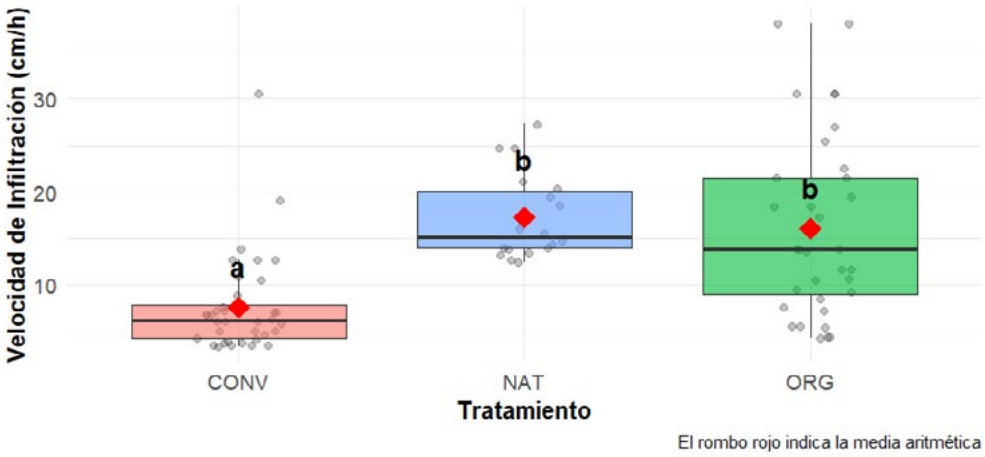


Figura 1. Tasas de infiltración en diferentes tratamientos. CONV: convencional, ORG: orgáni co, NAT: sistema natural de referencia. Letras diferentes indican diferencias estadísticament e significativas ($p < 0,05$).

Los valores de densidad aparente (DA) mostraron variaciones significativas según el tratamiento (Tabla 1), principalmente en la capa superficial (0-10 cm). En dicha profundidad, la situación de referencia (NAT) presentó los valores más bajos (1,10 ± 0,04 g cm^{-3}), diferenciándose estadísticamente ($p < 0,05$) de los sistemas bajo uso antrópico.
Los tratamientos convencionales (CONV) y orgánicos (ORG) no mostraron diferencias significativas entre sí en superficie, con valores medios de 1,23 ± 0,03 y 1,24 ± 0,03 g cm^{-3} respectivamente. En el caso del sistema CONV, la densificación respecto al testigo se asocia a la historia agrícola bajo siembra directa. Por su parte, en el sistema ORG, este incremento de la DA y su mayor variabilidad interna podrían atribuirse a la combinación del pisoteo animal (componente ganadero) y a las remociones mecánicas del suelo utilizadas para el control de malezas.
En la profundidad de 10-20 cm, si bien se observó un incremento generalizado de la DA en todos los tratamientos, no se detectaron diferencias estadísticas significativas. Esto sugiere que el impacto diferencial de las labranzas y el tránsito animal se concentra mayoritariamente en los primeros centímetros del perfil, donde la dinámica estructural es más sensible al manejo.

Tabla 1. Densidad aparente (g cm^{-3}) en dos profundidades bajo diferentes sistemas de manejo en suelos del sur de Córdoba.

Profundidad	Tratamiento	DA (g cm^{-3})	
0-10 cm	NAT	1,10±0,04	a
	ORG	1,24±0,03	b
	CONV	1,23±0,03	b
10-20 cm	NAT	1,24±0,02	a
	ORG	1,34±0,03	a
	CONV	1,34±0,01	a

CONV: convencional, ORG: orgánico, NAT: sistema natural de referencia.
Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

La Figura 2 muestra la relación negativa observada entre la tasa de infiltración y la densidad aparente. Espacialmente, se observa que el tratamiento NAT se agrupa en el cuadrante de mayor eficiencia (baja densidad y alta infiltración), mientras que el sistema CONV se desplaza hacia la zona de mayor restricción física. También se puede observar que en general el sistema ORG sostuvo tasas de infiltración superiores al CONV pese a su densidad aparente similar. Esta respuesta sugiere que el manejo orgánico promueve una macroporosidad de

origen biológico (raíces y macrofauna) más funcional y conectada, la cual compensaría la compactación.

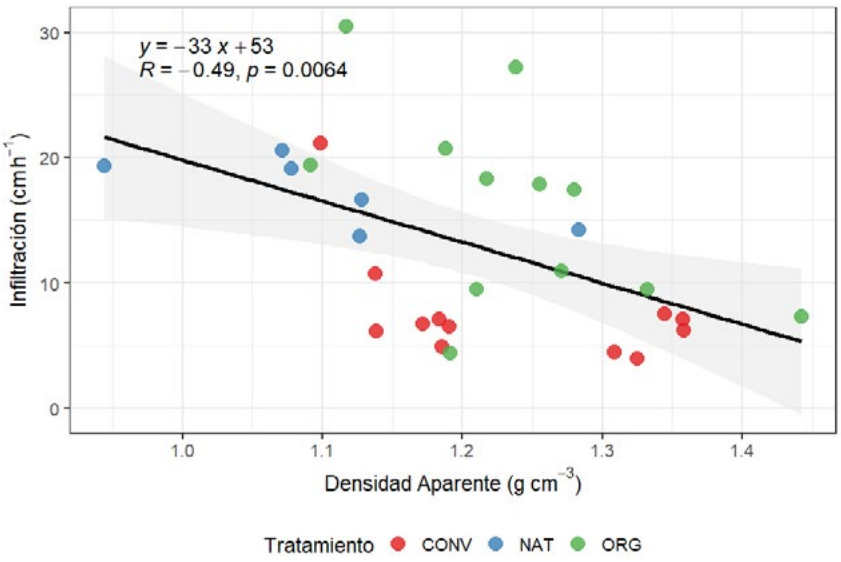


Figura 2. Relación funcional entre la densidad aparente y la velocidad de infiltración para la capa superficial (0-10 cm). La línea sólida indica el ajuste lineal global y el área sombreada el intervalo de confianza del 95%. CONV: convencional, ORG: orgánico, NAT: sistema natural de referencia.

1084

La actividad biológica del suelo, evaluada mediante la tasa de respiración microbiana, presentó variaciones significativas entre los sistemas estudiados (Tabla 2). El tratamiento de referencia (NAT) mostró la mayor actividad biológica con un valor medio de 14,20 ± 1,29 mg CO_2 g^{-1} $día^{-1}$, diferenciándose estadísticamente ($p < 0,05$) del manejo convencional (CONV), que registró el valor más bajo (8,25 ± 1,51 mg CO_2 g^{-1} $día^{-1}$). Por su parte, el sistema orgánico (ORG) presentó un valor intermedio de 8,81 ± 1,30 mg CO_2 g^{-1} $día^{-1}$ sin diferir significativamente de los anteriores tratamientos. La mayor actividad microbiana registrada en el sistema de referencia (NAT) es coherente con la estabilidad biológica y el ciclo de carbono cerrado de los ecosistemas naturales, donde el aporte continuo de biomasa radicular y hojarasca sostiene un metabolismo superior al de los suelos bajo intervención agrícola (Sukhoveeva et al., 2023). Por su parte, el sistema orgánico (ORG) presenta un nivel intermedio debido a su naturaleza mixta, donde la incorporación de pasturas y el reciclaje de estiércol ganadero funcionan como un motor biológico que provee carbono de alta calidad y estimula a los microorganismos heterótrofos. Sin embargo, la variabilidad observada en este sistema y su falta de diferenciación estadística respecto al convencional podrían estar vinculadas al disturbio provocado por las remociones mecánicas para el control de malezas; estas labranzas, aunque airean el suelo, interrumpen la estabilidad de la comunidad microbiana e impiden que el sistema alcance los niveles de resiliencia del estado natural. De este modo, los resultados indicarían que la integración ganadera mejora el potencial biológico del suelo agrícola, pero el disturbio físico necesario en el manejo orgánico modula este beneficio (Araújo et al., 2009; Krause et al., 2022).

El análisis del fósforo (P) extractable (Tabla 2) reveló diferencias altamente significativas entre los sistemas de manejo ($p < 0,01$). El sistema Natural (NAT) presentó las mayores concentraciones del nutriente (40,50 ± 6,45 mg kg^{-1}), diferenciándose estadísticamente de los sistemas bajo producción. Por su parte, el sistema Orgánico (ORG) mantuvo niveles de disponibilidad fosforada (13,53 ± 4,43 mg kg^{-1}) estadísticamente similares a los del sistema Convencional (CONV) (18,23 ± 4,43 mg kg^{-1}). No se detectó una interacción significativa entre el sitio y el tratamiento ($p = 0,083$), lo que indica que el comportamiento de los manejos fue consistente en ambas localidades. Estos resultados sugieren que el manejo agroecológico, basado en rotaciones con praderas y sin fertilización de síntesis, logra sostener niveles de

fósforo comparables al modelo industrial. No obstante, la diferencia con el sistema de referencia advierte sobre la necesidad de planificar la restitución de este nutriente. Aun considerando que este sistema resulta menos extractivo que CONV, la ausencia de reposición podría derivar en escenarios de deficiencia como los planteados por Siervi et al. (2023), quienes observaron caídas críticas de P en sistemas mixtos orgánicos. En contrapartida, un manejo adecuado de la fertilización orgánica posee el potencial de mejorar el rendimiento de los cultivos respecto a la fertilización de síntesis, al sustentar simultáneamente los niveles de nutrientes y la actividad biológica del suelo (Liu et al., 2021).

Tabla 2. Respiración microbiana y P extractable para los diferentes tratamientos.

Manejo	Respiración (µg C-CO_2 g^{-1} h^{-1})	P extractable (mg kg^{-1})
NAT	14,20 ± 1,29 a	40,50 ± 6,45 a
ORG	8,81 ± 1,30 ab	13,53 ± 4,43 b
CONV	8,25 ± 1,51 b	18,23 ± 4,43 b

CONV: convencional, ORG: orgánico, NAT: sistema natural de referencia.
Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares permiten concluir que el manejo agroecológico (ORG) en el centro-sur de Córdoba favorecería la salud del suelo al mejorar significativamente la tasa de infiltración en comparación con el sistema convencional (CONV). Esta mejora en la funcionalidad hídrica ocurre incluso bajo niveles de densidad aparente similares a CONV, lo que sugiere que la inclusión de praderas y el manejo orgánico promueven una macroporosidad más conectada y funcional.

Desde la perspectiva química, el sistema ORG logra sostener niveles de fósforo extractable comparables al modelo CONV, demostrando eficiencia en el reciclaje de nutrientes, aunque la tendencia decreciente observada advierte sobre la necesidad de planificar estrategias de reposición orgánica para evitar el agotamiento del recurso a largo plazo. En conjunto, los indicadores físicos, químicos y biológicos (respiración) muestran que la transición hacia modelos agroecológicos no solo es viable en la región, sino que recupera servicios ecosistémicos críticos para la sostenibilidad hídrica y productiva.

AGRADECIMIENTOS: Este trabajo fue realizado en el marco del proyecto de investigación "Indicadores de salud y función depuradora del suelo en diferentes sistemas de producción del centro-sur de Córdoba" financiado por la SeCyT de la UNRC (RR 0449-2024).

BIBLIOGRAFÍA

Andrade, F., Taboada, M., Lema, D., Maceira, N., Echeverría, H., Posse, G., ... y Mastrángelo, M. (2017). *Los desafíos de la agricultura argentina. Satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental*. INTA Ediciones.

Araújo, A. S. F., Leite, L. F. C., Santos, V. B., and Carneiro, R. F. V. (2009). Soil microbial activity in conventional and organic agricultural systems. *Sustainability*, *1*(2), 268–276. https://doi.org/10.3390/su1020268

Basche, A. D. and Delonge, M. S. (2019). Comparing infiltration rates in soils managed with conventional and alternative farming methods: A meta-analysis. *PLOS ONE*, *14*(6), e0215702. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215702

Blake, G. R., y Hartge, K. H. (1986). Bulk density. En A. Klute (Ed.), *Methods of soil analysis: Part 1. Physical and mineralogical methods* (2a ed., pp. 363-375). American Society of Agronomy.

Frioni, L. (2011). *Microbiología: básica, ambiental y agrícola*. Orientación Gráfica Editora.

Fueki, N., Lipiec, J., Kuś, J., Kotowska, U., and Nosalewicz, A. (2012). Difference in infiltration and macropore between organic and conventional soil management. *Soil Science and Plant Nutrition*, *58*(1). https://doi.org/10.1080/00380768.2011.644759

Krause, H. M., Stehle, B., Mayer, J., Mayer, M., Steffens, M., Mäder, P., and Fliessbach, A. (2022). Biological soil quality and soil organic carbon change in biodynamic, organic, and conventional farming systems after 42 years. *Agronomy for Sustainable Development*, *42*(6), 117. https://doi.org/10.1007/s13593-022-00843-y

Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., y Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth y Environment*, *1*(10), 544-553. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Liu, J., Shu, A., Song, W., Shi, W., Li, M., Zhang, W., Li, Z., Liu, G., Yuan, F., Zhang, S., Liu, Z., and Gao, Z. (2021). Long-term organic fertilizer substitution increases rice yield by improving soil properties and regulating soil bacteria. *Geoderma*, *404*, 115287. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115287

NRCS. (2023). *What is Soil Health?* Natural Resources Conservation Service, USDA. https://www.nrcs.usda.gov/conservation-basics/natural-resource-concerns/soils/soil-health

Page, A. L. (Ed.). (1982). *Methods of soil analysis: Part 2. Chemical and microbiological properties* (2a ed.). American Society of Agronomy.

Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E., y Angelini, H. P. (2011). Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones pampeana y extrapampeana argentina. *Ciencia del Suelo*, *29*(1), 29-37.

Sarandón, S. J. (2021). Agroecología: una revolución del pensamiento en las ciencias agrarias. *Ciencia, tecnología y política*, *4*(6). https://doi.org/10.24215/26183463e054

Siervi, D., Silvano, M., de Iorio, F., y De Siervi, A. (2023). Estudio del impacto de la producción orgánica en planteos mixtos (agrícolo-ganaderos) sobre algunos indicadores de calidad del suelo. *FAVE Sección Ciencias Agrarias*, *22*(1), e0001. https://doi.org/10.14409/fa.2023.22.e0001

Sukhoveeva, O. E., Karelin, D. V., Zolotukhin, A. N., and Pochikalov, A. V. (2023). Soil Respiration in Agricultural and Natural Ecosystems of European Russia. *Eurasian Soil Science*, *56*(9), 1247–1256. https://doi.org/10.1134/s1064229323601129

CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA: EFLUENTES PORCINOS Y SALUD DE LOS SUELOS

Pegoraro, V.[1*], Sosa, N.[1], Mathier, D.[1], Bragachini, M.[1], Vélez, G.[1], Lorenzon, C.[1], Conde, B.[1], Mazzini, P.[1], Ortiz, J.[1], Miralles, S.[2], Crema, N.[2], Poliotti, V.[2], Rocha, L.[2], Andreani, A.[2], Casalotti, M.[2], Cuello, P.[2], Inga, M.[2], Avendaño, M.[2], Merino, B.[2], Ferrari, J.[3], Castro, P.[4], Lenarduzzi, V.[3]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina; [2]Ministerio de Producción, Ciencia e Innovación Tecnológica, Córdoba Argentina; [3]Secretaría de Ambiente, Córdoba, Argentina; [4]Secretaría de Ganadería, Córdoba, Argentina; * Ruta Provincial N° 13, km 3, (2580), Prov. de Córdoba, pegoraro.vanesa@inta.gob.ar , vanesapegoraro@gmail.com

RESUMEN: En América Latina, el uso agronómico de estiércoles animales es una práctica creciente. En Argentina, la provincia de Córdoba fue pionera en su regulación a través de la Resolución N.º 29/2017. En este contexto, el Proyecto Nacional IMPACTAR 119 representó un antecedente en la caracterización y el estudio de los efectos del uso de efluentes porcinos estabilizados sobre las propiedades del suelo. En el sur y sudeste de Córdoba, las aguas subterráneas presentan alta salinidad y se emplean en instalaciones porcinas, lo que, sumado al contenido salino de las dietas, incrementa la conductividad eléctrica y sodio en los efluentes. En el estudio se analizaron aguas subterráneas, efluentes y suelos en 14 establecimientos, determinando variables químicas e índices de riesgo. Los resultados indicaron alta salinidad y sodicidad tanto en aguas como en efluentes, con una fuerte dependencia de la calidad del agua utilizada. El 86% de los efluentes podrían aplicarse con manejo adecuado, mientras que el 14% eran no aptos. Se encontraron correlaciones significativas entre parámetros del agua, efluentes y suelos, destacando el impacto del contenido de sodio y magnesio, así como la disminución del carbono orgánico del suelo. Se concluye que el monitoreo de la calidad del efluente y del suelo es clave para prevenir riesgos de salinización y sodificación, y garantizar la sustentabilidad agronómica-ambiental.

PALABRAS CLAVE: estiércol, conductividad eléctrica, lagunas anaeróbicas.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial los estiércoles animales se utilizan como fertilizantes en suelos agrícolas, y en América Latina esta práctica está creciendo. En Argentina, la provincia de Córdoba fue la primera en regular el uso agronómico de estiércoles animales (tanto líquidos como sólidos) mediante la Resolución N.º 29/2017, “Manejo y Aplicación Agronómica de Residuos Pecuarios”. En línea con esta iniciativa, el ex -MINCyT, financió el Proyecto Nacional “IMPACTAR N.º 119” para evaluar los efectos de la aplicación de efluentes porcinos estabilizados en lagunas anaeróbicas sobre las propiedades del suelo en la Provincia de Córdoba.

Las aguas subterráneas en el sur y sudeste de la provincia de Córdoba (Argentina) se caracterizan por su alto contenido de sales y sodio (Blarasin et al., 2011), y se utilizan para el lavado de pisos en instalaciones de confinamiento animal. Además, en las granjas porcinas se incorpora sal a las dietas de los animales, lo que contribuye al alto nivel de conductividad eléctrica y alto contenido de sodio en los efluentes generados (Moral et al., 2008). Este estudio tuvo como objetivo en particular evaluar la calidad de las aguas subterráneas utilizadas para el lavado de las instalaciones y de los efluentes porcinos estabilizados en lagunas anaeróbicas en relación con el riesgo de salinización y sodificación del suelo cuando se utilizan con fines agronómicos en granjas porcinas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la provincia de Córdoba, Argentina. Esta es la principal provincia productora de carne porcina del país concentrando, y la producción porcina se encuentra fuertemente concentrada en los departamentos del sur–sudeste, estrechamente vinculada a la producción de maíz (Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2024). Todos los establecimientos operan bajo un sistema agrícola de siembra directa. Se recolectaron muestras representativas de efluente, agua subterránea y suelos agrícolas en 14 establecimientos porcinos comerciales (Figura 1). Cada establecimiento fue muestreado durante los meses de mayo, junio y julio de 2023 (otoño–invierno), luego de la cosecha de cultivos estivales en cada establecimiento, previo a nuevas aplicaciones de efluente porcino y antes de la siembra de cultivos invernales.

Los establecimientos fueron seleccionados en base a dos criterios principales:

i) el efluente porcino era gestionado mediante sistemas de laguna/s anaeróbica/s, y

ii) la aplicación agronómica de los efluentes se había realizado sobre el mismo suelo durante al menos tres años consecutivos, con el fin de evaluar efectos acumulativos sobre la calidad del suelo.

Muestreo de efluentes y agua subterránea, y determinaciones analíticas

Las muestras de efluente porcino estabilizado provenientes de lagunas anaeróbicas se recolectaron utilizando un muestreador (Figura 2). Aproximadamente 15 alícuotas fueron combinadas en un contenedor de 20 L, se mezclaron para homogeneizarse y se tomó una muestra representativa de 1 L, se almacenó a 4 °C y se conservó hasta su análisis.

El muestreo del agua subterránea se realizó en el punto de abastecimiento de agua utilizado para la limpieza de las instalaciones de encierre de los animales (Figura 2), recolectando el agua en un contenedor de 20 L. Una muestra representativa de 1 L se almacenó a 4°C y se conservó hasta su análisis. Para ambas matrices, los análisis incluyeron conductividad eléctrica (CE) de acuerdo con SMWW 23 ed. (Lipps et al., 2023), y K, Ca, Mg y Na luego de una digestión ácida. El Na fue determinado por espectrometría de absorción atómica con llama (FAAS), mientras que los restantes elementos se determinaron mediante espectrometría de plasma acoplado inductivamente con detección por espectrometría de masas (ICP-MS). La relación de adsorción de sodio (RAS) se calculó como:

$$RAS = \frac{[Na+]}{\sqrt{\frac{([Ca2+] + [Mg2+])}{2}}}$$

Muestreo de suelo y determinaciones analíticas

Se realizaron muestreos de suelos con un historial mínimo de aplicación de tres años, con la finalidad de evaluar los efectos a mediano plazo. Se obtuvo una muestra compuesta formada por 20 submuestras. Se recolectaron muestras en 0–20 cm, utilizando un barreno de suelo de 2,5 cm de diámetro (Figura 2). Las muestras se secaron al aire a temperatura ambiente y se tamizaron a 2 y 0,5 mm para los análisis químicos.

Se determinaron: carbono orgánico del suelo (COS) (Walkley-Black) (IRAM-SAGyP 29571-2 2011), cationes intercambiables (Ca, Mg, K y Na) por extracción con NH_4OAc 1 N a pH 7 y se midieron mediante espectrometría de absorción/emisión atómica en llama. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó por destilación de amonio y titulación (Sparks, 1996). El porcentaje de sodio intercambiable (PSI, %) se calculó como:

$$PSI\ (\%) \frac{Na\ intercambiable}{CIC} X\ 100$$

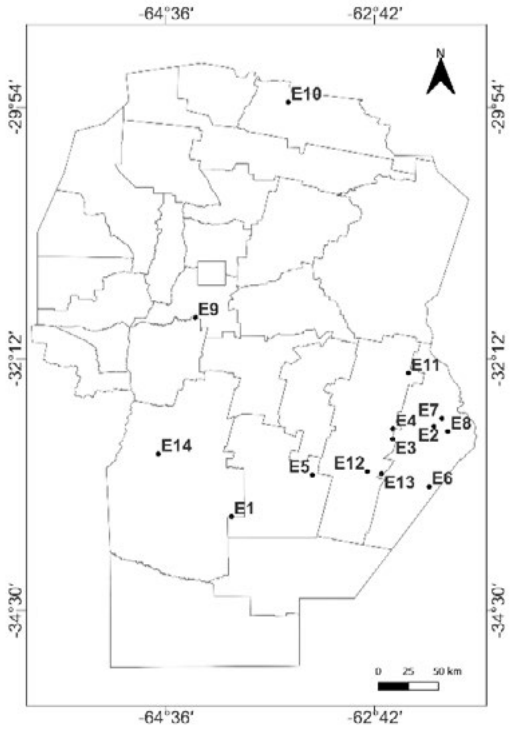


Figura 1. Mapa de la distribución de las granjas porcinas muestreadas (n=14).

Figura 2. Muestreo de aguas subterráneas para lavado de instalaciones, efluentes en lagunas anaeróbicas y suelos agrícolas.

Análisis de los datos

Para el análisis de los datos y la interpretación de la información se utilizó el software InfoStat Professional. Se elaboraron gráficos de dispersión y de barras, y se realizaron análisis de correlación y regresión entre las variables estudiadas, con el objetivo de relacionar la calidad del agua subterránea y de los efluentes porcinos, así como su posterior impacto sobre la calidad de los suelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El 43% de las muestras de agua presentaron una salinidad extrema, el 7% una salinidad muy alta, el 14% una salinidad alta y el 36% una salinidad media (Figura 3). Respecto al riesgo de sodificación, el 71% de las muestras presentó valores de RAS superiores a 26, indicando un

contenido muy alto de sodio; el 14% tenía niveles bajos, y el 14% niveles altos. El análisis de los efluentes estabilizados reveló un alto riesgo de salinización en todas las muestras, con un 64% mostrando un contenido de sodio muy alto y 21% de sodio alto (Figura 4).

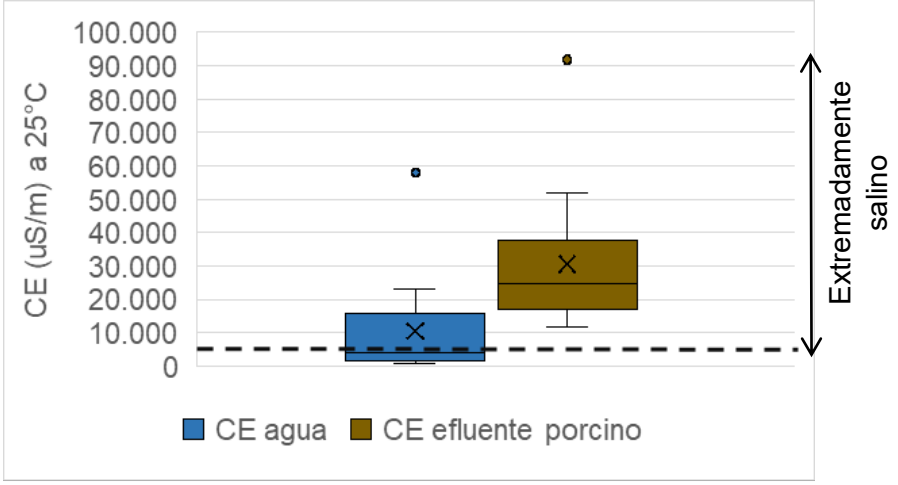


Figura 3. Riesgo de salinización de aguas subterráneas y efluentes porcinos. Valores mayores a 6.000 uS/m son extremadamente salinos.

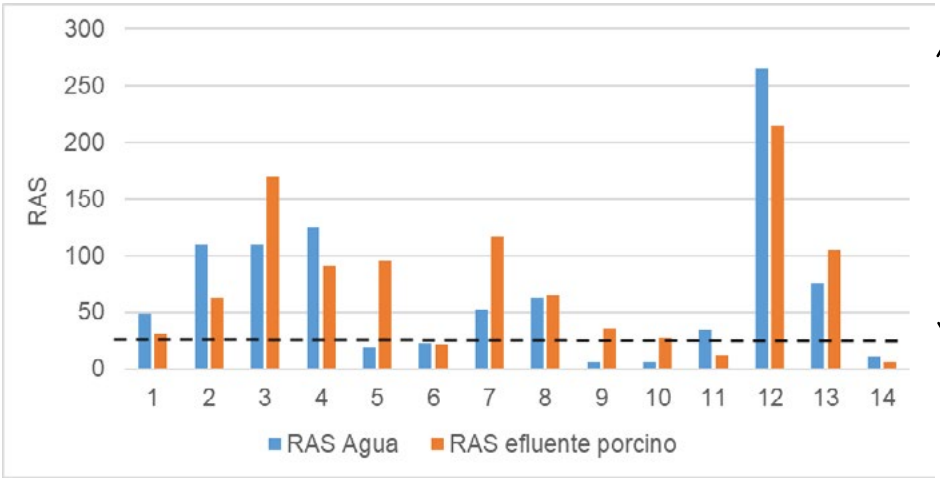


Figura 4. Relación de absorción de sodio (RAS) de aguas subterráneas y efluentes porcinos. Valores de RAS mayores a 26 alto riesgo de sodificación.

Se identificaron regresiones positivas significativas ($p<0.05$) entre el RAS de los efluentes y los parámetros del agua subterránea (Figura 5), así como entre la CE de los efluentes y el Na. Estos hallazgos indican que la calidad del efluente depende de la calidad del agua utilizada para el lavado de las instalaciones. Sin embargo, en algunas granjas se encontró agua subterránea de buena calidad, aunque su concentración salina aumentó luego de la estabilización. Esto se debe a que las lagunas anaeróbicas funcionan como sistemas de concentración progresiva de sales disueltas, dado que la pérdida de agua por evaporación. Paralelamente, la acumulación de lodos en el fondo de las lagunas reduce el volumen activo y promueve procesos de mineralización de la fracción sólida, lo que conlleva la liberación de cationes tales como Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+} y Na^{+} hacia la fase líquida.

Aplicando el índice de Riverside, se determinó que el 86% de las granjas generaban efluentes que podrían utilizarse con precaución, mediante prácticas de manejo adecuadas. Algunas prácticas pueden ser lavado de sales, enmiendas químicas, siembra de cultivos tolerantes. El 14% restante producía efluentes no aptos para riego o de uso extremadamente restringido. Aunque estos índices no están específicamente diseñados para evaluar el uso agronómico

de efluentes animales, brindan información valiosa sobre su calidad fisicoquímica y los riesgos asociados a su aplicación.

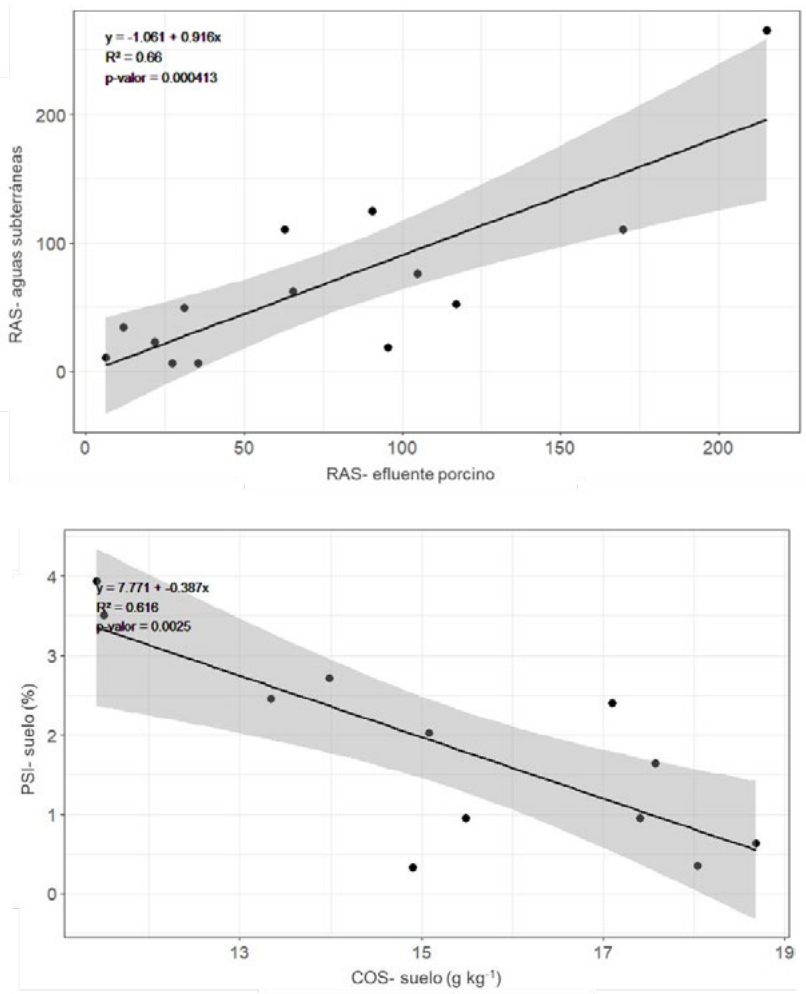


Figura 5. Relación entre absorción de sodio (RAS) del agua subterránea y del efluente porcino (arriba), y relación entre porcentaje de sodio intercambiable (PSI-%) y carbono orgánico del suelo (g kg^{-1}) (abajo).

Finalmente, al analizar la relación entre la calidad de los efluentes estabilizados y los suelos agrícolas que los reciben, se encontró una correlación positiva significativa entre el Mg en los efluentes y la CE en el suelo (R = 0.54; p < 0.05), así como una correlación negativa entre el COS y K, Na y PSI-% (R = -0.59, -0.53, -0.56; p <0.05). además, de una regresión negativa entre PSI-% y COS (R=0,616-, p<0,05). Estos resultados podrían atribuirse a una mayor mineralización de la materia orgánica inducida por una mayor actividad microbiana, estimulada por el aporte de nutrientes presentes en los efluentes.

CONCLUSIONES

Los hallazgos de este estudio revelaron la necesidad de monitorear los indicadores e índices de riesgo de salinidad y sodicidad tanto en los efluentes porcinos como en los suelos agrícolas que los reciben. Esto permitirá implementar prácticas preventivas y correctivas para evitar el deterioro de la calidad del suelo, lo que podría afectar la productividad y el ambiente.

AGRADECIMIENTOS
Financiado por el Proyecto IMPACTAR N.º 119, Ministerio de Innovación, Ciencia y Tecnología de la Nación (MINCyT-Argentina).

BIBLIOGRAFÍA
Blarasin, M., Cabrera, A., y Matteoda, E. (2014). Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba. UniRío. Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina.
IRAM-SAGyP 29571-2. (2011). Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 2 - Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte, escala semi-micro. In IRAM.
Lipps, W. C., Braun-Howland, E. B. y Baxter, T. E. (2023). Standard methods for the examination of water and wastewater.
Moral, R., Perez-Murcia, M. D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C. y Rufete, B. (2008). Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. Waste management, 28(2), 367-371.
Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D. y Clesceri, L. S. (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater.
Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca (2024). Anuario Porcino 2024. Ministerio de Economía. Republica Argentina. 44 p.
Sparks, D. L. (1996). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. (Soil Scien).

TEXTURA, MANEJO Y DINÁMICA EROSIVA EN SUELOS SEMIÁRIDOS BAJO SIMULACIÓN DE LLUVIA

Peralta, P.[1, 3*], Colazo, J. C.[2, 3]

[1] Becario CONICET-INTA; [2] EEA San Luis, INTA; [3] Departamento de Cs. Agropecuarias, UNSL;
[*] peralta.pablo@inta.gob.ar

RESUMEN: La erosión hídrica en regiones semiáridas depende fuertemente de la textura del suelo y del manejo aplicado. Las diferencias en la proporción de arena, limo y arcilla determinan la erodabilidad, afectando la infiltración, el escurrimiento y la formación de costras superficiales. Se evaluaron tres texturas contrastantes (A, AF y FA) en ambientes agrícolas y naturales de la región de San Luis (Argentina) mediante simulaciones de lluvia de alta intensidad (36 mm en 10 min). Se midieron tasas de escurrimiento, inicio de escorrentía y sedimentos desprendidos. Los resultados mostraron que los ambientes agrícolas presentaron entre 2 y 7 veces más sedimentos que los naturales, correlacionándose negativamente con el contenido de carbono orgánico total (COT). Las texturas con mayor proporción de limo y arcilla registraron mayores tasas de desprendimiento, mientras que las arenosas mostraron menor escurrimiento. La interacción textura x manejo fue significativa para el escurrimiento, sugiriendo que factores como la hidrofobicidad superficial en suelos naturales influyen en la dinámica del agua sin aumentar proporcionalmente el arrastre de sedimentos. Estos hallazgos evidencian la necesidad de prácticas de manejo que incrementen la estabilidad estructural y reduzcan la exposición del suelo al impacto directo de la lluvia en sistemas agrícolas semiáridos

PALABRAS CLAVES: Erosión hídrica, cuenca El Morro, hidrofobicidad.

INTRODUCCIÓN

La textura del suelo influye en su erodabilidad (Zolfaghari et al., 2024; Chagas et al., 2023). En condiciones de ausencia de cobertura, el escurrimiento ocurre con mayor magnitud en suelos de textura fina en comparación con suelos arenosos, en particular cuando hay formación de costra superficial. En general en regiones semiáridas con suelos de textura gruesa, el escurrimiento es mayor en los suelos franco-arenosos que en los arenoso - francos (Adema et al., 2003, Ren et al., 2021). La abundancia de limos y arenas muy finas aumenta la fragilidad edáfica, dado su baja capacidad de agregación y su mayor facilidad de transporte comparadas con las arenas gruesas (Chagas et al., 2023). Sin embargo, las bajas cohesión de las arenas, pueden facilitar el transporte de mismas y generar tasas superiores a suelos con una baja proporción de estas (Ren et al., 2021).

La textura incide no sólo en las tasas de escurrimiento y pérdida de sedimentos, sino también en el desarrollo del proceso erosivo. He et al. (2014, como se citó en Ren et al., 2021) propusieron que la textura del suelo tiene un gran impacto en la formación de surcos. En comparación con una pendiente de loess, una pendiente con una superficie arenosa cambia los mecanismos de generación de escorrentía y su tiempo de iniciación, por lo tanto, influye en la formación de surcos y el proceso de erosión del suelo. Teniendo en cuenta los diferentes mecanismos por lo que influye la textura, nuestro objetivo fue evaluar de suelos con texturas y manejos contrastantes, cuando son expuestos al efecto erosivo de la lluvia mediante el uso de simulador de lluvia en la región semiárida central.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron tres pares de suelos de textura y manejos contrastantes dentro de la cuenca El Morro en la provincia de San Luis (Tabla 1). En función de información de la carta de suelos fueron elegidos tres texturas: Arenoso (A), Arenoso Franco (AF) y Franco Arenoso (FA). Los usos fueron: Agrícola (a), caracterizado por una rotación principalmente de maíz (*Zea mays*) y soja (*Glycine max* (L) Meer) en siembra directa, y natural (n), un tratamiento sin cultivar y con mínimo disturbio caracterizados por bosques xerofíticos abiertos con predominio de bosque de algarrobo (*Prosopis alba*) y acompañado de pastizales naturales, representando las condiciones originales del suelo (Oyarzabal et al., 2018).

Tabla 1. Características físico-químicas de los sitios evaluados. AFa: Arenoso franco agrícola, AFn: Arenoso franco natural, Aa: Arenoso agrícola, An: Arenso natural, FAa: Franco arenoso agrícola, FAn: Franco arenoso natural, COT: carbono orgánico total.

Sitios	Clasificación textural	Manejo	Limo + arcilla (%)	COT (%)
AFa	Arenoso Franco	Agrícola	15,6	0,71
AFn	Arenoso Franco	Natural	15,1	1,07
Aa	Arenoso	Agrícola	9,3	0,59
An	Arenoso	Natural	12,5	1,11
FAa	Franco Arenoso	Agrícola	26,8	0,30
Fan	Franco Arenoso	Natural	25,6	1,30

En cada sitio, se seleccionaron tres áreas de 10 m^2, que fueron consideradas como replicas. En estas áreas se tomaron muestras con barreno de los primeros 20 cm de suelo para evaluar textura mediante tamizado en húmedo y el método de la pipeta de Robinson (Gee y Bauder, 1986). El contenido de carbono orgánico total (COT) se determinó mediante el método de Walkley y Black (1934).

En estas áreas utilizamos un simulador de lluvia descripto en Eiza y Carfagno (2018). Previo a cada simulación cuidadosamente eliminamos la cobertura vegetal, especialmente en la situación natural. En las simulaciones de lluvia se aplicó una lámina de agua de 36 mm en 10 minutos con el objetivo de generar escurrimientos en todas las evaluaciones, esta alta intensidad fue seleccionada para asegurar procesos de escorrentía (Alvarez, et al., 2017). Luego de cada simulación se recogieron las muestras y se trasladaron al laboratorio para ser secadas en estufa a 60°C. Se obtuvieron datos de lámina escurrida e infiltrada, inicio de escurrimiento y sedimentos movilizados.

La cantidad de sedimentos recolectados “S” luego de la simulación de lluvia fue calculada según la ecuación 1, en donde “s1” es igual al sedimento recolectado, expresado en gramos y “A” es el área del simulador, expresado en cm^2. Los resultados fueron expresados en g m^{-2}. Para la escorrentía se utilizó la ecuación 1. Se reemplazó “s1” por la lámina escurrida (mm) calculada mediante probeta post simulación. Los resultados de escorrentía fueron expresados en “mm”.

$$S = \frac{s1}{A} \qquad (1)$$

Se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas para cada variable dependiente, por medio de la prueba de Shapiro-Wilks modificada y pruebas gráficas.

Posteriormente, se realizaron análisis univariados (ANOVA de dos vías) para cada variable de respuesta. En los casos en que se detectaron efectos significativos ($p < 0,05$), las diferencias entre niveles de los factores fueron evaluadas mediante una prueba de comparación de medias de Fisher (LSD).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

No se detectó una interacción significativa entre textura x manejo para la producción de sedimentos ($p > 0,05$). Esto indica que los efectos de la textura y el manejo pueden evaluarse de manera independiente. El efecto del manejo fue altamente significativo ($p =0,0002$). Los sitios agrícolas tuvieron alrededor de 2 a 7 veces más sedimentos que los naturales. Estas tasas de desprendimiento se correlacionaron de forma negativa con los niveles de COT (-0,77), siendo mayor el mismo en los sitios naturales. Esto coincide con lo reportado por distintos autores, quienes explican que dicha diferencia se debe a las propiedades del suelo las cuales juegan un rol importante en la vulnerabilidad contra el efecto erosivo de la gota de agua sobre la superficie del suelo. Además, las mejores condiciones físico edáfica de los sitios naturales con mejores contenidos de COT y mayores cantidades de raíces, le brinda una mayor estabilidad en la agregación cuando se lo compara a una situación agrícola (Ma et al., 2022; Castiglione et al., 2011, Adema et al., 2003). El efecto de textura fue significativo ($p < 0,05$) en las tasas de sedimentos. Aquellos sitios con mayores contenidos de L+A tuvieron mayores tasas de sedimentos. Este comportamiento se observó en otros suelos, donde los contenidos de L+A generaron vulnerabilidad a la desagregación por la gota de lluvia, traduciéndose en mayores tasas de sedimentos (Sun et al., 2021).

Existió interacción entre textura x manejo para el escurrimiento ($p =0,005$). No hubo efecto del manejo ($p >0,05$), pero si hubo diferencias entre las texturas. La figura 1 muestra la escorrentía acumulada (mm) y su variación según la combinación de los manejos y las texturas. Los sitios con mayores escurrimientos y sin diferencias fueron el FAa y AFn con 20,8 y 20,6 mm promedios. Para los sitios restantes el comportamiento fue similar, con una tendencia a escurrir más en los sitios naturales que en los agrícolas. Para los sitios AF y A las escorrentías estuvieron en el orden de 1,7 y 1,1 veces más en sitios naturales que en los agrícolas, y para la unidad FA la escorrentía fue de 1,4 veces mayor en agrícolas que en naturales. Este comportamiento por parte de los sitios naturales coincide con lo reportado por bibliografía, explicado por el fenómeno de hidrofobicidad, típico de regiones áridos y semiáridos. Este fenómeno afecta el movimiento del agua, reduciendo la velocidad de humedecimiento e infiltración en el perfil del suelo y por ende aumentando las tasas de escurrimiento ante altas intensidad de lluvias (Mao et al., 2019; Contreras et al., 2008).

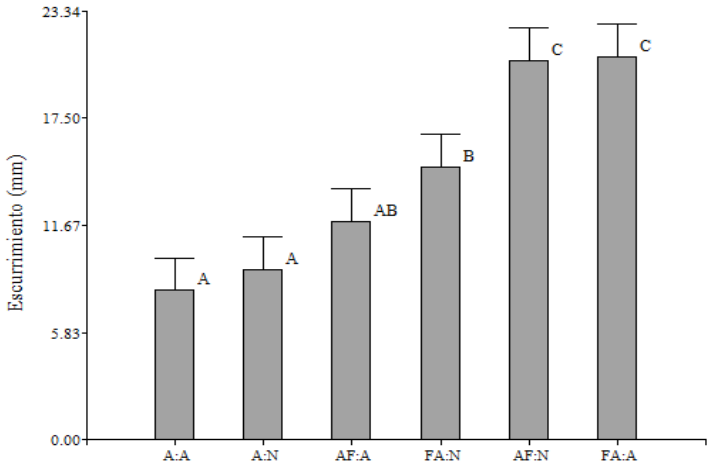


Figura 1. Escurrimientos medidos en el simulador de lluvia (mm) en función de la combinación de las texturas y ambientes seleccionadas. Texturas (primera letra): AF: arenosos franco, FA: franco arenoso y A: arenoso. Usos (segunda letra) N: natural y A: agrícola. Las barras indican el desvío estándar (n = 3).

Los procesos de escorrentía se correlacionaron positivamente con el contenido de limo + arcilla (r = 0,59), en coincidencia con estudios previos en la región (Adema et al., 2003). Sin embargo, esta mayor escorrentía no se tradujo en igual medida en un aumento proporcional de las tasas de desprendimiento en todos los sitios. En los ambientes agrícolas, la correlación entre escorrentía y sedimentos alcanzó un valor elevado (r = 0,60), mientras que en los sitios naturales fue considerablemente menor (r = 0,15). Esta diferencia sugiere que, en suelos naturales, la presencia de hidrofobicidad superficial podría desempeñar un rol importante al restringir la desagregación del suelo. Este fenómeno, al reducir la infiltración inicial (Figura 2), favorecería la formación de una lámina de agua retenida que amortigua el impacto de las gotas de lluvia. Como resultado, el escurrimiento en estos sitios se inicia con una carga sedimentaria reducida, pese al menor tiempo de retención superficial.

En cambio, en los sitios agrícolas, la escorrentía estuvo más fuertemente asociada con el arrastre de sedimentos, posiblemente debido a una menor estabilidad estructural del suelo. Particularmente, los sitios con mayor contenido de arenas (A y AF) mostraron escorrentías limitadas por una mayor capacidad de infiltración, mientras que el sitio FA, con mayor proporción de L+A, presentó escasa infiltración, escurrimiento rápido y una mayor carga de sedimentos movilizados, dejando la superficie más vulnerable al efecto erosivo de la gota (Adema et al., 2003; Ren et al., 2021). La relación entre escorrentía y desprendimiento de sedimentos varió según el manejo, la textura (L+A), el contenido de COT y la presencia o no de hidrofobicidad, siendo estos factores clave para explicar la dinámica erosiva diferenciada entre sitios agrícolas y naturales.

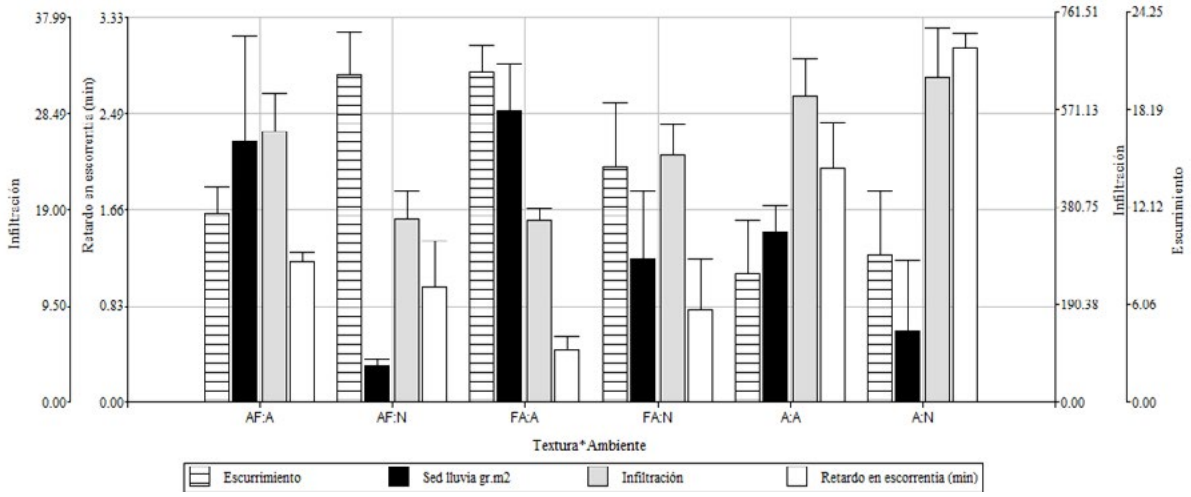


Figura 2. Tasas de escurrimiento (mm), infiltración (mm) sedimentos (g m2) y retención superficial (minutos). Texturas: AF: arenosos franco, FA: franco arenoso y A: arenoso. Manejos, N: natural y A: agrícola. Las barras indican el desvío estándar (n = 3).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos evidencian que tanto la textura del suelo como el manejo son factores determinantes en la dinámica erosiva. Los suelos bajo agricultura presentaron tasas de erosión significativamente mayores que el natural, correlacionadas negativamente con el contenido de carbono orgánico total (COT), lo que confirma la importancia de la materia orgánica en la estabilidad estructural del suelo aún en ambientes semiáridos.

En cuanto a la textura, los suelos con mayor proporción de limo y arcilla mostraron mayor vulnerabilidad a la desagregación y, por ende, mayores tasas erosión, mientras que las texturas más arenosas tendieron a favorecer la infiltración y reducir el escurrimiento. Sin embargo, la interacción textura x manejo fue relevante para el comportamiento del escurrimiento, sugiriendo que factores como la hidrofobicidad superficial en ambientes naturales influyen en la dinámica del agua sin traducirse necesariamente en un aumento proporcional del arrastre de sedimentos.

La combinación bajo contenido de COT y mayor proporción de limo y arcilla incrementa la susceptibilidad a la erosión hídrica en sistemas agrícolas. Estos hallazgos resaltan la necesidad de implementar prácticas de manejo que mejoren la estabilidad estructural y reduzcan la exposición del suelo al impacto directo de la lluvia, especialmente en regiones semiáridas.

BIBLIOGRAFÍA

Adema, E. O., Babinec, F. J., Buschiazzo, D. E., Martín, M. J. y Peinemann, N. (2003). Erosión hídrica en suelos del caldenal. https://www.produccion-animal.com.ar/suelos_ganaderos/08-erosion_caldenal.pdf.

Alvarez, C., Andriani, J., Eiza, M., Carfagno, P., Fernandez, R., Gil, R., Michelena, R. y Sánchez, H. (2017). Agua del suelo. En: Santos, D. J., Wilson, M. G. y Ostinelli, M. Metodología de muestreo de suelo y ensayos a campo. Protocolos básicos comunes. 2ª Edición. ISBN 978-987-521-862-8-

Castiglioni, M., Wilson, M., Paz-González, A., Alvarez, M., Irurtia, C., Oszust, J. y Sasal, M. (2011). Efecto del cultivo de trigo sobre el ingreso de agua al suelo bajo siembra directa.

Chagas, C. I. y Kraemer, F. B. (2023). Escurrimiento, erosión del suelo y contaminación de los recursos hídricos superficiales por sedimentos asociados a la actividad agropecuaria extensiva: algunos elementos para su análisis. En: Kraemer, F. B., Chagas, C. I., Castiglione, M. y Massobrio, M. (Eds). Degradación de tierras con énfasis en la Región Pampena: aportes para una gestión racional del uso agropecuario. Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos aires (pág. 201-247).

Contreras, S., Cantón, Y. y Solé-Benet, A. (2008). Sieving crusts and macrofaunal activity control soil water repellency in semiarid environments: Evidences from SE Spain. Geoderma, Volume 145, Issues 3–4. Pages 252-258, ISSN 0016-7061. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.03.019.

Gee, G. W. y J. W. Bauder. (1986). Particle-size Analysis. Pp 383-409. In: Klute, A. (Ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. 2nd Edition. Agron. Monogr. 9. ASA & SSSA. Madison, USA. 1358 pp.

Eiza, M. y P. Carfagno. (2018). Medición de la infiltración en el suelo. Infiltrómetro de anillo simple y simulador de lluvias. En: Quiroga, A., Fernández, R. & C. Álvarez (Eds). Análisis y evaluación de propiedades físico-hídricas de los suelos. Ediciones INTA.

Ma, R., Hu, F., Xu, C., Liu, C. y Zhao, S. (2022). Response of soil aggregate stability and splash erosion to different breakdown mechanisms along natural vegetation restoration. CATENA, Volume 208. 105775, ISSN0341-8162. https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105775.

Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M., y León, R. J. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. Ecología Austral, 28(1), 040–063. https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399.

Ren, Z., Zhang, X., Zhang, X. J., Li, Z., Li, P. y Zhou, Z. Z. (2021). Sand cover enhances rill formation under laboratory rainfall simulation. CATENA, Volume 205. ISSN 0341-8162. https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105472.

Sun, L., Zhou, J.L, Qiangguo Cai, Liu, S. y Xiao, J. (2021). Comparing surface erosion processes in four soils from the Loess Plateau under extreme rainfall events. International Soil and Water Conservation Research. Volume 9, Issue 4. Pages 520-531, ISSN 2095-6339.

Zhu, X., Liang, Y., Qu, L., Cao, L., Tian, Z., Gu, Z., Guo, H., y Li, M. (2022). Quantification of physical soil crust thickness and its effects on runoff and sediment yield. Soil Science Society of America Journal, 86, 630–642. https://doi.org/10.1002/saj2.20396.

Zolfaghari, F., Shojaei, S., Khosravi, H. y Bandak, I. (2024). Evaluation of the effect of the mixture of soil textural compounds on the strength of the soil crust: Coding and optimization. Results in Engineering. Volume 22. ISSN 2590-123. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.101988

.

EFECTO DE LA TEXTURA Y EL MANEJO EN LA INTERACCIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA-EÓLICA

Peralta, P. E.[1, 3*], Colazo, J. C.[2, 3]

[1] Becario CONICET-INTA; [2] EEA San Luis, INTA; [3] Departamento de Cs. Agropecuarias, UNSL; [*]peralta.pablo@inta.gob.ar

RESUMEN: La interacción entre erosión hídrica y eólica en suelos de regiones semiáridas depende de factores como textura, manejo y formación de costras superficiales. Nuestro objetivo fue analizar cómo la textura del suelo y el uso condicionan la expresión de la erosión eólica luego de lluvias, mediante el uso de simuladores. Para ello seleccionamos tres texturas: Arenoso (A), Arenoso Franco (AF) y Franco Arenoso (FA) y dos usos: Agrícola (a) y Natura (n). Primero en el lugar determinamos la producción de sedimentos luego de una simulación de lluvias, tomamos muestras sin disturbar de la superficie y una vez seco, se introdujo en un túnel de viento. También caracterizamos la formación de costras luego de la lluvia. Los resultados mostraron que la resistencia de costras varió con la textura en el orden FA > A > AF. En FA y A se formaron costras más estables, que redujeron significativamente la erosión eólica, mientras que en AF se generaron costras arenosas débiles, favoreciendo el transporte por viento. El manejo también influyó: los ambientes naturales presentaron mayor contenido de limo y arcilla, lo que incrementó la resistencia de costras y disminuyó la vulnerabilidad eólica. Se observó una correlación negativa entre resistencia de costras y pérdida de sedimentos por viento, confirmando que la granulometría y la estructura superficial son determinantes en la interacción hídrica-eólica. Estos hallazgos evidencian que la textura y el manejo modulan la secuencia erosiva, y que la formación de costras actúa como mecanismo clave en la estabilidad superficial frente a eventos combinados de lluvia y viento.

1098

PALABRAS CLAVE: Simulador de lluvia, Simulador de viento, costras.

INTRODUCCIÓN

La textura y la estabilidad de los agregados frente a los agentes erosivos determina la formación de costras, que tienen un rol muy importante en la dinámica de la erosión hídrica y eólica, con efectos que pueden ser sinérgicos o antagónicos. Estas estructuras superficiales pueden reducir la infiltración de agua y aumentar la escorrentía en zonas agrícolas (Yan et al., 2015). En suelos de regiones semiáridas, bajo agricultura y expuestos a los efectos desagregantes de la gota de lluvia, las costras físicas toman un rol dominante. Se informó que después de la formación de una costra en la superficie del suelo la erosión eólica se redujo entre un 85% y un 98% (Pi et al., 2021). Sin embargo, la erosión del suelo también puede mantenerse incluso en presencia de costras de suelo; en función del tipo de ésta. Las costras de tipo arenosa (sieving), donde hay un suministro de material suelto o abrasivo en la superficie de la costra, poseen una resistencia, estabilidad y grosor que influyen en la erosión eólica de manera variable. Las costras fuertes y gruesas suelen ser menos abrasivas que las débiles y delgadas (Rajot et al., 2003; Behrend Kraemer, 2023).

Los cambios estructurales, la formación de costras superficiales y la disponibilidad de material suelto luego de una lluvia son factores que modificarían la interacción entre tasas de erosión hídrica y eólica (Vos et al., 2020). Sin embargo, debido a su complejidad es que son escasos los trabajos que abordan la secuencia hídrica-eólica en suelos de textura arenosa y de cómo la formación de costras influye en esta interacción. Rajot et al. (2003) encontraron que las costras arenosas no afectaron la erosión eólica en campos Sahelinos del África. Sin embargo, este comportamiento aún no está claro en las regiones semiáridas y menos aún bajo sistemas

productivos. El objetivo planteado fue analizar cómo la textura del suelo y el manejo condicionan la interacción entre la erosión hídrica y eólica, y evaluar el papel de la formación y resistencia de costras superficiales generadas por lluvia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron tres pares de suelos de textura y usos contrastantes dentro de la cuenca El Morro en la provincia de San Luis (Tabla 1). En función de información de la carta de suelos fueron elegidos tres texturas: Arenoso (A), Arenoso Franco (AF) y Franco Arenoso (FA). Los usos fueron: Agrícola (a), caracterizado por una rotación principalmente de maíz (*Zea mays*) y soja (*Glycine max* (L) Meer) en siembra directa, y natural (n), un tratamiento sin cultivar y con mínimo disturbio caracterizados por bosques xerofíticos abiertos con predominio de bosque de algarrobo (*Prosopis alba*) y acompañado de pastizales naturales, representando las condiciones originales del suelo. Se tomaron muestras para la terminación de la distribución de tamaño de partículas y el contenido de carbono orgánico total (COT).

Tabla 1. Características de los sitios evaluados. AFa: Arenoso franco agrícola, AFn: Arenoso franco natural, Aa: Arenoso agrícola, An: Arenso natural, FAa: Franco arenoso agrícola, FAn: Franco arenoso natural, COT: carbono orgánico total.

Sitios	Clasificación textural	Uso	>1 mm (%)	0,500-0,250 mm (%)	0,250-0,100 mm (%)	0,100-0,053 mm (%)	<0,053 (%)	COT (%)
AFa	Arenoso Franco	Agrícola	1.1	2.7	3.2	77.4	15.6	0.71
AFn	Arenoso Franco	Natural	1.2	2.7	2.5	78.5	15.1	1.07
Aa	Arenoso	Agrícola	0.7	2.3	5	82.7	9.3	0.59
An	Arenoso	Natural	0.8	1.2	2.4	83.4	12.5	1.11
FAa	Franco Arenoso	Agrícola	1.6	1.9	4.4	65.4	26.8	0.30
FAn	Franco Arenoso	Natural	0.5	1	1.8	74.36	25.6	1.30

El diseño experimental corresponde a un factorial con medidas repetidas (tres). Se evaluó el efecto de la secuencia de lluvia y viento sobre el suelo, según texturas y usos contrastantes. Por cada sitio se realizó la simulación de lluvia y luego la simulación de viento utilizando simuladores de lluvia y viento descriptos en Quiroga et al. (2018). En cada sitio se realizó la simulación de lluvia, luego se extrajeron muestras superficiales de 2,5 cm de profundidad, 20 cm de ancho por 30 cm de largo dentro de las parcelas simuladas se dejaron secar y se trasladaron al túnel de viento en bandejas especiales, la secuencia de muestra en la Figura 1. Se aplicó un Análisis Multivariado de la Varianza (MANOVA) para evaluar la interacción entre las variables a estudiar. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

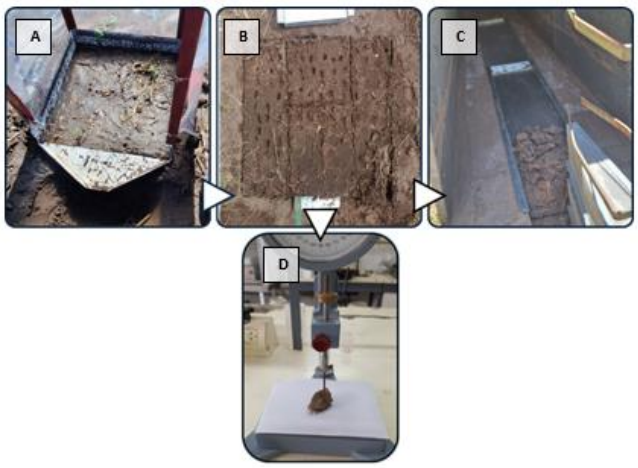


Figura 1. Esquema de la secuencia evaluada para una misma muestra de suelo. A. Simulación de lluvia in situ. B. Extracción de muestra post simulación. C. Evaluación de muestra en túnel de viento. D. Evaluación de resistencia de costra.

En las simulaciones de lluvia se aplicó una lámina de agua de 36 mm en 10 minutos con el objetivo de generar escurrimientos en todas las evaluaciones (figura 1, A). Luego de cada simulación se recogieron las muestras de escorrentía y se trasladaron al laboratorio para ser secada en estufa a 60°C. Se obtuvieron datos de lámina escurrida, momento de inicio de escurrimiento (tiempo) y sedimentos movilizados. Previo a cada simulación se eliminó la cobertura vegetal sobre la superficie en todos los sitios para evitar la influencia de ésta en las evaluaciones.

Se evaluó la resistencia a la penetración (RA) promedio en las costras físicas mediante un penetrómetro de mesada con punta plana (figura 1, D). Para las evaluaciones en el túnel de viento se estableció una velocidad de viento de 15 m s^{-1} con el objeto de generar condiciones procesos eólicos (figura 1, C). El tiempo de simulación fue de 3 minutos. Luego de cada simulación se recogieron las muestras colectadas en los colectores BSNE y se expresaron los sedimentos en función del área de recolección.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación de costras en texturas y usos contrastantes

Existió interacción entre textura x uso para la resistencia de costras físicas (p= 0,0007). La figura 2 muestra la resistencia de las costras formadas post simulación de lluvia en las distintas texturas y usos.

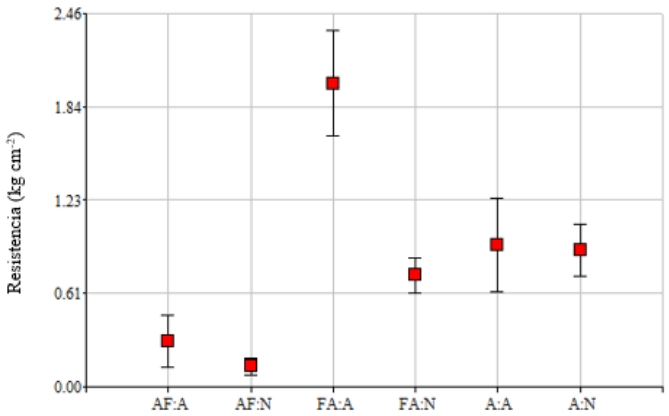


Figura 2. Valores de resistencia de penetración en costras superficiales (kg cm^{-2}). Texturas (primera letra a la izquierda): AF: arenosos franco, FA: franco arenoso y A: arenoso. Usos (segunda letra a la derecha) N: natural y A: agrícola. Las barras indican el desvío estándar (n = 3).

Las costras de menor resistencia fueron en AF y los de mayor valor fueron los sitios FA (p <0,05). Estos resultados concuerdan con los hallados en la literatura para la formación de costras y su relación con los umbrales de L+A de 15% y un 20% (Bullard et al., 2018; Behrend Kraemer et al., 2023; Zolfaghari et al., 2024). Estos autores explican que a mayor presencia de material fino las estructuras son más resistentes, debido a la capacidad cohesiva de estas fracciones en comparación con las arenas.

Los sitios A y AF formaron costras a pesar de poseer valores de L+A por debajo del umbral. Aunque sólo los sitios A tuvieron valores de resistencia significativos (p >0,005). Bielders y Baveye (1995) explican en su investigación que los suelos arenosos son sensibles a la formación de costras y que el tipo de arena y su proporción relativa afectan el espesor y estructura. Los sitios AF (tabla 1) poseen mayor cantidad de fracciones gruesas a muy gruesas respecto a los sitios A. Esta diferencia explicaría los bajos valores resistencia en AF y mayores en los sitios A, lo que concuerda con la bibliografía (Behrend Kraemer, 2023). Estas condiciones texturales podrían generar costras de tipo granoclasificadas o también conocidas como “sieving crusts”. En este tipo de costra arenosa, a medida que aumentan las proporciones de fracciones de arenas grandes a muy grandes le imprimen una resistencia menor. En el caso de los sitios A, la mayor proporción es de arenas medias a finas, lo que les otorga la capacidad de empaquetarse y una resistencia mayor con respecto a las costras de los sitios AF (Xu et al., 2025).

Interacción entre la lluvia y el viento, y su relación con las costras físicas en diferentes texturas y ambientes.

El análisis de varianza multivariada detectó interacción textura x uso (p >0,05) para la secuencia realizada de simulador de lluvia, costra y túnel de viento. La relación entre los factores lluvia, costra y viento en las distintas texturas y ambiente se observa en la figura 3.

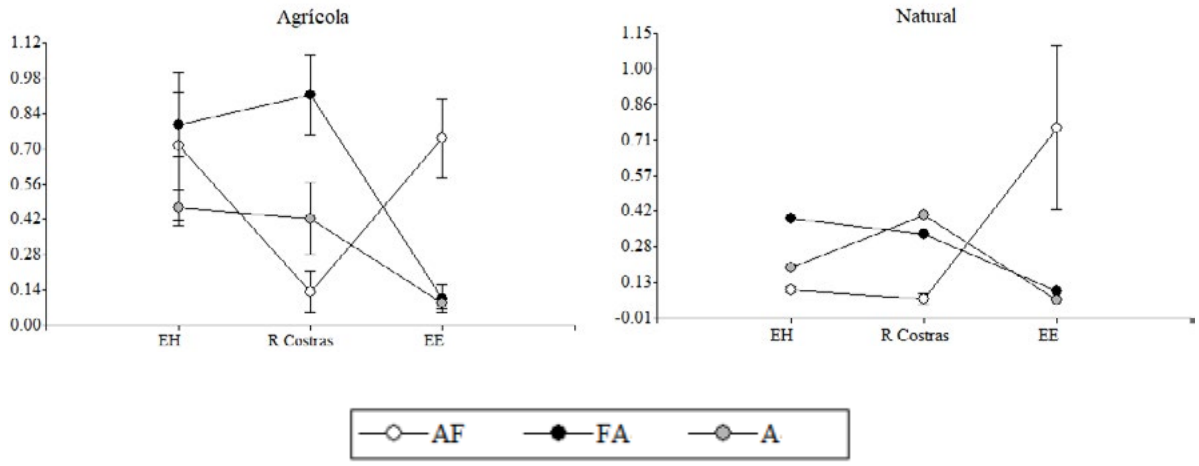


Figura 3. Perfil multivariado para simulador de lluvia, resistencia de costra y túnel de viento para los ambientes A) agrícola y B) naturales con las texturas seleccionada. Textura: AF: arenosos franco, FA: franco arenoso y A: arenoso. Las barras indican el desvío estándar (n = 3).

Se observa una vinculación clara entre los procesos hídricos, eólicos y la formación de costras, con patrones diferenciados según la textura del suelo (FA, AF y A) y los ambientes (agrícola o natural) (figura 4). En los suelos agrícolas de textura arenosa franca (AF-A), se observó una menor resistencia de costras y mayores tasas de erosión eólica (figura 5), asociadas a una predominancia de arenas >500 mm (figura 4). La baja capacidad de retención superficial favoreció el escurrimiento, pero no fue suficiente para generar costras resistentes; en cambio, se formaron costras del tipo “sieving”, con partículas gruesas sueltas en superficie, altamente susceptibles al arrastre eólico. Esto concuerda con lo hallado por Rajot et al., (2003) quienes describen en suelos de la región Sahelina de Níger con valores menores al 3% de

material fino, la formación de costras fue ineficiente para disminuir los procesos de erosión por viento (figura 5 y tabla 1).
Los sitios arenosos (A), a pesar de su clasificación granulométrica más gruesa, presentaron un mayor contenido de arena fina (<100 µm) (taba 1). Esta fracción, aunque con menor cohesión que el limo o la arcilla, favoreció el empaquetamiento y la formación de costras más estables y resistentes (figura 2), lo que se tradujo en menores pérdidas por erosión eólica respecto a los sitios AF. Esta diferencia indica que no solo el porcentaje de arena total, sino su proporción granulométrica, determina el comportamiento superficial del suelo frente a eventos de lluvia y viento (figura 5).
Los suelos agrícolas de textura franco-arenosa (FAa), y especialmente en los ambientes naturales (FAn), la mayor proporción de L+A favoreció la formación de costras con mayor resistencia, lo que a su vez redujo significativamente la erosión eólica posterior (figura 3). Estas costras actuaron como un mecanismo de estabilización superficial frente al viento, aunque a expensas de un mayor escurrimiento superficial, en coincidencia con el aumento en el contenido de L+A y su relación positiva con la escorrentía (figura 4). Estos resultados concuerdan con lo reportado por Bullard et al. (2018), quienes demostraron que, en suelos muy finos, la rugosidad superficial y la formación de costras están fuertemente influenciadas por el impacto de la lluvia, siendo determinantes en la posterior resistencia al viento (figura 5).

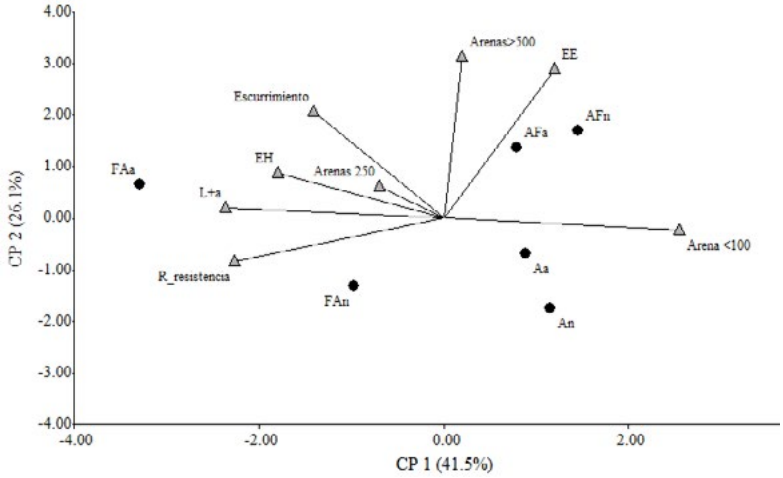


Figura 4. Biplot de los dos primeros componentes principales (CP1 y CP2), que explican el 41,5 % y 26,1 % de la variabilidad total, respectivamente. Las flechas representan las variables explicativas asociadas a características texturales del suelo (Arena <100 mm, Arena 250 mm, Arena >500 mm, L+A: Limo+Arcilla), procesos de erosión (Escurrimiento, EH: erosión hídrica, EE: erosión eólica), y propiedades físicas (R_resistencia: resistencia a la penetración). Los puntos representan los tratamientos evaluados, diferenciados por ambiente (agrícola: a; natural: n) y clases textural (AF: Arenoso franco, FA: Franco arenoso, A: Arenoso).

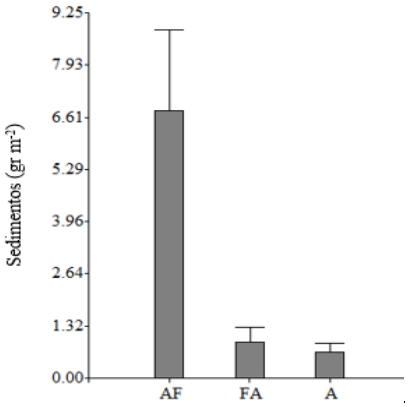


Figura 5. Tasa de sedimentos recolectados en el túnel de viento luego de una simulación de lluvia.
AF: arenosos franco, FA: franco arenoso y A: arenoso. Las barras indican el desvío estándar (n = 3).

A partir de estos resultados se obtuvo que el ambiente y la textura determinan la intensidad de los procesos erosivos y su interacción, ya que la erosión hídrica modifica la microestructura superficial, y esta puede condicionar la vulnerabilidad del suelo frente a eventos eólicos posteriores.

CONCLUSIONES

- Los sitios FA y A fueron los que presentaron menor capacidad de interacción debido a la influencia de costras superficiales resistentes y con bajas cantidades de partículas libres.

- En AF se formaron costras arenosas de baja resistencia (por el predominio de arenas gruesas), lo que aumentó las partículas libres y la susceptibilidad a ambas erosiones en simultaneo.

BIBLIOGRAFÍA

Bielders, C. L. y Baveye, P. (1995). Vertical particle segregation in structural crusts: experimental observations and the role of shear strain. Geoderma, Volume 67, Issues 3–4. Pages 247-261, ISSN 0016-7061. https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00012-D.

Bullard, J. E., Ockelford, A., Strong, C.L. y Aubault, C. L. (2018). Impact of multi-day rainfall events on surface roughness and physical crusting of very fine soils. Geoderma, Volume 313. Pages 181-192, ISSN 0016-7061. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.038.

Kramer, F. B. (2023). Degradación física. Procesos y ejemplos en la región pampeana. En: Kraemer, F. B., Chagas, C. I., Castiglione, M. & Massobrio, M. (Eds). Degradación de tierras con énfasis en la Región Pampena: aportes para una gestión racional del uso agropecuario. Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos aires (pág. 43-103).

Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M., y León, R. J. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. Ecología Austral, 28(1), 040–063. https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399

Pi H., Webb N.P., Huggins D.R. y Sharratt B. (2021). Influence of physical crust cover on the wind erodibility of soils in the inland Pacific Northwest, USA. Earth Surf. Process. Landforms. 46: 1445–1457. https://doi.org/10.1002/esp.5113.

Quiroga, A., Fernández, R. y C. Álvarez (2018). Análisis y evaluación de propiedades físico-hídricas de los suelos. Ediciones INTA.

Rajot, J. L., Alfaro, S. C., Gomes, L. y Gaudichet, A. (2003). Soil crusting on sandy soils and its influence on wind erosión. CATENA, Volume 53, Issue 1. Pages 1-16, ISSN 0341-8162. https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00201-1.

Vos, H. C., Fister, W., Eckardt, F. D., Palmer, A. y Kuhn, N. J. (2020). Physical Crust Formation on Sandy Soils and Their Potential to Reduce Dust Emissions from Croplands. Land 2020, 9, 503. https://doi:10.3390/land9120503.

Xu, H., Zhu, X., y Mi, M. (2025). Progress and Prospects of Research on Physical Soil Crust. Soil Systems, 9(1), 23. https://doi.org/10.3390/soilsystems9010023

Yan, Y., Wu, L., Xin, X., Wang, X. y Yang, G. (2015). How rain-formed soil crust affects wind erosion in a semi-arid steppe in northern China. Geoderma, Volumes 249–250.Pages 79-86. ISSN 0016-7061. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.011.

EVALUACIÓN DE EROSIÓN HÍDRICA Y EÓLICA MEDIANTE TELEDETECCIÓN Y REGISTROS CLIMÁTICOS DE LARGO PLAZO

Peralta, P. E.[1, 3], Colazo, J. C.[2, 3*]

[1] Becario CONICET-INTA; [2] EEA San Luis, INTA; [3] Departamento de Cs. Agropecuarias, UNSL; [*] Cruce de rutas nacionales 7 y 8, (5730) Villa Mercedes, Prov. de San Luis, colazo.juan@inta.gob.ar

RESUMEN: En la región central del país conviven la erosión hídrica y eólica, sin embargo, no existen antecedentes que evalúen simultáneamente ambos tipos de erosión en el largo plazo. Es por ello que nuestro objetivo fue monitorear la degradación de los suelos causada por erosión hídrica y eólica, analizar la interacción de estos procesos en escalas temporales de largo plazo (décadas) y evaluar su relación con las precipitaciones utilizando sensores remotos a nivel regional. Para ello seleccionamos dos subcuencas, pertenecientes a la cuenca del Morro. El análisis multitemporal fue realizado mediante análisis visual de geoformas eólicas (PE) e hídricas (PH), con imágenes del año 1962, 1985, 1990, 2003, 2013 y 2021. La superficie de PE y PH se relacionó mediante regresión con datos de precipitaciones. La superficie afectada por procesos hídricos y eólicos representó en promedio 1,7 % y 1,6 % para las SC1 y SC2, con predomino diferencial de cada proceso según el período analizado. La relación de PH y precipitaciones fue lineal, mientras que, con PE, esta relación fue cuadrática. El análisis espacio-temporal mediante teledetección permitió corroborar una dinámica erosiva compleja y fluctuante, fuertemente condicionada por la variabilidad climática.

PALABRAS CLAVE: Variabilidad climática, geoformas, sensores remotos.

INTRODUCCIÓN

La erosión del suelo genera procesos de degradación que pueden volverse irreversibles a largo plazo. Cuando este fenómeno se analiza a escala de cuenca o región, la magnitud espacial involucrada vuelve inadecuados los métodos tradicionales de medición de campo debido a su costo y demanda operativa. En este contexto, el uso de sensores remotos ha permitido monitorear y estudiar la erosión a escalas temporales y espaciales amplias (Vrieling, 2006).

En la región central del país, la erosión eólica ha sido estudiada mediante el análisis del desplazamiento de dunas utilizando imágenes Landsat, evidenciando que en un período de diez años se produjo un avance significativo asociado a la disminución de la cobertura vegetal (Collado et al., 2002). Asimismo, en una cuenca de la provincia de Buenos Aires se documentó el avance del carcavamiento durante cincuenta años a partir del uso combinado de fotografías aéreas e imágenes satelitales (Worcel et al., 2024). No obstante, no se registran antecedentes que evalúen simultáneamente ambos tipos de erosión —eólica e hídrica— en un mismo sitio. A escala global, se ha observado una disminución de la erosión eólica en las últimas tres décadas debido a la reducción de la velocidad del viento (Sun et al., 2024). Otros trabajos han analizado el efecto combinado de cambios en las precipitaciones y el uso del suelo sobre la erosión (Dash et al., 2024). Sin embargo, la mayoría de estos estudios se basa en modelos como RUSLE o RWEQ integrados a sistemas de información geográfica, más que en observaciones directas de la erosión en el terreno. El objetivo de este estudio fue monitorear la degradación de los suelos causada por erosión hídrica y eólica, analizar la interacción de estos procesos en escalas temporales de largo plazo (décadas) y evaluar su relación con las precipitaciones utilizando sensores remotos a nivel regional.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio seleccionada correspondió a dos subcuencas pertenecientes del sistema hidrológico mayor de la cuenca del Morro. Las subcuencas (SC) se denominaron SC1 y SC2, abarcan una superficie de 27614 ha y 20203 ha aproximadamente (Figura 1A). Las SC1 y SC2 poseen suelos correspondientes a Haplustoles énticos al norte y, Ustortentes y Ustipsamentes típicos al sur. Estos se caracterizan por ser suelos aptos para ganadería, con restricciones para el uso agrícola debido a la susceptibilidad a procesos de erosión hídrica y eólica (Galván y Collado, 2009). En la actualidad la mayor actividad productiva en ambas SC es la agricultura y en menor proporción la actividad mixta (agrícola-ganadera) con la incorporación de pasturas en base a alfalfa (Saenz et al., 2016).

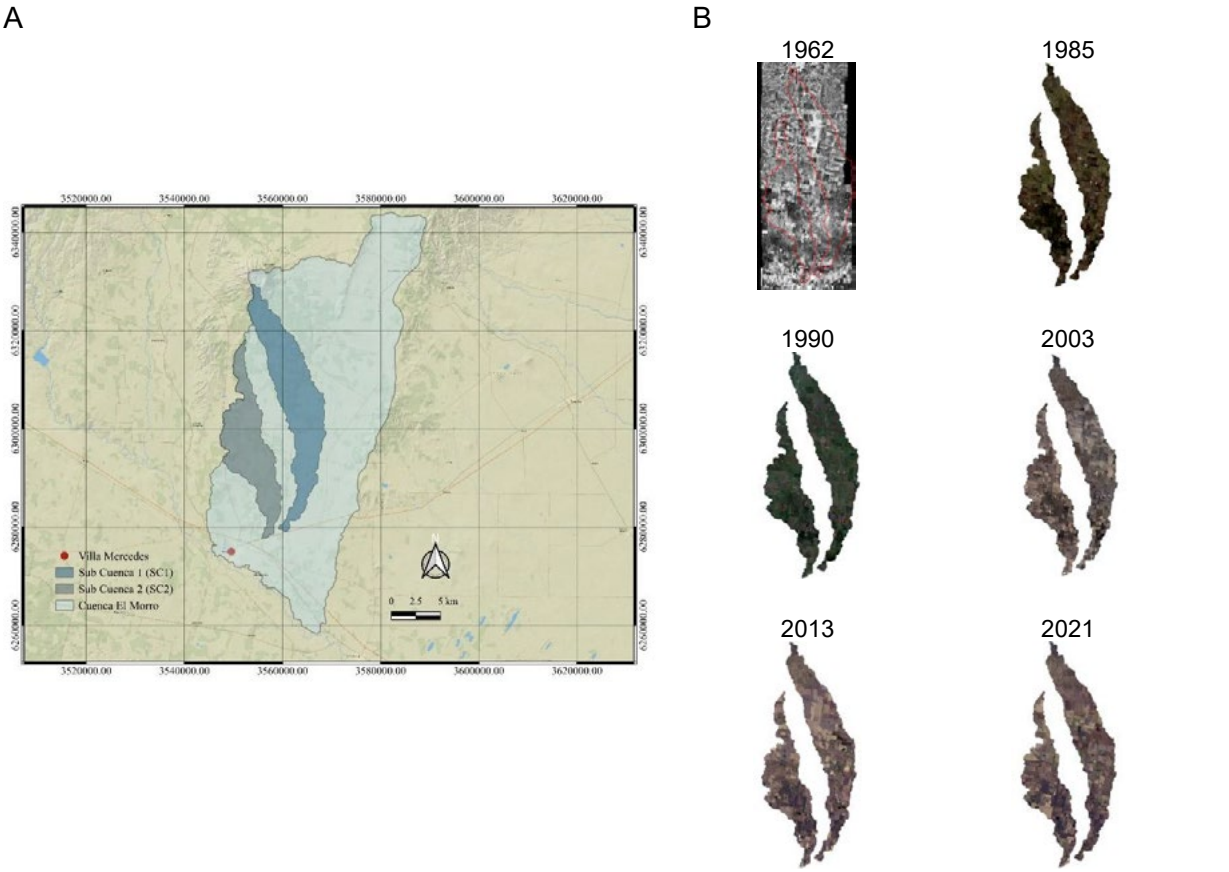


Figura 1. A. Ubicación de la cuenca del Morro y las sub-cuencas de estudio (SC1 y SC2), y B. Mosaico compuesto por fotografías aéreas (año 1962) e imágenes satelitales utilizadas para el análisis: Landsat 5 (TM – 04/1985), Landsat 5 (TM – 12/1990), Landsat 5 (TM – 09/2003), Landsat 8 (OLI – 06/2013), y Landsat 8 (OLI – 07/2021). Las imágenes satelitales se encuentran en color natural.

Para realizar el análisis multitemporal se utilizaron fotografías aéreas pancromáticas de escala 1:50.000 registradas en el año 1962 e imágenes satelitales Landsat 5 Thematic Mapper (TM) correspondientes a los años 1985, 1990, 2003, y Landsat 8 Operational Land Imager (OLI/TIRS) de los años 2013 y 2021 (Figura 1B). Todas las imágenes pertenecen a la estación de invierno, junio – julio según disponibilidad. Las imágenes fueron adquiridas desde la plataforma del U.S. Geological Survey con una resolución de 30 m. Las fotografías e imágenes fueron procesadas mediante el uso de software QGIS 3.34 Prizen (QGIS Development Team, 2019). Para determinar la superficie afectada por procesos erosivos, se realizó una interpretación visual de las imágenes, seguida de una digitalización manual. Las geoformas y focos de erosión identificados se agruparon en dos categorías: procesos eólicos (PE) y procesos hídricos (PH). Para los PE se consideró tanto las geoformas medanosas como los

focos de erosión. La identificación se basó en la visualización de material suelto desplazado, acumulado o removilizado por el viento, el albedo de la superficie desnuda del suelo, y la forma del relieve, principalmente en las cubetas de deflación. Para los PH se consideró cárcavas y procesos de escorrentía superficial visibles en la escala de trabajo. Como herramienta complementaria se utilizó Google Earth Pro, que permitió extraer perfiles de elevación y corroborar geoformas como las cubetas de deflación.
Los datos de precipitaciones entre 1960 y 2021 fueron obtenidos de la estación meteorológica ubicada en Villa Reynolds del Servicio Meteorológico Nacional (SMN), distante a menos de 20 km de las subcuencas. La superficie estimada de erosión fue asociada al promedio anual de lluvias mediante modelos de regresión lineal y cuadrática.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La superficie afectada por procesos hídricos y eólicos representó en promedio 1,7 % y 1,6 % para las SC1 y SC2 en el periodo evaluado. En la figura 2 se muestra la superficie afectada de ambas SC por procesos erosivos y su dinámica en el tiempo. Se distinguen tres períodos definidos en relación con la superficie afectada por los procesos erosivos. El primero, comprendido entre 1962 y 1985, se caracteriza por un predominio de los PE por sobre los PH. En el segundo período, que abarca desde 1985 hasta 2003, se observa una disminución progresiva de la superficie afectada por PE junto con un incremento de la superficie bajo influencia de PH, lo que resulta en una inversión de la dominancia entre ambos procesos. Finalmente, el tercer período, correspondiente al intervalo 2003–2021, se distingue por una dominancia de PH respecto de los PE.
Al analizar las dos subcuencas (SC1 y SC2), se observa en general un patrón similar. No obstante, durante el primer período la SC1 presentó un comportamiento distinto, mostrando una coexistencia entre PE y PH.

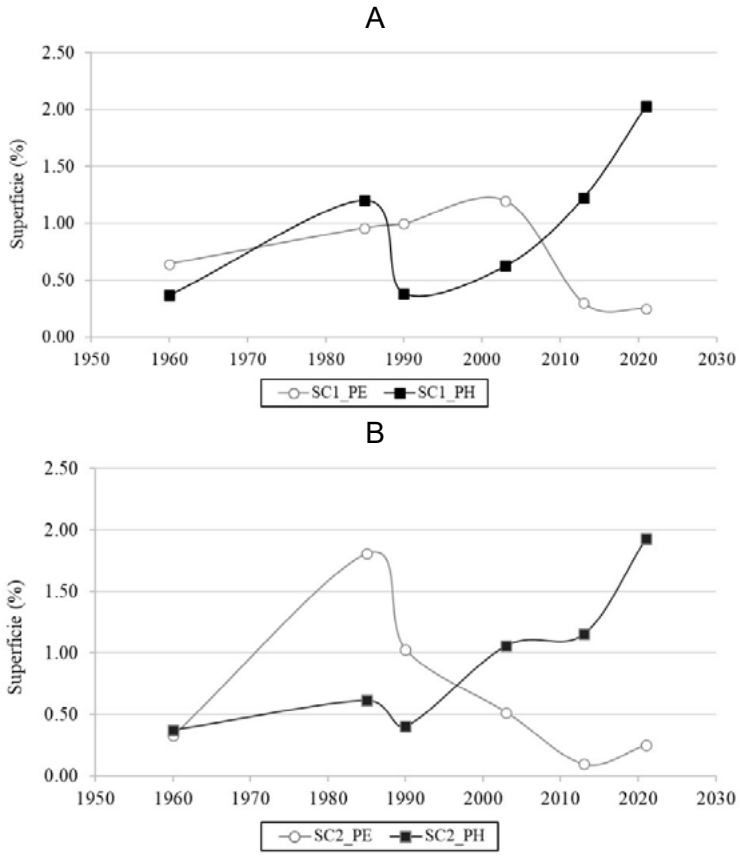


Figura 2. Evolución de la superficie afectada por procesos de erosión en la SC1 (A) y la SC2 (B). PE: procesos de erosión eólica y PH: procesos de erosión hídrica.

La variabilidad en el régimen pluviométrico explicó en gran medida la dinámica en la superficie afectada por los procesos erosivos hídricos – eólicos. En la figura 3 se muestra una relación lineal y altamente significativa entre el aumento de las precipitaciones y la superficie afectada por PH en ambas SC. Esto coincide con antecedentes en el área de estudio (Buono et al., 2018). Este crecimiento en la superficie por parte de procesos hídricos en ambas subcuencas puede estar explicado por condiciones geológicas y geomorfológicas predisponentes, debido a que el suelo se alberga sobre un basamento rocoso de baja permeabilidad y, además, por la tendencia en el aumento de la precipitación media anual.
Respecto a los PE se encontró una relación parabólica con las precipitaciones. En ambas SC se obtuvo un crecimiento del área afectada, la que alcanzó un máximo coincidente con el rango de 300 a 400 mm anuales, para luego descender y terminar por debajo de la superficie inicial. Esta relación puede estar explicado principalmente por periodos húmedos en las últimas décadas, donde a partir de los 500 mm año^{-1} las condiciones para que se expresen los PE disminuyeron. Casas (2001) menciona que los procesos eólicos han ido disminuyendo en la mayor parte de la región, excepto en el sur de Córdoba, este de San Luis y sur de Buenos Aires. Esto coincide con las determinaciones en las SC en estudio para el periodo mencionado. Sin embargo, se observa que el aumento en el régimen pluviométrico generó una menor predisposición a los procesos eólicos en el área de estudio, con un patrón de crecimiento negativo de la superficie afectada por PE.

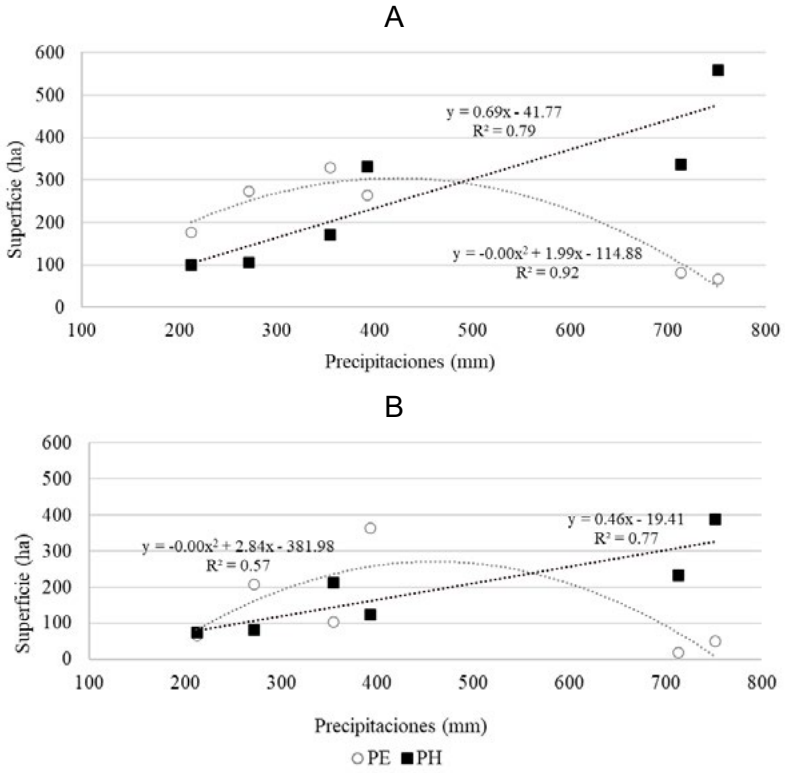


Figura 3. Evolución de la superficie afectada por procesos de erosión en la SC1 (A) y la SC2 (B). PE: procesos de erosión eólica y PH: procesos de erosión hídrica.

CONCLUSIONES

El análisis espacio-temporal mediante teledetección permitió corroborar una dinámica erosiva compleja y fluctuante, fuertemente condicionada por la variabilidad climática. En la actualidad, los complejos dunares y la erosión eólica muestran una clara retracción; inversamente, los procesos hídricos se han intensificado, impulsados por los ciclos húmedos recientes y exacerbados por cambios en el uso de la tierra. No obstante, es crucial advertir que esta estabilidad eólica es frágil, ya que la recurrencia de ciclos secos podría reactivar estos procesos con alta severidad

BIBLIOGRAFÍA

Buono, N., Jobbágy, E., Nosetto, M., Menéndez, Á. y Cáceres, R. (2018). Aspectos hidrogeológicos en la formación abrupta de cursos fluviales en cuencas semiáridas sedimentarias. XXVIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, CABA.

Casas, R. (2001). La Conservación de los Suelos y la Sustentabilidad de los Sistemas Agrícolas. Anales de la ANAV 55:199-246.

Collado, D., Chuvieco, E. y Camarasa, A. (2002). Satellite Remote Sensing Analysis to Monitor Desertification Processes in the Crop-Rangeland Boundary of Argentina. J. Arid. Env. 52: 122-133.

Dash, S. y Maity, R. (2024). Effect of climate change on soil erosion indicates a dominance of rainfall over LULC changes. J. of Hydrology: Regional Studies 47: 101373.

Galván, M. y Collado, D. (2009). Escurrimientos Hídricos Superficiales en la Cuenca Hidrográfica de “El Morro”, Provincia de San Luis. Ediciones INTA.

QGIS Development Team (2019). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org

Saenz C. A., N. Rusoci y Colazo, J. C. (2016). Balance hídrico de diferentes escenarios en la cuenca El Morro. Información técnica 192. INTA San Luis.

Sun, R., He, H., Jing, Y., Leng, S., Yang, G., Lü, Y., Borelli, P., Chen, L. y Fu, B. (2024). Global wind erosion reduction driven by changing climate and land use. Earth's Future, 12, e2024EF004930. https://doi.org/10.1029/2024EF004930.

Vrieling, A. (2006). Satellite Remote Sensing for Water Erosion Assessment: A Review. Catena 65: 2-18. https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.10.005.

Worcel, L., Vangelis, S. y Chagas, C. (2024). Carcavamiento en la pampa ondulada: 50 años de evolución en la cuenca del arroyo del tala. Ciencia del suelo 41(2): 168-179.

CULTIVOS DE SERVICIO CON PASTOREO SISTEMAS MIXTOS INTEGRADOS

Pezzutti, N.[1*], Lageyre, E.[1], Arroquy, G.[2], de Sa Pereira, E.[2], Ortiz, C.[3], Coria, M .[4], Arroquy, J. J.[4]

[1]AER Carhué EEA Naredo, [2]AER Cnel. Suarez EEA Naredo, [3]Asoc. Coop. EEA Naredo, [4]EEA Naredo; * pezzutti.noelia@inta.gob.ar

RESUMEN: La integración de cultivos de servicio (CS) con la ganadería se plantea como una alternativa para mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas pampeanos, aunque persisten interrogantes sobre su efecto en el balance hídrico, el control del CS y el rendimiento del cultivo siguiente. El objetivo del trabajo fue evaluar el impacto del uso de CS, su integración con ganadería mediante pastoreo y el método de terminación (rolado mecánico o control químico) sobre la disponibilidad hídrica del suelo, el control del CS y el rendimiento de maíz en sistemas mixtos. El ensayo se realizó durante la campaña 2024–2025 en la EEA INTA Cesáreo Naredo (Buenos Aires), sobre suelos arenosos a franco-arenosos. Se evaluaron dos mezclas de CS (centeno + vicia y avena + vicia) bajo un diseño factorial 2×2 que incluyó pastoreo/no pastoreo y rolado/control químico. Se midió la producción de biomasa del CS, el contenido de agua útil del suelo, el rendimiento del maíz y la producción de carne en los tratamientos pastoreados. El pastoreo redujo la biomasa del CS en más del 80%, afectando la eficiencia del control y favoreciendo el rebrote. Los tratamientos sin pastoreo presentaron mayor cobertura y hasta 56% más agua útil al momento de la siembra de maíz. El rendimiento de maíz fue menor en los tratamientos pastoreados, sin diferencias entre métodos de terminación. La producción de carne generó un ingreso adicional que compensó parcialmente la reducción del rendimiento agrícola. Los resultados indican que la integración agrícola-ganadera puede mejorar el resultado económico del sistema, aunque el manejo del pastoreo es clave para evitar efectos negativos sobre la cobertura y la disponibilidad hídrica.

PALABRAS CLAVE: cultivos de servicio, integración agrícola-ganadera, sistemas mixtos.

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de servicio (CS) han adquirido un creciente protagonismo en los sistemas agrícolas de la región pampeana, impulsados por la necesidad de mejorar la salud del suelo y aumentar la resiliencia de los sistemas productivos frente a condiciones climáticas adversas (Clark, 2015). Diversos estudios han demostrado que su incorporación contribuye a la protección del recurso suelo, la reducción de la erosión, el aumento del carbono y la regulación de la dinámica de nutrientes y del agua en el perfil (Pinto et al., 2017; Quintarelli et al., 2022).Sin embargo, los beneficios asociados a los CS dependen en gran medida de las estrategias de manejo adoptadas. La elección del método de finalización, químico o mecánico responde a los objetivos productivos del sistema y a las condiciones específicas de cada lote (Álvarez et al., 2017). En este marco, el pastoreo de los cultivos de servicio ha sido propuesto en los últimos años como una alternativa para reintegrar agricultura y ganadería, permitiendo capturar servicios ecosistémicos del componente animal y generar un ingreso adicional. No obstante, esta práctica plantea interrogantes respecto a su impacto sobre la cobertura remanente, la dinámica hídrica del suelo y el rendimiento del cultivo posterior, particularmente cuando se combina con distintos métodos de finalización del CS (Álvarez et al., 2017). En este contexto, resulta necesario evaluar de manera integrada los efectos productivos e hídricos del uso de cultivos de servicio, su pastoreo y el método de terminación, en sistemas mixtos de la región pampeana.

Objetivo general: Analizar el efecto del uso de cultivos de servicio, su integración con la ganadería mediante pastoreo y el uso del rolado en la finalización del ciclo.

Objetivos específicos

• Cuantificar la humedad disponible en el suelo a la siembra del cultivo posterior (maíz) en cada tratamiento.
• Determinar el porcentaje de control del cultivo de servicio previo a la siembra de maíz.
• Analizar el efecto de cada tratamiento sobre el rendimiento del cultivo de maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó durante la campaña 2024–2025 en la Unidad Agrícola de la EEA INTA Cesáreo Naredo, próxima a la localidad de Casbas, Buenos Aires (-36.86380619735402, -62.4507393026024), sobre suelos arenosos a franco-arenosos sin limitaciones de profundidad.

Se evaluaron dos cultivos de cobertura:

- Lote 1 (CeVi): *Centeno (Secale cereale)* + Vicia villosa (*Vicia villosa*).
- Lote 3 (AvVi): Avena (*Avena sativa*) + Vicia villosa (*Vicia villosa*).

En cada lote se aplicó un diseño factorial de 2 x 2 (de Benitez et al., 2010), considerando:

- Factor A: T1: Pastoreado y T2: No pastoreado
- Factor B: B1: Rolado y B2: Control químico

Posteriormente, en todos los tratamientos se sembró maíz (*Zea mays*) en una densidad de 30.000 plantas ha^{-1}.

El pastoreo se realizó con altas cargas instantáneas utilizando terneras de destete Aberdeen Angus. Los animales fueron pesados al ingreso y egreso, se estimó la ganancia diaria de peso (GDP) con 7% de desbaste y se calculó la producción de carne por hectárea.

La biomasa aérea del CS se determinó mediante cortes en un aro de 0,25 m² y secado en estufa hasta peso constante. El contenido de agua del suelo se midió mediante muestreos con barreno en 0–20 y 20–80 cm al secado del CS y a la siembra de maíz. El rendimiento de maíz se determinó a cosecha. Los datos fueron analizados mediante ANOVA y prueba de Tukey ($p<0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La producción en kg de MS por hectárea al momento de finalizar cada CS tuvo una diferencia mayor al 80% a favor del no pastoreado. Esto indica que el pastoreo de los CS fue intenso (Tabla 1). En el no pastoreado el mayor volumen acumulado se vio en el CeVi (5632 Kg MS ha^{-1} con 32% de materia seca) superando a la AvVi (4086 Kg MS ha^{-1} con un 27 % de materia seca) en un 38 %.

Tabla 1. Biomasa aérea del cultivo de servicio (kg MS ha^{-1})

Mezcla	Pastoreado	No pastoreado
CeVi	791	5632
AvVi	785	4086

Los tratamientos con pastoreo afectaron negativamente la finalización del cultivo de servicio (CS) y el inicio del barbecho, debido a la baja acumulación de materia seca que limitó la eficacia del rolado; además, en el caso del control químico, el efecto tampoco resultó completamente efectivo (Tabla 2).

En los tratamientos con pastoreo, las intervenciones de control no disminuyeron la biomasa, sino que se observó un rebrote posterior. En el caso de AvVi con pastoreo tuvo crecimiento luego del control químico y la biomasa fue superior que la disponibilidad inicial (+14.58 %).

De manera similar, el rolado en ambos lotes (CeVi) y (AvVi) pastoreados no tuvo efecto de control, cada uno tuvo un incremento en la biomasa evaluada 23 días después de cada tratamiento (+148.78 % y +490.13 % respectivamente).

Las terneras ingresaron al lote de CeVi el 6 de junio y permanecieron 24 días, luego pastorearon durante 17 días el lote de AvVi. El 17 de Julio volvieron a ingresar a CeVi durante 8 días y se retiraron. El lote de AvVi se pastoreó durante 32 días con un descanso intermedio y el de AvVi por 17 días. La GDP de los animales fue de 700 gramos/día y la producción de carne estimada fue 383 kg/ha en CeVi y 184 kg/ha para AvVi. La GDP son similares a las registradas en un ensayo realizado en el mismo sitio sobre AvVi, sembrada en dos fechas distintas, bajo pastoreo con terneras de destete (Arroquy et al. 2022).

Tabla 2. Biomasa inicial y remanente 23 días después del tratamiento (kg MS ha^{-1})

Tratamiento	Inicial	23 ddt	% control
CeVi P + Rol	791	1968	0
CeVi P + Q	791	787	0,5
CeVi NP + Rol	5632	5074	9,9
CeVi NP + Q	5632	2226	60,5
AvVi P + Rol	785	4634	0
AvVi P + Q	785	900	0
AvVi NP + Rol	4086	3089	24,4
AvVi NP + Q	4086	2592	36,6

Tabla 3. Producción de carne en tratamientos pastoreados

Mezcla	Días de pastoreo	Producción (kg ha^{-1})
CeVi	32	383
AvVi	17	184

El análisis del consumo de agua útil (AU) (mm) entre el momento del secado del cultivo de cobertura y la siembra de maíz, no tuvo efecto de la interacción (p=0,58) lo que permitió tomar los efectos de pastoreo y secado por separado (Tabla 4a). En los primeros 80 cm de suelo del ensayo CeVi y al momento de secado no se observaron diferencias significativas en ninguno de los tratamientos, esto puede deberse a que este sitio de ensayo estuvo influenciado por la napa freática en ese momento. Cuando se evaluó el agua útil en el perfil al momento de la siembra del maíz el tratamiento sin pastoreo presentó un 56% más de AU que el pastoreado (p<0,029). Esto pudo deberse a una mayor eficiencia de barbecho (EB) con respecto al tratamiento pastoreado, con un mayor nivel de cobertura que permitió una mejor captación y recuperación del agua de lluvia en el perfil y en ese período de barbecho corto. En los tratamientos con rolado y herbicida no se observaron diferencias significativas. La eficiencia de uso del agua (EUA) fue superior en el tratamiento sin pastoreo con CeVi, ya que la producción de materia seca en el tratamiento pastoreado fue consumida por los animales.

Tabla 4 Agua útil (mm) en el perfil 0–80 cm. Donde AUSCC es Agua útil al secado del cultivo de cobertura (expresado en mm). y AUSM es Agua útil a la siembra de Maíz

a) CeVi

Tratamiento	AUSCC	AUSM
No pastoreado	92,3	70,4
Pastoreado	105,2	44,9
Rolado	101,2	56,7
Químico	96,2	58,6

b) AvVi

Tratamiento	AUSCC	AUSM
No pastoreado	92,1	145,9
Pastoreado	108,6	120,5
Rolado	96,9	134,1
Químico	104,8	132,2

En el ensayo de AvVi se observaron diferencias significativas (p<0,047) entre el contenido de agua útil al momento de secado con un 17 % más de agua útil en el tratamiento sin pastorear con respecto al pastoreado (Tabla 4b). Este resultado probablemente fue debido al costo hídrico (16,5%) de la AvVi no pastoreado, con mayor producción de biomasa en un período de mayor demanda hídrica en floración y en un sitio sin influencia de napa. Reducciones en el contenido de agua total con pastoreo fueron también observadas por Sá Pereira et al. 2003; Venanzi et al. 2006; Krüger et al. 2008 trabajando en rotaciones mixtas y agrícola en el sudoeste bonaerense. En los tratamientos rolado vs químico no se observaron diferencias. Cuando analizamos el AU al momento de la siembra del maíz, el tratamiento sin pastoreado mostró un 21 % más de agua útil que el tratamiento pastoreado (p<0,029), esto probablemente debido en parte a la escasa área foliar por corte y posible rebrote de la avena al momento del secado. La menor EUA en el tratamiento pastoreado es producto de una escasa biomasa aérea al momento del secado.

Estos resultados de menor contenido de agua útil al momento de la siembra del cultivo de maíz pudieron haber impactado en menores rendimiento de grano en los tratamientos con pastoreo comparado con los no pastoreados.

En el caso de rendimiento de Maíz, al analizar ambos factores se observa que no hay una interacción (p=0,33). Cuando evaluamos el rendimiento de cada tratamiento se observa siempre un menor valor en los que fueron pastoreados. En AvVi pastoreado con Rolado no se pudo evaluar el rendimiento. El mayor impacto entre pastoreo y no pastoreo se dio en CeVi rolado, 1687 kg/ha (p=0,15) a favor del no pastoreado, en CeVi con barbecho químico hubo una diferencia de 399 kg/ha (p=0,65), y en AvVi (químico) fue de 522 kg/ha (p=0,39).

Dentro de CeVi la diferencia de rendimiento entre rolado y químico fue a favor del primero en 941 kg/ha (p=0,44) cuando no fue pastoreado. Sin embargo, cuando se pastorea la diferencia fue en favor del químico en 347 kg/ha (p=0,58).

Al analizar AvVi la tendencia fue la misma entre rolado y químico por 9 kg/ha cuando no fue pastoreado (p=0,99).

Si se tiene en cuenta los gastos directos incurridos para cada tratamiento y los ingresos considerando el rendimiento del cultivo de maíz y su precio de mercado se obtiene el margen bruto en USD ha^{-1} (junio 2025) (Figura 1). El AvVi No pastoreado presenta el mejor resultado (812 U$S/ha) y el menor se observa en CeVi pastoreado rolado (283 U$S/ha). Los tratamientos con Pastoreo, AvVi y CeVi, tuvieron un margen bruto más alto cuando iniciaron el barbecho químico. El Rolado tuvo mayor margen cuando no fue pastoreado.

Si se incluye el ingreso por los kilos de carne producidos en los tratamientos con pastoreo (Tabla 4), todos ellos superan a los que no tuvieron ganadería. Los ingresos son considerables, debido principalmente al pastoreo durante corto período en días, pero con altas cargas instantáneas.

CONCLUSIONES

El pastoreo de los cultivos de servicio redujo significativamente la biomasa aérea y condicionó la eficacia de los métodos de finalización, favoreciendo rebrotes posteriores. Esta menor cobertura se asoció a una disminución del contenido de agua útil al momento de la siembra del maíz y a menores rendimientos del cultivo posterior.

No se observaron diferencias en el consumo hídrico entre rolado y control químico, indicando que, bajo las condiciones del ensayo, el factor dominante fue el pastoreo. A pesar de ello, la inclusión de la ganadería generó un ingreso económico adicional relevante, que permitió compensar parcialmente la caída del rendimiento agrícola.

Los resultados indican que la integración agrícola-ganadera mediante cultivos de servicio es viable desde el punto de vista económico, pero requiere un manejo cuidadoso del pastoreo para evitar efectos negativos sobre la cobertura, la eficiencia hídrica y el rendimiento del cultivo siguiente.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez, R., Steinbach, H. S., y De Paepe, J. L. (2017). Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, *170*, 53-65.https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005

Arroquy, J.; Coria, M.; García, A. y Espinosa, C. 2022. Producción de carne en cultivos de servicio según fecha de siembra y especies. Argentina. Revista Argentina de Producción Animal. Vol. 42 Supl. 1: 250-280.

Clark, A. (2015). Cover Crops for Sustainable Crop Rotations. *SARE Outreach*, 4. de Benitez, C. G., Pece, M. G., & de Galindez, M. J. (2010). ANÁLISIS DE LA VARIANCIA EN EXPERIMENTOS FACTORIALES. *Facultad de Ciencias Forestales. UNSE*, *21*, 47.

Krüger H. (2007). Equilibrio del suelo en siembra directa ¿Qué cambia cuando introducimos la ganadería? 4° Simposio de Ganadería en Siembra Directa. San Luis.

Krüger H.; Venanzi S. y Sá Pereira E. de. (2008). El pastoreo y la compactación en siembra directa continua. INTA, EEA Bordenave.

Krüger H.; Venanzi S. y Sa Pereira E. de. Efecto del pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo en sistemas de producción bajo siembra directa continua. Ci. suelo (Argentina) 26(2): 211- 217, 2008

Pinto, P., Fernández Long, M. E., y Piñeiro, G. (2017). *Including cover crops during fallow periods for increasing ecosystem services: Is it possible in croplands of Southern South America?*https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.028

Quintarelli, V., Radicetti, E., Allevato, E., Stazi, S. R., Haider, G., Abideen, Z., Bibi, S., Jamal, A., y Mancinelli, R. (2022). Cover Crops for Sustainable Cropping Systems: A Review. *Agriculture*, *12*(12), 2076. https://doi.org/10.3390/agriculture12122076

Robinson, L. (2025, abril 3). What are Cover Crops—Benefits & Best Practices | Verdesian. *Verdesian Life Sciences*. https://vlsci.com/blog/cover-crops/

Sá Pereira E. de. (2003). Verdeo de invierno como antecesor de girasol en sistemas de producción mixtos bajo siembra directa. su influencia sobre la dotación hídrica del suelo. Tesina para acceder al grado de ESPECIALIDAD EN SIEMBRA DIRECTA Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

Venanzi S.; Sá Pereira E. de y Krüger H. (2004). La siembra directa y ganadería. Efectos del pastoreo sobre la compactación a corto plazo INTA, EEA Bordenave. Sitio Argentino de Producción Animal

EFICIENCIA DE USO DEL FÓSFORO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS BONAERENSE

Presutti, M. E.[1, 3*], Gusmerotti, L. A.[1], Abbona, E. A.[2, 3]

[1]Manejo y Conservación de Suelos. FCAyF. UNLP. [2]Agroecología. FCAyF. UNLP. [3]LIRA. Laboratorio de Investigación y Reflexión en Agroecología. FCAyF-UNLP. *presutti@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN: La eficiencia de uso de nutrientes es clave para mejorar la productividad, rentabilidad y sostenibilidad de los sistemas agrícolas. Entre los indicadores utilizados para evaluar la eficiencia del fósforo (P), el Balance Parcial de Nutrientes (BPN) y la Productividad Parcial del Factor (PPF) permiten analizar la relación entre aplicación, extracción y rendimiento. El BPN expresa cuántos kg de P se remueven del sistema por cada kg aplicado, mientras que la PPF refleja cuántos kg de grano se producen por cada kg de P fertilizante utilizado. En Argentina, pese al incremento en el uso de fertilizantes, el balance nacional de P continúa siendo negativo, con una reposición del 73%. En Buenos Aires, donde la superficie sembrada con granos creció 46% en los últimos 25 años, la extracción de fósforo supera en muchos casos la aplicación, especialmente en soja y girasol. Para analizar esta situación, se procesaron datos de superficie, producción y rendimiento para trigo, maíz, soja y girasol en cinco campañas (2019/20–2023/24), combinados con dosis promedio de P aplicadas por región. La extracción de P se estimó mediante coeficientes específicos por cultivo, y luego se calcularon BPN-P y PPF-P por partido, cultivo y campaña. Los resultados muestran que maíz y trigo presentan BPN-P menores a 1, lo que indica reposición adecuada o creciente disponibilidad de P en el suelo. En contraste, soja y girasol exhiben BPN-P claramente superiores a 1, evidenciando extracción neta y potencial deterioro de la fertilidad. El PPF-P varía ampliamente según región y rendimiento: los valores mayores se asocian principalmente a altos rendimientos y no a bajas dosis. En comparación con referencias internacionales, los valores de PPF-P en Buenos Aires tienden a ser mayores, posiblemente por suelos con menor disponibilidad de P. La interpretación conjunta de BPN y PPF permite identificar zonas con manejo sustentable, regiones con extracción excesiva y áreas donde la fertilización resulta insuficiente para sostener la productividad a largo plazo.

PALABRAS CLAVE: agricultura extensiva, fertilización, balance de nutrientes.

1114

INTRODUCCIÓN

La eficiencia de uso de los nutrientes es un factor de importancia a nivel productivo, económico y ambiental. El incremento de la eficiencia de uso de los nutrientes y, consecuentemente, la eficiencia global del sistema, genera una mayor potencialidad en beneficios económicos y sustentables en el largo plazo de producción. Existen numerosos índices para determinar, en el corto y/o largo plazo, la eficiencia de uso de nutrientes. Entre los que miden la eficiencia relacionada con la producción están el balance parcial de nutrientes (BPN) y la productividad parcial del factor (PPF) (Snyder y Bruulsema, 2007). El BPN es la relación entre los kilogramos (kg) de nutriente removido por la cosecha de granos y los kg de nutriente aplicados vía fertilizantes, respondiendo a la pregunta ¿cuánto nutriente se extrae del sistema en relación con la cantidad que se aplica? Mientras que la PPF es la relación entre rendimiento de grano y la cantidad de nutriente aplicado, respondiendo a la pregunta ¿qué tan productivo es este sistema de cultivo en comparación con su aporte de nutrientes? (Syers, 2008; García et al., 2009; Fixen et al., 2015). A nivel más detallado, la eficiencia agronómica (EA, kg incremento en rendimiento por kg nutriente aplicado) y la

eficiencia de recuperación (ER, kg incremento de nutriente absorbido por kg nutriente aplicado) son otros índices que describen la eficiencia de uso de los nutrientes en nuestros sistemas de producción. El concepto de Productividad Parcial del Factor (PPF) es una medida de la eficiencia de las aplicaciones de nutrientes para aumentar los rendimientos de los cultivos, es decir, cuántos kg de grano resultan de la aplicación de un kg de nutriente, por lo cual se debe especificar a cuál Factor de Productividad Parcial se está haciendo referencia (Melgar, 2009).

En la República Argentina, en la campaña 2023/24, el consumo agropecuario de fertilizantes fue de 4935 millones de toneladas (t), de los cuales 1808 millones de t fueron fosforados. La relación N:P:S fue de 19:12:1 (CIAFA, 2024). A pesar del marcado incremento en el consumo de fósforo (P) observado, la relación aplicación/remoción muestra un balance negativo, con un 73% de reposición a escala nacional. Aunque en la provincia de Buenos Aires (PBA) se registraron valores por encima del promedio nacional, estos aún siguen siendo bajos (ReTAA, 2024). En PBA la superficie sembrada con los cuatro cultivos principales (maíz, soja, trigo y girasol) se incrementó un 46% en los últimos 25 años, según datos publicados por la Secretaría de Agricultura de la Nación (SAGyP). La soja es el cultivo que mayor incremento registró (115%) comparando los datos de la campaña 2000/01 respecto de la 2023/24, aunque se registró el máximo en la campaña 2015/16 y luego disminuyó un 24% hasta la última campaña. El maíz y el girasol también incrementaron su superficie en 25 años (182% y 9,4%, respectivamente), mientras que el trigo disminuyó su superficie en 32% en el mismo periodo. En la última campaña el cultivo de soja representó el 44% de la superficie sembrada con los cuatro cultivos, similar a la superficie agregada de maíz y trigo. Por otra parte, la producción se incrementó en un 90% en el mismo periodo, impulsada fundamentalmente por el maíz. En la última campaña el maíz representó el 42% del total producido y la soja el 34%. Si bien los rendimientos también aumentaron (44%, 27%,16% y 22 % para girasol, maíz, soja y trigo, respectivamente), el aumento en producción se explica por aumento del área implantada con granos y no por los rendimientos. En la PBA el porcentaje de reposición de P vía fertilizantes no es suficiente para compensar la extracción, ni para cerrar las brechas de rendimiento existentes en los principales cultivos.

El objetivo de este análisis fue calcular el BPN y la PPF para el P en cultivos extensivos para cada partido de la PBA en las últimas cinco campañas y generar mapas con su distribución espacial.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó con los datos de Estimaciones Agrícolas publicados por la Dirección Nacional de Agricultura (SAGyP, 2025), de cinco campañas desde 2019/20 hasta 2023/24 para los cultivos de trigo, maíz, soja y girasol. En cada partido de la PBA se obtuvieron los registros de superficie sembrada (ha), producción (t) y rendimiento (kg ha^{-1}). Los datos sobre aplicación de fertilizantes fueron registrados a partir de los mapas de dosis promedios de P aplicados en cada región bonaerense (Núcleo, Oeste, Centro, Sudoeste, Sudeste y Cuenca del Salado), relevados por la Bolsa de Cereales de Buenos Aires, para cada cultivo y campaña. Se asume que los kg de P aplicados en cada partido se realizaron sobre toda la superficie implantada (Kg P aplicados= superficie sembrada (ha) x dosis (kg ha^{-1})). Por otra parte, la cantidad de P extraído en las cosechas de granos, fue calculado mediante la planilla de requerimientos nutricionales elaborada por el *International Plant Nutrition Institute* (IPNI) (García y Correndo, 2013), utilizando la humedad comercial de cada grano como factor de ajuste: 14,5% para maíz, 13% para soja, 11% para girasol y 13,5% para trigo. El producto de los kg de P removidos por cada tonelada de grano y la producción en cada partido expresan los kg P removidos en el mismo. Con ambos datos se calcula el BNP-P, mediante la relación entre los kg removidos y los kg aplicados. Esto se hizo para cada cultivo en cada campaña, y luego se calculó el promedio de las cinco campañas. Para calcular el PPF-P se trabajó con los datos de rendimiento y dosis de P aplicado en cada partido, ambos en kg ha^{-1}.

Los resultados obtenidos se muestran en forma de tablas para todos los cultivos, campañas y zonas productivas y en mapas los promedios de las cinco campañas para cada cultivo y partido de la PBA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La cantidad de P removido por las cosechas de granos se calculó considerando que el maíz extrae 2,6 kg P t^{-1} de grano, la soja 5,4 kg , el trigo 3,55 kg y el girasol 6 kg P t^{-1} de grano. Las dosis en kg P aplicados, muy variable según región, fueron en promedio más altas en maíz y trigo (19 kg P ha^{-1}) y menores en soja (10 kg) y girasol (13 kg). El índice BPN-P, calculado para cada cultivo por partido y campaña, toma valores que pueden ir desde 0 a >1. En sistemas con valores ligeramente inferiores a 1 hasta 1, indica que el manejo del nutriente es sustentable; valores mayores a 1 indican que se exporta más que lo aplicado vía fertilizantes o bajas dosis de nutriente; y, por debajo de 1, se podría pensar que el sistema está incrementando la dotación de P en el suelo. Esto podría llevar a la conclusión errónea que una baja dosis de fertilizantes resultaría en el sistema de cultivo más eficiente. Esto es falso, ya que la producción depende, entre otros factores, de la disponibilidad de otros nutrientes, del material genético, y de la oferta de P en el suelo. Además, a largo plazo, limitar las tasas de nutrientes en una situación deficiente reduce la producción de residuos de cultivos, con impactos sobre la productividad, la erosión y la materia orgánica del suelo.

Analizando por cultivo, los valores de BPN-P indican que en trigo y maíz se estaría trabajando en condición sustentable, ya que la aplicación de P supera la cantidad de P extraído en los granos. En soja y en girasol, los valores de BPN-P son altos, indicando que se remueve más P del que se aplica y la producción se estaría sosteniendo con la oferta de P en el suelo. En la Tabla 1, se muestran los resultados de los índices BPN-P y PPF-P promedios para la PBA para cada cultivo y campaña, y el promedio de las cinco campañas por cultivo. La Figura 1 muestra la distribución espacial de los valores de BPN-P por partidos. En la Tabla 2, se observan ambos índices promedios de las cinco campañas, por cada región productiva.

Tabla 1. Índice de Balance Parcial de Nutriente BPN-P (kg P removido/kg P aplicado) y Productividad Parcial del Factor PPF-P, (kg grano/kg P) para cuatro cultivos en la PBA

Campaña	**19/20**		**20/21**		**21/22**		**22/23**		**23/24**		**Promedios**	
Índice/Cultivo	**BPN**	**PPF**	**BPN**	**PPF**	**BPN**	**PPF**	**BPN**	**PPF**	**BPN**	**PPF**	**BPN**	**PPF**
Maíz	0,68	367	0,80	405	0,70	373	0,63	360	0,78	391	**0,72**	**376**
Soja	1,36	258	1,23	229	1,96	375	0,76	164	1,52	287	**1,37**	**245**
Trigo	0,63	182	0,70	198	0,72	206	0,44	130	0,71	203	**0,64**	**177**
Girasol	0,94	167	1,13	189	1,07	180	1,25	209	1,17	195	**1,11**	**178**

Los niveles típicos de BNP-P varían entre 0,7 y 0,9 para cultivos de cereales (principalmente maíz y trigo), cuando se emplean las prácticas de manejo recomendadas y donde los niveles de P disponibles en el suelo se encuentran actualmente dentro del rango recomendado (Fixen et al.,2015). Valores bajos sugieren que mejoras en el manejo podrían aumentar la eficiencia o la fertilidad del suelo, mientras que valores más altos sugieren que la fertilidad del suelo puede estar disminuyendo, lo cual se observa en todas las zonas productivas con el cultivo de soja. Un BPN superior a 1 significa que se eliminan más nutrientes con el cultivo cosechado que los aplicados mediante fertilizantes, una situación equivalente a la "extracción de nutrientes del suelo". Esta situación podría ser aceptable a corto plazo, cuando el contenido de nutrientes disponibles en el suelo es superior al recomendado. Sin embargo, en los casos en que la concentración de nutrientes en el suelo es igual o inferior a los niveles recomendados, un BPN >1 debe considerarse insostenible. A corto plazo y en explotaciones agrícolas individuales, el BPN puede presentar fluctuaciones sustanciales debidas a condiciones del mercado, especialmente para nutrientes poco

móviles. Por lo tanto, es más útil la evaluación del BPN a largo plazo al considerar las rotaciones.

En cuanto al Índice Productividad Parcial del Factor, PPF-P, los aumentos más significativos en la eficiencia provienen del aumento de los rendimientos y no de las bajas tasas de fertilización. Por ejemplo, en el cultivo de maíz, en zonas con altos rendimientos (mayores a 8000 kg ha^{-1}) y con bajas dosis de aplicación, el índice aumenta. Esto se observa en el sur de zona sudoeste, con dosis de 11 kg P ha^{-1} arrojando valores por encima de 700 (aunque la superficie implantada con maíz en estos partidos es muy escasa, con elevados rendimientos y presumiblemente con dosis mayores a las registradas). En cambio, en la zona Núcleo, con dosis de aplicación más altas, la eficiencia ronda los 300-350. El valor depende de la oferta de P disponible, en suelos con elevado P-Bray, la respuesta a la fertilización es menor, pero la eficiencia parcial es alta. En suelos con baja disponibilidad de P en el suelo, aunque la respuesta absoluta suele ser mayor, el índice PFP-P baja porque suele aplicarse más dosis y el rendimiento potencial queda limitado. En el mapa de la Figura 2 se observa la distribución espacial del índice y en la Tabla 2 los valores promedios por regiones productivas

Tabla 2. Índices Balance Parcial de Nutrientes y Productividad Parcial del factor para fósforo, promedio por Regiones de la PBA y promedio de las campañas 2019/20 hasta 2023/24

Cultivo	**Maíz**		**Soja**		**Trigo**		**Girasol**	
Región	**BNP**	**PPF**	**BNP**	**PPF**	**BNP**	**PPF**	**BNP**	**PPF**
Núcleo	0,64	308	1,28	228	0,59	170	0,92	156
Oeste	0,81	395	1,40	246	0,61	179	1,39	232
Centro	0,83	406	1,48	267	0,63	179	1,06	176
Sudoeste	0,83	518	1,28	232	0,62	184	0,95	157
Sudeste	0,81	386	1,50	237	0,73	206	1,10	182
Salado	0,55	346	1,35	269	0,68	166	1,17	191

En algunos sitios, un alto índice de PPF-P y bajas dosis se puede dar a expensas de la oferta del suelo, llevando el sistema a un deterioro si se prolonga en sucesivas campañas. De acuerdo a Fixen et al. (2015), un valor típico de PPF-P es de 100 a 250 kg grano por kg de P aplicado. Los niveles más bajos sugieren suelos con menor respuesta o una aplicación excesiva de nutrientes, mientras que los niveles más altos sugieren que el suministro de nutrientes probablemente esté limitando la productividad.

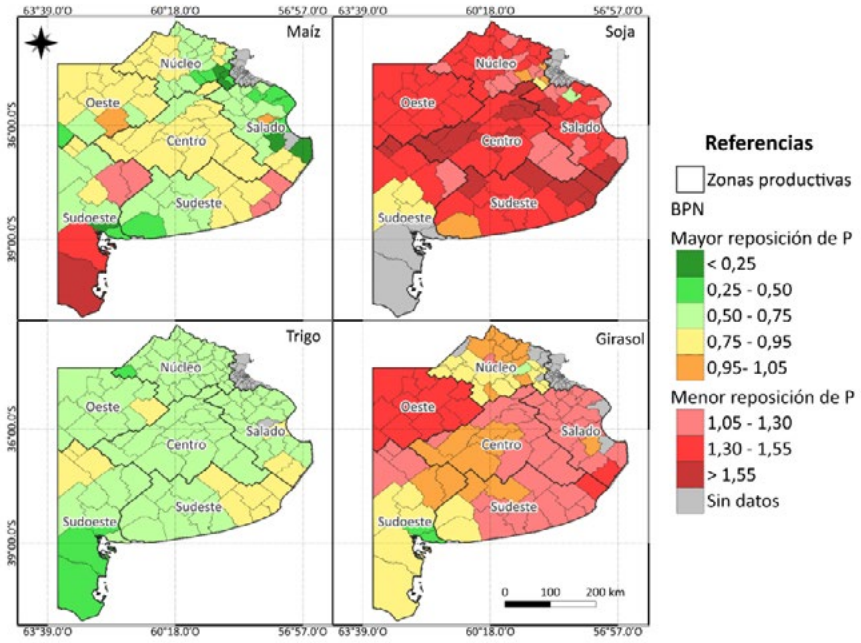


Figura 1. Balance Parcial de Nutrientes BPN-P (kg P cosechado/kg P aplicado) promedio de cinco campañas 2019/20-2023/24 para los cuatro cultivos

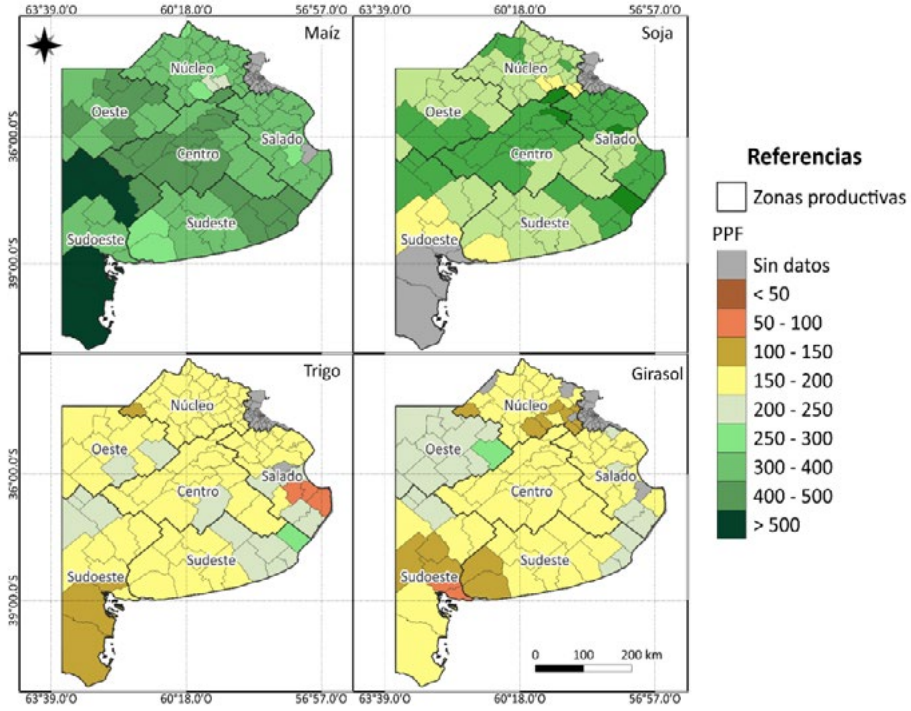


Figura 2. Productividad Parcial del factor, PPF-P (kg grano/kg de P aplicado), promedio de cinco campañas 2019/20-2023/24 para los cuatro cultivos

Las estrategias de manejo orientadas a optimizar el uso de fertilizantes deben evaluar varios de estos índices en forma simultánea para comprender el impacto futuro de estas estrategias en la fertilización. Para esto, la Eficiencia de Uso del nutriente debe considerar no sólo su uso en un cultivo en particular, sino también la evolución del estado de los nutrientes del suelo en una rotación donde el cultivo se encuentra incluido.

CONCLUSIONES

El maíz y el trigo presentan BPN-P menores a 1, lo que indica reposición adecuada o creciente disponibilidad de P en el suelo. En contraste, soja y girasol exhiben BPN-P claramente superiores a 1, evidenciando extracción neta y potencial deterioro de la fertilidad.
El PPF-P varía ampliamente según región y rendimiento: los valores mayores se asocian principalmente a altos rendimientos y no a bajas dosis. En comparación con referencias internacionales, los valores de PPF-P en Buenos Aires tienden a ser mayores, posiblemente por suelos con menor disponibilidad de P y mayor respuesta.
La interpretación conjunta de ambos índices permite identificar zonas con manejo sustentable, regiones con extracción excesiva y áreas donde la fertilización resulta insuficiente para sostener la productividad a largo plazo.

BIBLIOGRAFÍA

CIAFA.2024.
https://www.ciafa.org.ar/files/x4AmjuYRsLXsuxqBEiD1OgVIuLUGqBtXyiMm372u.pdf

Fixen, P., Brentrup, F., Bruulsema, T., Garcia, F., Norton, R. y Zingore, S. (2015). Nutrient/fertilizer use efficiency: Measurement, current situation and trends. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/269709648_Nutrientfertilizer_use_efficiency_measurement_current_situation_and_trends/citation/download [accessed Nov 18 2025].

Garcia F. y Correndo A. (2013). Cálculo de requerimientos nutricionales. IPNI. URL del website:https://fertilizar.org.ar/calculos-nutricionales/ Último acceso 10/12/25

García F.O., Ciampitti I.A., Rubio G. y Picone L. (2009). La Fertilización Fosfatada en la Argentina: Actualidad, Manejo y Perspectivas. Jornadas Nacionales “Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura”, organizadas por la AACS en Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009.

Melgar R. (2009). Las innovaciones en la eficiencia del uso de nutrientes. Revista Fertilizar. https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2021/01/2014-no-28-Las-Innovaciones-en-la-eficiencia-del-uso-de-nutrientes.pdf

ReTAA. (2024). https://www.bolsadecereales.com/imagenes/retaa/2025-01/273-retaamensualnº84-balancedenutrientes23.24.pdf

SAGyP. (2025). Dirección Nacional de Agricultura - Dirección de Estimaciones Agrícolas https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/

Snyder C.S. y T.W. Bruulsema. (2007). Nutrient Use Efficiency and Effectiveness in North America: Indices ofAgronomic and Environmental Benefit. International Plant Nutrition Institute. Reference # 07076.

Syers J.K. A.E. Johnston y D. Curtin. (2008). Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use Reconciling changing concepts of soil phosphorus behaviour with agronomic information. ROMA FAO. https://soil5813.okstate.edu/Spring2012/Syers%202008.pdf

EFECTO DE LA NAPA FREÁTICA SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO Y LA PRODUCTIVIDAD DE GIRASOL

Quiroga, A.[1, 2], Fernández, R.[1, 2*]

[1] EEA INTA Anguil, RN 5 km 580, Anguil, La Pampa, Argentina; [2] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, RN 35 km 334, Santa Rosa, La Pampa, Argentina;
[*] fernández.romina@inta.gob.ar

RESUMEN: La guía de evaluación visual (EV) de la calidad del suelo establece un método rápido y simple para caracterizar su condición e identificar limitantes para el crecimiento de los cultivos. En la región semiárida pampeana aun no se ha utilizado en suelos con y sin influencia de napa fréatica. Debido a ello se decidió evaluar el efecto de la napa freática sobre la calidad visual del suelo y relacionarlo con el rendimiento del cultivo de girasol. Se seleccionaron 15 lotes de girasol en la región semiárida pampeana, 7 de ellos sin influencia de napa freática y 8 lotes con influencia de napa freática. Se realizó una caracterización de los lotes en base a la "Guía para la evaluación visual de la calidad del suelo". Sobre el cultivo, se evaluaron aspectos de las plantas y rendimiento. Los suelos influenciados por napa freática presentaron mayor número de hojas por planta, área foliar, altura de planta y promediaron mayor rendimiento con respecto a los suelos sin napa. Los suelos sin influencia de napa presentaron menor valor de EV con respecto a suelos con influencia de napa. Se encontró estrecha relación entre el color del suelo y la EVS, como también rendimiento de girasol en función a la EV de los suelos. Se concluyó que la caracterización de lotes destinados al cultivo de girasol mediante indicadores visuales permitió diferenciar con mayores valores de calidad de suelo a aquellos con influencia de napa freática con respecto a los suelos sin influencia de napa. La mejor calidad de suelo, junto con el agua proveniente de la napa freática dio lugar a mayores rendimientos de girasol.

1120

PALABRAS CLAVE: calidad de suelo, rendimiento, guía para la evaluación visual.

INTRODUCCIÓN

Contar con indicadores que demuestren el efecto positivo de prácticas de manejo sustentable o la degradación de los suelos es de gran importancia (Malone et al., 2023). Los métodos de evaluación visual constituyen herramientas prácticas que brindan información semicuantitativa y rápida sobre el estado de la calidad física y la fertilidad del suelo (Endale et al., 2024). Estas metodologías facilitan diagnósticos en campo, reduciendo tiempos y costos frente a análisis más complejos.

La guía de evaluación visual de la calidad del suelo elaborada por Noellemeyer et al. (2021) establece un método rápido y simple para caracterizar su condición e identificar limitantes para el rendimiento de los cultivos. Esta metodología permitió diferenciar los suelos bajo pasturas con respecto a situaciones en agricultura, constituyendo una herramienta sencilla y práctica para la evaluación de la condición del estado de salud del suelo (Noellemeyer et al., 2024; Álvarez et al., 2025).

Si las napas se encuentran dentro de la profundidad efectiva de las raíces (entre 1,50 a 2 m) pueden contribuir significativamente al consumo del agua por parte de los cultivos, contribuyendo entre el 20 al 40 % del uso consuntivo de cultivos como girasol y maíz (Saks et al., 2013).

No obstante, no existe este tipo de estudios de evaluación de la calidad del suelo en situaciones bajo agricultura con y sin presencia de la napa freática. Debido a ello se estableció como objetivo del trabajo: evaluar el efecto de la napa freática sobre la calidad visual del suelo y relacionarlo con el rendimiento del cultivo de girasol.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante la campaña del 2022/2023 sobre suelos Haplustoles Enticos de la Región Semiárida Pampeana, se establecieron experiencias en lotes de productores con cultivo de girasol.
Se seleccionaron 15 lotes, 7 de ellos sin influencia de napa freática y 7 lotes con influencia de napa freática. Se tomaron muestras de suelo de 0-20 cm de profundidad para determinar en laboratorio análisis granulométrico.
Se realizó una caracterización de los lotes en base a la "Guía para la evaluación visual de la calidad del suelo" desarrollada por Noellemeyer et al. (2021). La misma considera 12 indicadores, a los cuales se les asigna un valor en base a la evaluación visual que se realiza a campo. A continuación, se enumeran los mismos indicando el valor máximo que pueden alcanzar: textura (Text, 6), estructura (Estr, 6), porosidad (Poros, 6), color (4), moteados (Mot, 4), lombrices/macrofauna (MF, 6), profundidad potencial de enraizamiento (PPE, 6), compactación (Comp, 6), encharcamiento (Ench, 2), costras/cobertura (Cob, 4), erosión (Eros, 4) y salinidad (Salin, 6). Cuando la suma de los 12 indicadores resulta en menos de 30 implica pobre calidad, entre 30 y 45 calidad moderada y mayor de 45 buena calidad de suelo.
En floración del cultivo de girasol, se determinó la profundidad de la napa freática y su calidad a través del análisis de pH y conductividad eléctrica. Sobre el cultivo, en 30 plantas de cada lote, se determinó, hojas por planta, ancho y largo de la hoja y altura de la planta. Durante marzo-abril del 2023, se realizó la cosecha manual en 2,08 m^2 de los 15 lotes (10 repeticiones por lote) y posteriormente se utilizó trilladora estacionaria en la EEA INTA Anguil, para determinar el rendimiento.

Figura 1. Suelos de lotes de girasol (1 al 15) donde se realizó la experiencia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos influenciados por napa freática de buena calidad (pH y CE) presentaron mayor número de hojas por planta, mayor área foliar que se reflejó a través del ancho y el largo de la hoja, mayor altura de planta y colores más oscuros de hojas (Tabla 1). Asociado a la variación en la disponibilidad de agua, los lotes influenciados por napa promediaron rendimientos de 2816 kg ha^{-1}, mientras que los no influenciados por napa promediaron los 1544 kg ha^{-1}.

Tabla 1. Lotes con y sin napa (c s/napa), antecesor, densidad de plantas (Dens), hoja por planta (Hoj/pl), altura por planta (Alt/pl) y rendimiento.

Lote	Antecesor	Dens (pl/ha)	Hoj/pl	Ancho	Largo	Alt/pl	Rendimiento (kg ha)
1	maíz	52000	16	19	18	105	1961
7	maíz	33600	19	21	20	140	2389
8	soja	38500	19	21	19	132	1564
9	maíz	38500	18	18	18	112	1101
13	maíz	38500	14	17	18	120	1082
14	maíz	38500	12	17	16	112	1381
15	soja	40800	14	18	18	130	1328
	Prom. s/napa	**40057**	**16 b**	**19 b**	**18 b**	**122 b**	**1544 b**
2	maíz	42000	22	22	20	137	2550
3	maíz	48000	24	26	23	151	2460
4	ceb	48000	19	30	25	195	3340
5	maíz	43200	22	24	21	190	2750
6	ceb	33600	23	24	21	195	2180
10	soja	43200	18	21	22	125	3150
11	soja	43200	20	20	20	125	3350
12	soja	43200	20	20	20	135	2750
	Prom. c/napa	**43050**	**21 a**	**23 a**	**21 a**	**157 a**	**2816 a**

Los suelos sin influencia de napa presentaron menor valor de EV con respecto a suelos con influencia de napa (Tabla 2). El rango de variación para suelos SN fue entre 30,1 a 35,1, y el promedio de los 7 lotes fue de 33,3. En cambio, para los suelos CN, el rango se encontró entre los 36,7 y 43,6, dando un valor promedio de 40,2. Las diferencias principales fueron dadas debido a que los suelos con napa presentaron valores mayores de los indicadores: estructura, porosidad, color, profundidad de enraizamiento, compactación y erosión. La profundidad de la napa a floración resultó óptima para el acoplamiento de girasol. Es importante tener en cuenta que por ascenso capilar la influencia de la napa es de 60 a 80 cm en texturas franco arenosas. Es decir, que la influencia de la napa tuvo lugar entre los 100 y 150 cm del perfil, lo cual resultó adecuado para un cultivo cuyas raíces pueden explorar más de 200 cm (Gaggioli, 2019). En un año con pocas precipitaciones la presencia de la napa resulta relevante para el normal desarrollo del cultivo.

El color del suelo es uno de los indicadores que puede resultar estratégico al momento de evaluar el ambiente productivo y se asocia a suelos de mejor estado de conservación (Álvarez et al., 2025). Colores más oscuros son consecuencia de mayor contenido de carbono lo que impacta en mayor actividad biológica y propiedades físico-hídricas (Fernández et al., 2018). En este sentido, se encontró estrecha relación entre el color con la EVS (Figura 2), es decir, suelo más poroso, menor compactación, mejores condiciones para el desarrollo de las raíces. Asociado a colores más oscuros de suelos que reflejan un mejor estado de salud que se expresa a través de la EVS y en consecuencia mayores rendimientos del cultivo de girasol (Figura 3).

Tabla 2. Evaluación visual de la calidad del suelo (EVS), textura (Text), estructura (Estr), porosidad (Por), color, moteados (Mot), lombrices/macrofauna (MF), profundidad potencial de enraizamiento (PPE), compactación (Comp), costra/cobertura (Cob), erosión (Eros), salinidad (Salin).

Lote	EVS	Text	Estr	Por	Color	Mot	MF	PPE	Comp	Ench	Cob	Eros	Salin
1	33,9	1,8	1,8	3,0	1,4	3,2	1,5	4,8	3,0	1,8	3,6	2,0	6,0
7	35,1	4,2	3,3	2,4	1,6	3,6	1,5	3,3	3,6	1,4	2,4	2,4	5,4
8	33,2	3,6	3,6	3,0	2,0	3,0	1,5	3,3	2,4	1,6	2,4	2,0	4,8
9	30,1	1,8	1,8	3,0	1,4	3,6	1,2	4,5	3,0	1,6	2,4	1,6	4,2
13	32,1	3,6	3,6	2,4	1,6	2,8	1,5	3,3	3,0	1,5	1,6	2,4	4,8
14	35,0	3,6	3,6	3,0	1,6	3,0	1,5	3,0	3,6	1,5	2,4	2,8	5,4
15	33,8	4,5	3,6	2,4	1,4	3,0	1,5	3,0	2,4	1,4	2,4	2,4	4,8
PSN	**33,3**	**3,3**	**3,0**	**2,7**	**1,6**	**3,2**	**1,5**	**3,6**	**3,0**	**1,5**	**2,5**	**2,2**	**5,1**
2	38,8	2,4	3,0	3,9	2,0	2,0	1,8	5,7	5,1	1,8	3,2	2,4	5,7
3	36,7	2,4	2,7	4,2	1,8	2,0	1,8	5,7	4,8	1,8	2	2,1	5,4
4	41,2	3,0	3,6	3,9	2,2	3,4	2,1	5,4	5,7	1,8	3,4	3,8	3,8
5	42,7	2,4	2,4	5,4	2,0	3,6	1,2	5,7	5,4	1,9	3,4	3,6	5,7
6	37,4	3,3	3,6	3,9	2,0	1,6	1,5	4,5	4,2	1,2	3,2	3,6	4,8
10	42,4	4,2	3,9	4,2	2,4	3,2	3,6	5,4	3,6	1,5	2,8	2,8	4,8
11	43,6	3,6	3,6	3,6	2,4	3,0	3,6	5,4	4,2	1,6	2,8	3,0	4,8
12	39,1	3,6	3,9	3,3	1,8	3,0	3,6	5,1	4,2	1,6	2,4	2,4	4,2
PCN	**40,2**	**3,1**	**3,3**	**4,1**	**2,1**	**2,7**	**2,4**	**5,4**	**4,7**	**1,7**	**2,9**	**3,0**	**4,9**

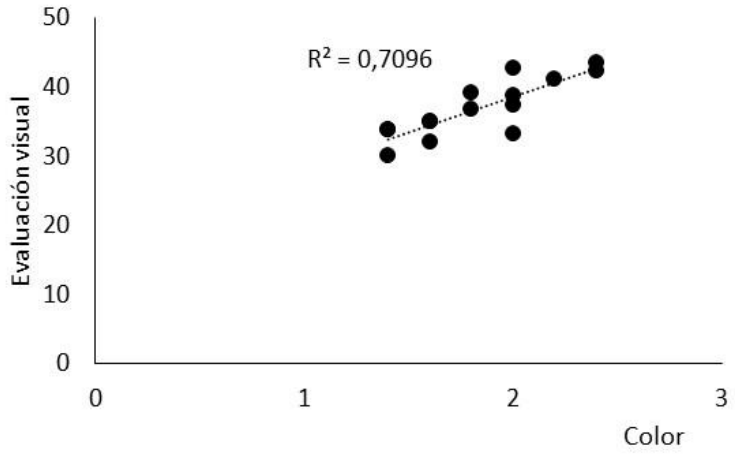


Figura 2. Evaluación visual de la calidad del suelo en función al color del suelo.

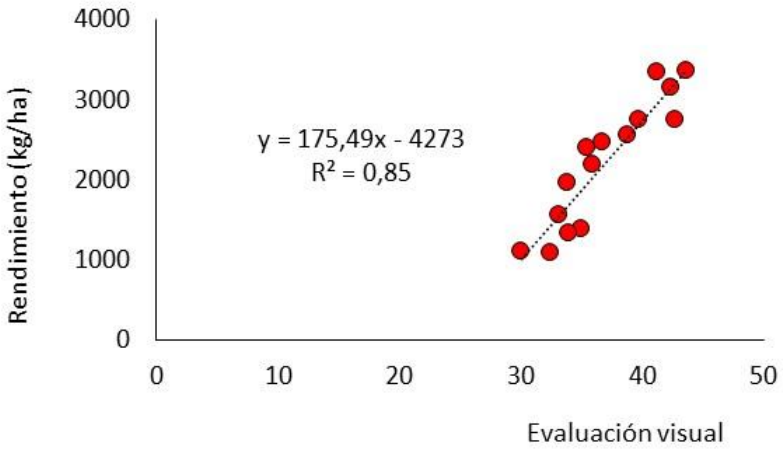


Figura 3. Rendimiento del cultivo de girasol en función de la evaluación visual de la calidad del suelo.

CONCLUSIONES

La caracterización de lotes destinados al cultivo de girasol mediante indicadores visuales permitió diferenciar con mayores valores de calidad de suelo a aquellos con influencia de napa freática con respecto a los suelos sin influencia de napa. La mejor calidad de suelo, junto con el agua proveniente de la napa freática dio lugar a mayores rendimientos de girasol.

El efecto de la disponibilidad del agua de napa a través del tiempo impacta en mejores rendimientos en la rotación, lo que implica mayor presencia de raíces y residuos, dando lugar a mejor calidad de suelo a mediano-largo plazo.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, L., Gómez, F., Neira Herrera, J., Fritz, F. y Noellemeyer, E. (2025). Efecto de una transición agroecológica sobre la calidad del suelo en el oeste bonaerense. Cienc. Suelo 43: 39-50. https://doi.org/10.64132/cds.v43i1.877

Endale, T., Diels, J., Tsegaye, D., Kasaye, A., Gulie, G., Leta, G., Olivier, D., Belayneh, L. y Verdoodt, A. (2024). Applicability of visual and analytical soil quality indicators in environmentally diverse catchments of the Ethiopian Rift. *Soil and Tillage Research*, *240*, 106072. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106072

Fernández, R., Frasier, I., Rorig, M., Quiroga, A. y Noellemeyer, E. (2018). Evaluación de indicadores biológicos en suelos de la región semiárida pampeana central. Ecología Austral 28: 145-156.

Gaggioli, C. (2019). Alternativas de cultivos tendientes a mejorar la sustentabilidad de los sistemas de producción de la Región Semiárida Pampeana. Tesis para optar al grado de Doctor en Agronomía. UNSur. 279 pp.

Malone, L. C., Ruark, M. D., Kucharik, C. J., Whitman, T. y Conley, S. P. (2023). Linking soil health indicators to management history and soybean yield. *Field Crops Research, 297*, 108951. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.108951

Noellemeyer, E., Álvarez, L., Álvarez, C., Dillchneider, A.,Farrell, M., Fernández, R., Buss, E. F., Frasier, I., Gaggioli, C., Gili, A., Gómez, F., Lara, G., Leizica, E., Lorda, M., Quiroga, A. y Rainhart, L. (2024). From science to practice: The AGSUS protocol for monitoring and certification of sustainable soil management and carbon sequestration. *Soil and Tillage Research*, *241*, 106102. https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106102

Noellemeyer, E., Álvarez, L., Leizica, E., Gómez, F., Fernández, R., Frasier, I., Álvarez, C. y Quiroga, A. (2021). *Guía para la evaluación visualde la calidad del suelo*. EdUNLPam.

Saks, M.G, Quiroga, A., Fernández, R, Gili, A y Zalba, P. (2013). Estudio de la contribución de las napas al rendimiento de maíz en Molisoles de la Planicie Medanosa. Actas jornadas Argentinas de Conservación del Suelo 2013. AACS

IDENTIFICACIÓN ÁREAS CON RIESGO DE SALINIZACIÓN PARA PREVENIR MAYOR DEGRADACIÓN DEL SUELO EN LA PAMPA SEMIÁRIDA.

Rainhart, L.[1], Leizica, E.[1], Noellemeyer, E.[1*]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa; *Ruta Nacional 35, km 334, (6300) Santa Rosa, Prov. de La Pampa, noellemeyer@agro.unlpam.edu.ar

RESUMEN: La salinización del suelo representa una amenaza creciente para la productividad agrícola y la seguridad alimentaria, particularmente en regiones semiáridas y subhúmedas donde los cambios en el uso del suelo han alterado la dinámica hidrológica. En las Pampas argentinas, los cambios en el uso del suelo, la expansión de la agricultura y la variabilidad climática han favorecido el ascenso de aguas salinas y la acumulación de sales en el perfil del suelo, particularmente en áreas deprimidas del paisaje. El objetivo fue desarrollar una metodología basada en teledetección para identificar suelos salinos en paisajes ondulados de las Pampas. El estudio se llevó a cabo en una cuenca de 230.857 ha en la provincia de La Pampa, donde se definió un área piloto de 20 ha con 131 puntos de muestreo de suelo georreferenciados. Se analizaron pH, conductividad eléctrica, materia orgánica y textura del suelo a dos profundidades (0–20 y 40–60 cm). Mediante análisis geoestadísticos y de conglomerados difusos se delimitaron zonas homogéneas, que se utilizaron para calibrar un índice basado en el valor máximo del Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) y su desviación estándar multitemporal, calculados a partir de imágenes Sentinel-2 correspondientes al período 2018–2023. Esta combinación permitió discriminar suelos salinos de no salinos, minimizando las ambigüedades asociadas a suelos desnudos o a la presencia de vegetación halófita. La metodología fue aplicada a la totalidad de la cuenca, restringiendo el análisis a las áreas potencialmente afectadas por salinidad mediante la delimitación de la máxima superficie inundada registrada. Los resultados indicaron que aproximadamente el 4 % de la superficie de la cuenca presenta suelos afectados por salinidad. Se concluye que la integración de datos de suelo y teledetección constituye una herramienta eficaz y de bajo costo para la identificación regional de suelos salinos y áreas susceptibles a la salinización.

PALABRAS CLAVE: Conductividad eléctrica, pH, NDVI.

INTRODUCCIÓN

La salinización del suelo es una amenaza creciente para la seguridad alimentaria y el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Una vez establecidos, los suelos salinos son difíciles de recuperar y su extensión continúa en aumento, especialmente en regiones semiáridas y subhúmedas (Cuevas et al., 2019). Además de reducir el rendimiento de los cultivos, la salinización afecta procesos microbiológicos del suelo y el secuestro de carbono, comprometiendo la sostenibilidad de los sistemas productivos (Jia et al., 2024). Según Nachshon (2018), existen tres procesos principales que contribuyen a la salinización: la migración de sales desde el material parental hacia posiciones más altas en el paisaje debido al cambio climático y al uso del suelo; la subida de sales desde aguas subterráneas poco profundas, que llegan a la superficie cuando la cobertura vegetal cambia a especies con menor evapotranspiración; y la salinización a través del riego.

En Argentina, las llanuras subhúmedas de las Pampas experimentan salinización debido a pulsos de inundaciones esporádicas seguidas de períodos secos (Kuppel et al., 2015). Aunque las inundaciones coinciden con lluvias intensas, la extensión de las áreas inundadas

no siempre se correlaciona con las precipitaciones (Rainhart et al., 2024). Estas condiciones de inundación y sequía han impactado en la salinización, especialmente debido a la persistencia de niveles freáticos altos en sistemas de cultivo anual frente a la producción ganadera (Nosetto et al., 2015). Además, la expansión de la frontera agrícola, que convirtió sabanas semiáridas en tierras agrícolas, ha aumentado la salinidad de los acuíferos regionales, añadiendo más sales solubles al sistema suelo-agua subterránea (Jayawickreme et al., 2011; Nosetto et al., 2013). Para evitar la expansión de los suelos salinizados y restaurar los suelos afectados, es esencial identificar las áreas afectadas y las susceptibles a la salinización. El objetivo de este estudio es desarrollar y aplicar un método basado en teledetección para identificar suelos salinos en los paisajes ondulados de las Pampas semiáridas de Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en una cuenca de 230.857 ha ubicada en la provincia de La Pampa, delimitada mediante datos HydroSHEDS (nivel 8) utilizando Google Earth Engine (Kazemi Garajeh, 2024). Dentro de esta cuenca se definió un área piloto de 20 ha, representativa de un paisaje ondulado con sectores deprimidos propensos a inundaciones temporarias y a procesos de salinización asociados a niveles freáticos someros.

En el área piloto se estableció una grilla de 131 puntos de muestreo de suelo georreferenciados, con espaciamientos de 25 m en las zonas bajas y 50 m en el resto del campo. Las muestras se recolectaron a dos profundidades (0–0,20 m y 0,40–0,60 m) para evaluar las propiedades del suelo en la zona de enraizamiento y la posible influencia de sales provenientes del agua subterránea. Las muestras fueron secadas al aire, tamizadas a 2 mm y analizadas para determinar conductividad eléctrica (CE) y pH (en suspensiones de 1:5 y 1:2,5 de suelo:agua, respectivamente), materia orgánica (Skjemstad y Baldock, 2007) y textura (Kroetsch y Wang, 2008). Los datos de pH y CE se analizaron mediante técnicas geoestadísticas, utilizando kriging ordinario para generar mapas de distribución espacial a ambas profundidades. A partir de estas variables interpoladas se aplicó un análisis de conglomerados difusos k-medias para delimitar zonas homogéneas de suelo.

El número óptimo de zonas se determinó mediante el Índice de Rendimiento de Difuminación y la entropía de clasificación normalizada, y se aplicaron filtros espaciales para reducir la fragmentación de las unidades delimitadas. Las zonas obtenidas se validaron mediante la comparación de valores del Índice de Vegetación Normalizado (NDVI), calculado a partir de imágenes Sentinel-2 correspondientes a distintos cultivos y estados fenológicos. Asimismo, se evaluaron diferencias en materia orgánica y textura entre zonas mediante análisis de varianza (R Core Team, 2024).

Para identificar suelos salinos a escala de cuenca, se desarrolló un índice basado en la combinación del valor máximo del NDVI y su desviación estándar multitemporal (2018–2023). Este índice fue calibrado con la información del área piloto y aplicado a las áreas potencialmente afectadas por salinidad, delimitadas a partir de la máxima superficie inundada detectada mediante el índice NDWI a partir de imágenes Landsat 8, incorporando un área de amortiguamiento para incluir zonas adyacentes susceptibles a salinización.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La delimitación del área piloto mediante pH y conductividad eléctrica (CE) a dos profundidades permitió identificar dos ambientes edáficos contrastantes asociados a la posición topográfica y al grado de salinización del suelo. La subdivisión en dos zonas mostró patrones consistentes, diferenciando claramente una zona baja (Zona 1), propensa a inundaciones y con nivel freático somero, y áreas más elevadas (Zona 2) con mejores condiciones edáficas. La zona más baja presentó los valores más altos de pH y CE, confirmando su asociación con procesos de acumulación de sales, mientras que las zonas altas mostraron valores significativamente menores, compatibles con suelos no salinos o levemente afectados. Las diferencias entre zonas también se reflejaron en los valores del NDVI. La zona salina presentó valores significativamente más bajos y menor variabilidad temporal, mientras que las zonas no salinas exhibieron valores más altos y una marcada

estacionalidad vinculada a los ciclos de los cultivos. Estas diferencias se resumen en la Tabla 1, que integra las propiedades del suelo (pH, CE, materia orgánica y textura) y los valores medios de NDVI para cada ambiente. En superficie (0–20 cm), la zona salina mostró mayor contenido de arcilla+limo y materia orgánica, lo que favorece la retención de agua y sales, mientras que a mayor profundidad las diferencias texturales tendieron a disminuir.

Tabla 1. Resultados de los análisis de varianza para las variables materia orgánica (MO, %), contenidos de arcilla más limo (a+l, %) a dos profundidades de muestreo (0-20, 40-60 cm) y los valores de NDVI en tres fechas diferentes entre las dos zonas delimitadas. Zona 1 = bajo; Zona 2 = loma.

	MO 0-20cm		**MO 40-60**		**a + l 0-20**		**a + l 40-60**	
p-valor	0.0104		0.6688		0.0009		0.1402	
Zonas	2	1	2	1	2	1	2	1
Media	1.27	2.10	0.36	0.33	31.22	51.73	26.68	34.37
EE	0.13	0.23	0.03	0.06	2.19	3.80	2.4	4.16
	A		**A**		**A**		**A**	
		B		**A**		**B**		**A**

		NDVI 2020		**NDVI 2021**		**NDVI 2022**	
p-valor		<0.0001		0.0045		<0.0001	
	Zonas	2	1	2	1	2	1
	Media	0.50	0.36	0.40	0.37	0.33	0.23
	EE	$4.3E^{-03}$	0.01	0.01	0.01	$3.6E^{-03}$	0.01
		A		**A**		**A**	
			B		**B**		**B**

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p>0.05)

La combinación del valor máximo del NDVI con su desviación estándar multitemporal permitió resolver ambigüedades comunes en la identificación de suelos salinos, especialmente aquellas asociadas a suelos desnudos o a la presencia de vegetación halófita. Mientras que los cultivos anuales mostraron altos valores máximos de NDVI y elevada variabilidad interanual, los suelos salinos se caracterizaron por valores bajos y estables a lo largo del tiempo. Esta combinación de métricas resultó clave para discriminar ambientes salinos de no salinos a escala de cuenca. Al aplicar el índice calibrado en el área piloto sobre la superficie potencialmente afectada por salinidad, -definida a partir de la máxima extensión de inundación registrada en los últimos ocho años, se estimó que aproximadamente 9.306 ha presentan suelos salinos, lo que representa cerca del 4 % de la superficie total de la cuenca, lo que representa un crecimiento de la superficie salinizada de acuerdo con (Diaz et al., 2022). La Figura 1 muestra la distribución espacial de estos suelos, concentrados principalmente en depresiones y zonas adyacentes a cuerpos de agua temporarios, coherente con la influencia del nivel freático somero y la dinámica de inundación–sequía.

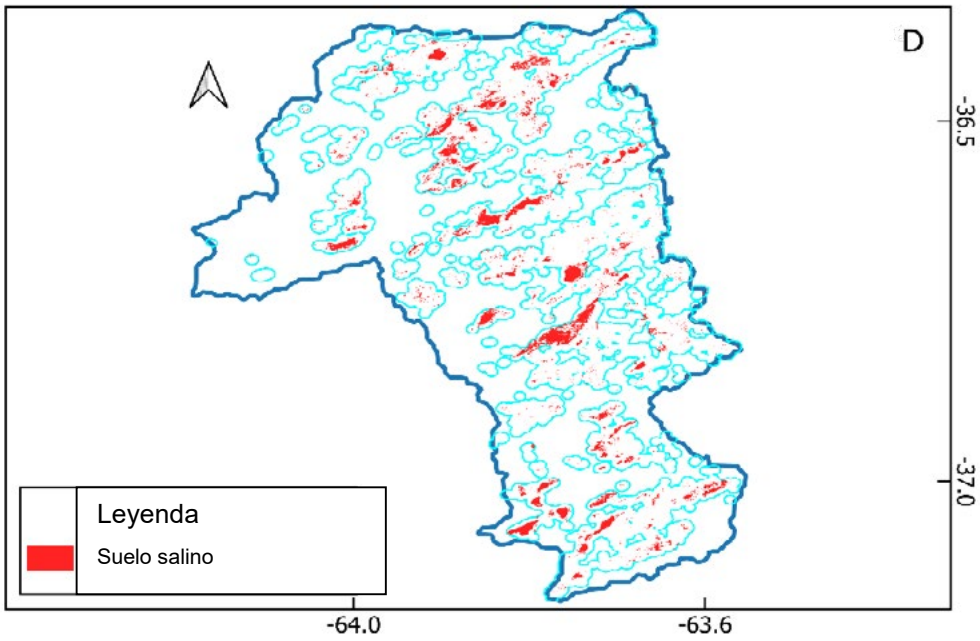


Figura 1. Mapa de la cuenca estudiada donde se marcan las áreas con suelos salinos en color rojo.

Estos resultados evidenciaron que la salinización en las Pampas semiáridas y subhúmedas no responde exclusivamente a condiciones climáticas áridas, sino a la interacción entre topografía, uso del suelo, dinámica hidrológica y manejo agrícola (Kuppel et al., 2015; Nosetto et al., 2013). La metodología propuesta constituye una herramienta eficaz para identificar áreas actualmente afectadas y potencialmente susceptibles a la salinización, aportando información clave para orientar prácticas de manejo que mitiguen la expansión de estos ambientes y favorezcan la sostenibilidad de los sistemas productivos.

1128

CONCLUSIONES

Se desarrolló y validó una metodología sencilla y robusta basada en teledetección para la identificación de suelos salinos a escala regional en paisajes ondulados de las Pampas semiáridas argentinas. La integración de información edáfica obtenida en un área piloto con métricas multitemporales del NDVI permitió discriminar ambientes salinos y no salinos, superando las limitaciones asociadas a suelos desnudos o a la presencia de vegetación halófita. Los resultados evidenciaron que una proporción significativa de la cuenca presenta suelos afectados por salinidad, concentrados principalmente en zonas deprimidas vinculadas a niveles freáticos someros. La metodología propuesta constituye una herramienta de bajo costo para el monitoreo y el manejo preventivo de la salinización, aportando información clave para orientar estrategias de manejo sostenible del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Cuevas, J., Daliakopoulos, I. N., Del Moral, F., Hueso, J. J., y Tsanis, I. K. (2019). A review of soil-improving cropping systems for soil salinization. En *Agronomy* (Vol. 9, Número 6). MDPI AG. https://doi.org/10.3390/agronomy9060295

Diaz, Y. R., Jobbágy, E. G., y Marchesini, V. A. (2022). New saline wetlands in the dry agricultural plains of Argentina: how they are, where do they occur and what to do with them? *Ecologia Austral*, *32*(3), 821–834. https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.1870

FAO. (2022). Global Symposium on Salt-Affected Soils: Outcome document. FAO. https://doi.org/10.4060/cb9929en

He, J., Den, Q., Ma, X., Su, X., y Ma, X. (2021). Soil salinization affected by hydrogeochemical processes of shallow groundwater in Cangzhou City, a coastal region

in North China. *Hydrology Research*, *52*(5), 1116–1131. https://doi.org/10.2166/nh.2021.183

Jayawickreme, D. H., Santoni, C. S., Kim, J. H., Jobbágy, E. G., y Jackson, R. B. (2011). Changes in hydrology and salinity accompanying a century of agricultural conversion in Argentina. *Ecological Applications*, *21*(7), 2367–2379. https://doi.org/10.1890/10-2086.1

Jia, B., Mao, H., Liang, Y., Chen, J., Jia, L., Zhang, M., y Li, X. G. (2024). Salinity decreases the contribution of microbial necromass to soil organic carbon pool in arid regions. *Science of The Total Environment*, *930*, 172786. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.172786

Kazemi Garajeh, M. (2024). Monitoring the Spatio-Temporal Distribution of Soil Salinity Using Google Earth Engine for Detecting the Saline Areas Susceptible to Salt Storm Occurrence. *Pollutants*, *4*(1), 1–15. https://doi.org/10.3390/pollutants4010001

Kroetsch, D., y Wang, C. (2008). Particle Size Distribution. En M. R. Carter y E. G. Gregorich (Eds.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Taylor and Francis, Canadian Society of Soil Science.

Kuppel, S., Houspanossian, J., Nosetto, M. D., y Jobbágy, E. G. (2015). What does it take to flood the Pampas?: Lessons from a decade of strong hydrological fluctuations. *Water Resources Research*, *51*(4), 2937–2950. https://doi.org/10.1002/2015WR016966

Nachshon, U. (2018). Cropland soil salinization and associated hydrology: Trends, processes and examples. En *Water (Switzerland)* (Vol. 10, Número 8). MDPI AG. https://doi.org/10.3390/w10081030

Nosetto, M. D., Acosta, A. M., Jayawickreme, D. H., Ballesteros, S. I., Jackson, R. B., y Jobbágy, E. G. (2013). Land-use and topography shape soil and groundwater salinity in central Argentina. *Agricultural Water Management*, *129*, 120–129. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.07.017

Nosetto, M. D., Paez, R. a., Ballesteros, S. I., y Jobbágy, E. G. (2015). Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, *206*, 60–70. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.009

R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2012.*

Rainhart, L., Peinetti, H. R., y Noellemeyer, E. J. (2024). Las inundaciones de las últimas tres décadas en la Pampa Interior y su relación con la pluviometría regional. *Ecología Austral*, *34*(1), 121–133. https://doi.org/10.25260/EA.24.34.1.0.2374

Skjemstad, J. O., y Baldock, J. A. (2007). Chapter 21 Total and Organic Carbon. En M. R. Carter y E. G. Gregorich (Eds.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science.

CULTIVOS DE COBERTURA Y REDUCCIÓN DE LAS PRECIPITACIONES: EFECTO SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO DISUELTO

Restovich, S.[1*], Frasier, I.[2, 3], Torti, J.[1], Portela, S.[1], Posse, G.[4], Giannini, A.[1], Dalpiaz, J.[1], García, L.[1]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Estación Experimental Agropecuaria Pergamino; [2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Instituto de Suelos, CIRN-CNIA; [3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [4] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Instituto de Clima y Agua. * restovich.silvina@inta.gob.ar

RESUMEN: El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la reducción en las precipitaciones sobre la cantidad y distribución vertical del carbono orgánico disuelto (COD) en el cultivo de maíz incluido en una rotación agrícola con 19 años de efecto acumulado de uso de cultivos de cobertura. Para ello, se instalaron durante el cultivo de maíz (octubre 2023-marzo 2024) refugios de lluvias (exclusión del 50% de las precipitaciones) en parcelas experimentales de larga duración ubicadas en INTA Pergamino. El ensayo tiene una rotación soja-maíz con y sin cultivos de cobertura (vicia, avena+vicia, control sin cultivo de cobertura) bajo siembra directa con tres repeticiones (bloques) por tratamiento. Se cuantificó el COD a la cosecha del cultivo hasta el metro de profundidad. La reducción del 50% de las precipitaciones disminuyó significativamente el contenido total de COD hasta 1 m de profundidad (137 vs. 175 kg ha^{-1}), independientemente del manejo, efecto explicado principalmente por cambios en los estratos subsuperficiales (30-100 cm). El agua útil disponible explicó el 60% de la variabilidad del COD, evidenciando el rol central del régimen hídrico en su transporte vertical. No se detectaron diferencias entre tratamientos en los estratos superficiales, mientras que en el horizonte Bt1 (~57 cm) se observó una acumulación significativa de COD asociada al uso de cultivos de cobertura (avena+vicia), y a una mayor disponibilidad hídrica. En conjunto, los resultados indican que los cultivos de cobertura modulan la redistribución vertical del COD, mientras que el régimen hídrico emerge como un factor jerárquico que regula su movilización y su contribución a la estabilización del carbono en sistemas agrícolas de largo plazo.

PALABRAS CLAVE: Refugio de lluvia, Largo plazo, Sustentabilidad.

1130

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico disuelto (COD) es una fracción altamente dinámica del carbono orgánico del suelo (COS), compuesta por una mezcla de compuestos orgánicos solubles que desempeñan un rol central en el ciclo terrestre del carbono. Debido a su elevada biodisponibilidad y movilidad, el COD constituye la principal fuente de energía para la actividad microbiana, actúa como un reservorio móvil de C e influye tanto en los procesos de secuestro de carbono como en las emisiones de gases de efecto invernadero (Guo et al., 2020). El COD se considera parte de la fracción activa del COS, caracterizada por tiempos de residencia cortos - desde horas hasta meses - y una limitada protección física o química, en contraste con fracciones más estables que persisten durante décadas o siglos (Kan et al., 2022). Las principales fuentes de COD son los residuos vegetales acumulados en las capas superiores del suelo, los exudados radiculares y los productos de degradación microbiana (Nieder & Bembi, 2005). En consecuencia, todos los factores que modulan la magnitud y calidad de estas fuentes afectan las concentraciones de COD en el suelo, así como la movilidad y permanencia (Guo et al., 2020). En particular, los flujos de agua en el suelo, controlados por el régimen de precipitaciones, la infiltración y el drenaje, regulan la redistribución vertical y

horizontal del COD, influyendo sobre su disponibilidad para los microorganismos, su estabilización o su pérdida por lixiviación (Salazar et al., 2019). En este marco, los cultivos de cobertura, ampliamente reconocidos por impactar sobre las reservas orgánicas de C del suelo (Restovich et al., 2019), también pueden incrementar el contenido de COD al aumentar los aportes de C al suelo a través de los residuos superficiales y los exudados radiculares (Frasier et al., 2016). Sin embargo, dado que la dinámica está fuertemente regulada por los flujos de agua en el perfil de suelo, un contexto de mayor variabilidad en las precipitaciones, con mayor ocurrencia de períodos extremos de sequía (Re y Barros, 2009), podría modificar su concentración y redistribución vertical. En este escenario, cómo afectan los cultivos de cobertura el contenido de COD y su distribución en el perfil todavía es incierto. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la reducción en las precipitaciones sobre la cantidad y distribución vertical del COD en el cultivo de maíz incluido en una rotación agrícola con 19 años de efecto acumulado de uso de cultivos de cobertura.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para llevar adelante este estudio se utilizaron las parcelas experimentales de larga duración de cultivos de cobertura de INTA Pergamino, instaladas en 2005. El suelo es un Argiudol típico, serie Pergamino, con un horizonte A franco limoso sin fase erosionada (<0,3 % de pendiente) y un horizonte B argílico bien desarrollado. El clima en el área de estudio es templado húmedo con una temperatura media anual es de 16,5 °C y una precipitación media anual es de 984 mm (Red Agroclimatológica, INTA). El diseño experimental es en bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos son: soja-maíz con vicia (*Vicia villosa L.*) y una mezcla de avena (*Avena sativa L.*) y vicia como cultivo de cobertura y la secuencia soja-maíz sin cultivo de cobertura (control), en parcelas experimentales de 10 m de ancho × 30 m de largo. Los cultivos de maíz (*Zea may* L.) y soja (*Glicine max* L.) se siembran en octubre y noviembre, respectivamente. Al momento de la siembra, el maíz se fertiliza con 31,5 kg de P_2O_5 ha^{-1} y en la etapa V_{5-6} se fertiliza con 32 kg N ha^{-1} incorporado como urea entre líneas. La soja no se fertiliza y es inoculada con *Bradyrhizobium sp*. En el caso de los cultivos de cobertura, la vicia pura se siembra con una densidad de 40 kg semilla ha^{-1} mientras que la mezcla avena-vicia se siembra con 20 kg ha^{-1} de avena y 40 kg ha^{-1} de vicia. Los cultivos de cobertura, y el tratamiento control, se fertilizan a la siembra (abril/mayo) con 14,7 kg de P_2O_5 ha^{-1}, utilizando como fuente, superfosfato simple de calcio. La vicia se inocula con *Rhizobium leguminosarum biovar viceae* inmediatamente antes de la siembra. Las fechas de siembra de maíz y soja y la distribución de la lluvia definen los momentos de finalización del crecimiento de los cultivos de cobertura: antes del maíz, se interrumpe su ciclo entre mediados de agosto y principios de septiembre, mientras que previo a la siembra de soja, se interrumpe a principios de octubre. La interrupción del crecimiento de los cultivos de cobertura es mecánica y para ello se utiliza un rolo con cuchilla. Desde octubre del 2023, inmediatamente después de la siembra del maíz, se instalaron refugios de lluvia (Yahdjian et al., 2002) en cada parcela durante el crecimiento del maíz (n=9) (exclusión del 50% de las precipitaciones). Al secado de los cultivos de cobertura y a la cosecha del cultivo de maíz, se realizó un muestreo de suelo a 0-20, 20-27, 27-52, 52-82, 82-100 cm de profundidad (correspondiendo a los horizontes A, BA, Bt_1, Bt_2 e inicio del B_3, respectivamente). El contenido de COD se determinó a partir de extractos de materia orgánica disuelta obtenidos mediante extracción con $CaCl_2$ 5mM (relación suelo: extractante 1:2 p/v), filtrados a través de membranas de 0,4 µm (Chantigny et al., 2007). El carbono fue cuantificado mediante el método de reducción con dicromato (Yakovchenko & Sikora, 1998). El análisis estadístico se realizó mediante ANOVA, previas pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas, utilizando el modelo de parcelas divididas, correspondiendo la parcela mayor a cada tratamiento y la subparcela al refugio de lluvia utilizando InfoStat (Di Rienzo et al., 2010). Para la comparación de medias se utilizó la prueba de Duncan ($p < 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La secuencia de cultivos modula las entradas de C que retroalimentan al COD

A la cosecha del cultivo de maíz, la cantidad de COD fue significativamente mayor en la secuencia que incluyó avena + vicia como cultivo de cobertura, en comparación con vicia y el control (Figura 1a). Este resultado indica que las secuencias de cultivo modifican tanto la magnitud como la calidad de las entradas de carbono al suelo, afectando directamente los contenidos de COD. Las rotaciones con cultivos de cobertura incrementan el ingreso de carbono a través de múltiples vías: mayor aporte de residuos aéreos y radicales, exudación radical continua y diversa, y una mayor actividad microbiana sostenida en el tiempo. Estas entradas favorecen la formación de fracciones solubles de carbono, altamente dinámicas y sensibles al manejo (Kuzyakov & Blagodatskaya, 2015; Lehmann & Kleber, 2015). Si bien la inclusión de cultivos de cobertura incrementa las entradas totales de C, las diferencias encontradas entre avena+vicia y vicia sugiere que no solo la cantidad, sino también los procesos de producción y consumo del COD controlan su concentración en el suelo. En este sentido, las diferencias en la relación C/N de los residuos puede afectar la velocidad de mineralización y la eficiencia de incorporación microbiana del C soluble. Residuos con menor relación C/N, como los de vicia sola, tienden a promover una rápida utilización microbiana del COD, limitando su acumulación transitoria en el suelo (Cotrufo et al., 2013; Hu et al., 2024). Por otro lado, la ausencia de diferencias significativas en los primeros 30 cm del suelo entre tratamientos sugiere que, al momento del muestreo, el COD producido en superficie se encontraba en equilibrio dinámico entre producción microbiana, consumo y transporte vertical. Dado que todas las mediciones se realizaron a la cosecha del maíz, es probable que los flujos rápidos de producción y consumo de COD hayan enmascarado diferencias netas en superficie, tal como ha sido documentado en sistemas agrícolas bajo alta actividad biológica (Chantigny, 2003; Kaiser & Kalbitz, 2012).

1132

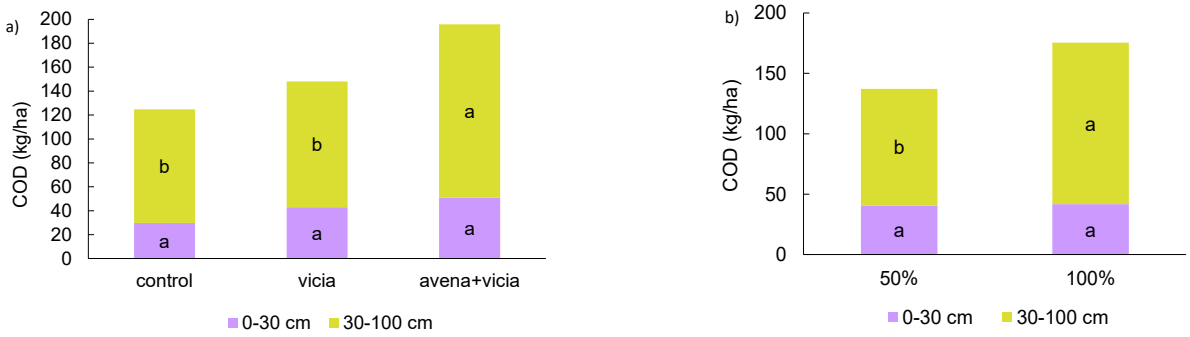


Figura 1. Contenido promedio de carbono orgánico disuelto a 0-30 y 30-100 cm de profundidad en la rotación soja-maíz con y sin cultivos de cobertura (a) y reducción (50%) o no (100%) de las precipitaciones (b). Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos $p < 0,05$.

El agua como factor modulador del COD

El contenido de COD al metro de profundidad disminuyó con la reducción del 50% de las precipitaciones (137 kg/ha vs 175 kg/ha), independientemente del manejo (interacción no significativa). Esta disminución se explicó principalmente por cambios observados en el estrato subsuperficial de suelo (30-100 cm) (Figura 1b). Los modelos de regresión mostraron que el agua útil disponible explicó el 60% de la variabilidad del COD, con un mayor incremento por unidad de lluvia bajo condiciones sin restricción hídrica (1,52 vs 1,16 kg COD/ha por cada mm de agua de lluvia para 100% y 50% de precipitaciones, respectivamente) (Figura 1b). Estos resultados con mayores contenidos de COD por debajo de los 30 cm y cambios asociados con la disponibilidad hídrica ponen en evidencia el transporte vertical de compuestos solubles (lixiviación y flujo por macroporos) exponiendo la importancia del agua como factor controlador del COD. El horizonte Bt de la serie Pergamino, de textura franco arcillo-limosa, forma grietas que conectan la superficie del suelo con la base del perfil y provocan un flujo de drenaje preferencial (Portela et al., 2024). Diversos estudios han

demostrado que el movimiento descendente del COD está fuertemente condicionado por la cantidad y continuidad de los pulsos de agua, que regulan tanto la movilización del C soluble como su redistribución vertical en el perfil (Kalbitz et al., 2000; Neff & Asner, 2001).

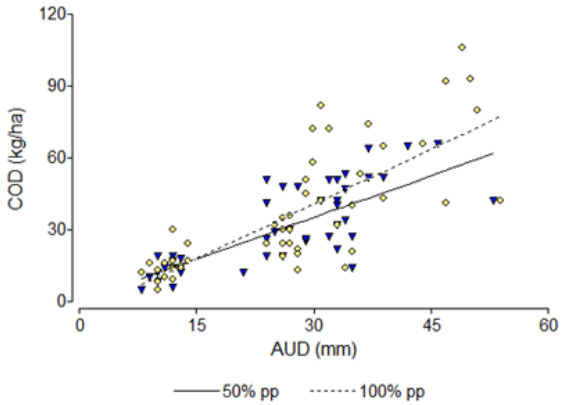


Figura 2. Relación entre el agua útil disponible (AUD en mm) y el contenido de carbono orgánico disuelto en el suelo (COD en kg/ha): y=1,16x + 0,56 (R^2= 0,59) (p <0,0001) (50%); y= 1,52x-50,1(R^2= 0,58) (p <0,0001) (100%).

Distribución vertical del COD

Al finalizar el crecimiento de los cultivos de cobertura, los perfiles de COD no mostraron diferencias significativas entre tratamientos, reflejando el carácter transitorio y altamente variable de este pool (Figura 3a). En contraste, a la cosecha de maíz se observó una respuesta diferencial según la profundidad, con ausencia de efectos en superficie y una marcada acumulación en horizontes subsuperficiales (Figura 3b).

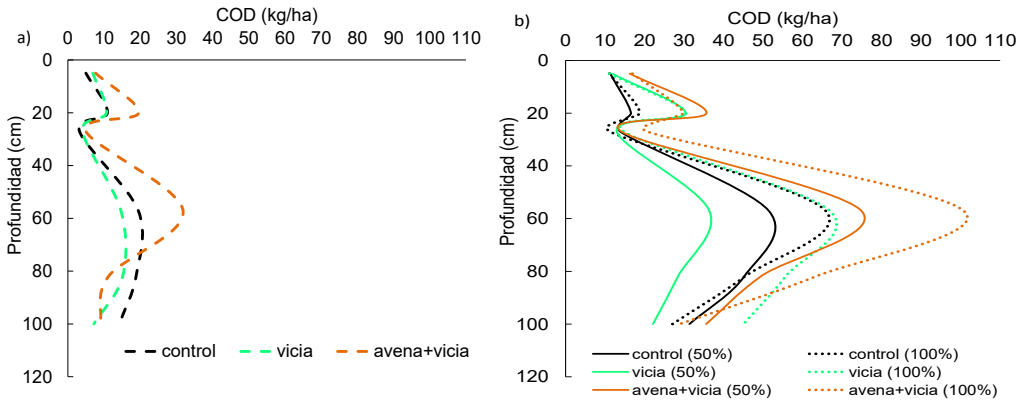


Figura 3. Distribución vertical del contenido de COD en el perfil del suelo al finalizar el crecimiento de los cultivos de cobertura (a) y a la cosecha de maíz en presencia (50%) y ausencia (100%) de los refugios de lluvia para la rotación soja-maíz con y sin cultivos de cobertura.

El efecto más consistente se registró en el horizonte Bt_1 (~57 cm), con mayores contenidos de COD en la secuencia avena + vicia y una reducción significativa bajo restricción hídrica. Este patrón indica que los efectos de los cultivos de cobertura y del agua sobre el COD en profundidad son aditivos y responden a procesos distintos pero complementarios. La acumulación de COD en Bt_1 sugiere un proceso de iluviación de compuestos orgánicos solubles desde capas superiores y su posterior retención en horizontes con mayor contenido de arcilla y superficies minerales reactivas, tal como ha sido documentado en estudios previos (Kaiser & Guggenberger, 2000). En conjunto, los cultivos de cobertura modificaron la redistribución vertical del COD mientras que la disponibilidad hídrica reguló la magnitud del transporte descendente.

Vinculación entre COD y COS

Bajo condiciones sin restricción hídrica, el COD explicó el 68% de la variación observada en el COS, indicando que, en presencia de suficiente disponibilidad de agua, el COD participa activamente en los procesos de estabilización del C (Figura 4 - derecha). La ausencia de esta relación bajo condiciones de restricción hídrica sugiere un desacople entre aportes, transporte y estabilización, destacando al régimen hídrico como un factor jerárquico que regula la conectividad entre fracciones de carbono (Figura 4 - izquierda). Estos resultados son consistentes con enfoques recientes que conciben al C del suelo como un continuo funcional controlado por procesos más que como pooles discretos (Lehmann & Kleber, 2015).

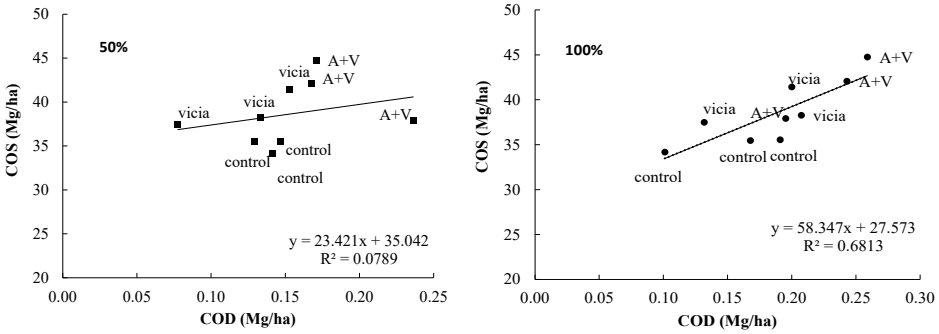


Figura 4. Relación entre el contenido de carbono orgánico disuelto (COD), el carbono particulado (COP) y el carbono orgánico total del suelo (COS) a la cosecha de maíz para los diferentes tratamientos con (50% - izquierda) y sin (100% - derecha) refugios de lluvia. El COS esta expresado a una masa de 2200 kg/ha.

1134

CONCLUSIONES

Este estudio mostró que el COD es altamente sensible al régimen hídrico, el cual controla su transporte y redistribución vertical en el perfil del suelo. Los cultivos de cobertura modificaron las entradas de C y promovieron la movilización del COD, pero su efecto se expresó principalmente en la redistribución en profundidad más que en incrementos en los stocks al metro. Bajo condiciones sin restricción hídrica, el COD se acumuló transitoriamente en horizontes subsuperficiales. Además, se observó un fuerte acoplamiento entre COD y COS demostrando su contribución a la estabilización del C. En contraste, la restricción de precipitaciones desacopló esta relación, destacando al agua como un factor jerárquico que regula la conectividad entre fracciones de carbono en sistemas agrícolas de largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue apoyada por el INTA a través de los proyectos 2019-RIST-E1-I503-001, 2023-PD-L03-I093 y 2023-PE-L02-I010.

BIBLIOGRAFÍA

Chantigny, M. H. (2003). Dissolved organic matter (DOM) in soils: A review on influence of land use and management practices. Geoderma, 113(3–4), 357–380.

Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Denef, K., & Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency–Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization. Global Change Biology, 19, 988–995.

Di Rienzo, J. A.; Casanoves, F.; Balzarini, M. G.; Gonzalez, L.; Tablada, M. y Robledo, C. W. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Frasier, I., Noellemeyer, E., Figuerola, E., Erijman, L., Permingeat, H., Quiroga, A., 2016. High quality residues from cover crops favor changes in microbial community and enhance C and N sequestration. Global Ecology and Conservation. 6, 242–256. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2016.03.009.

Guo, Z., Wang, Y., Wan, Z., Zuo, Y., He, L., Li, D., Yuan, F., Wang, N., Liu, J., Song, Y., Song, C., Xu, X., 2020. Soil dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: Global budget, spatial distribution and controls. Global Ecology and Biogeography. 29(12), 2159–2175. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/geb.13186.

Hu, Q., Zhang, Y., Cao, W., Yang, Y., Hu, Y., He, T., Li, Z., Wang, P., Chen, X., Chen, J., Shi, X., 2024. Legume cover crops sequester more soil organic carbon than non-legume cover crops by stimulating microbial transformations. Geoderma. 450, 117024. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.117024.

Kaiser, K., & Guggenberger, G. (2000). The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. Organic Geochemistry, 31, 711–725.

Kaiser, K., & Kalbitz, K. (2012). Cycling downwards—Dissolved organic matter in soils. Soil Biology & Biochemistry, 52, 29–32.

Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J. H., Michalzik, B., & Matzner, E. (2000). Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. Soil Science, 165, 277–304.

Kan, Z.-R., Liu, W.-X., Liu, W.-S., Lal, R., Dang, Y.P., Zhao, X., Zhang, H.-L., 2022. Mechanisms of soil organic carbon stability and its response to no-till: A global synthesis and perspective. Global Change Biol. 28(3), 693–710. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15968.

Kuzyakov, Y., & Blagodatskaya, E. (2015). Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. Soil Biology & Biochemistry, 83, 184–199.

Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. Nature, 528, 60–68.

Neff, J. C., & Asner, G. P. (2001). Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: Synthesis and a model. Ecosystems, 4, 29–48.

Nieder, R., Benbi, D.K., 2008. Leaching losses and groundwater pollution, in: Nieder, R., Benbi, D.K. (Eds.), Carbon and Nitrogen in the terrestrial Environment. Springer Science & Business media B.V, pp. 113–135.

Portela, S.I., Reixachs, C., Torti, M.J., Beribe, M.J., Giannini, A.P., 2024. Contrasting effects of soil type and use of cover crops on nitrogen and phosphorus leaching in agricultural systems of the Argentinean Pampas. Agriculture, Ecosystems & Environment. 364, 108897. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.108897.

Re, M., Barros, V., 2009. Extreme rainfalls in SE South America. Climatic Change. 96(1), 119–136.

Restovich, S.B., Andriulo, A.E., Armas-Herrera, C.M., Beribe, M.J., Portela, S.I., 2019. Combining cover crops and low nitrogen fertilization improves soil supporting functions. Plant and Soil. 442(1), 401–417. https://doi.org/http://doi.org/10.1007/s11104-019-04205-8.

Salazar, O., Balboa, L., Peralta, K., Rossi, M., Casanova, M., Tapia, Y., Singh, R., Quemada, M., 2019. Effect of cover crops on leaching of dissolved organic nitrogen and carbon in a maize-cover crop rotation in Mediterranean Central Chile. Agric. Water Manage. 212, 399–406. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.07.031.

Yahdjian, L., Sala, O.E., 2002. A rainout shelter design for intercepting different amounts of rainfall. Oecologia. 133(2), 95–101. https://doi.org/10.1007/s00442-002-1024-3.

Yakovchenko V, Sikora LJ (1998). Modified dichromate method for determining low concentrations of extractable organic carbon in soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis 29: 421-433.

CAMELINA SATIVA COMO ALTERNATIVA AL BARBECHO QUÍMICO: EFECTOS SOBRE LA CALIDAD FÍSICA DEL SUELO

Rimski-Korsakov, H.[1*], Alvarez, C. R.[1], Steinbach, H. S.[1], Nocerez, A. S.[1], Caffaro, M. M.[1]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; *Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, rimski@agro.uba.ar

RESUMEN: En los sistemas agrícolas de la región pampeana argentina es frecuente la ausencia de cultivos de invierno, lo que da lugar a períodos prolongados de barbecho químico con potenciales efectos negativos sobre la calidad física del suelo. En este contexto, *Camelina sativa* surge como una alternativa invernal de bajo requerimiento hídrico y de insumos, con capacidad de brindar servicios ecosistémicos adicionales. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cultivo de *Camelina sativa* sobre la calidad física del suelo en comparación con el barbecho químico en tres sitios de la región pampeana. Los ensayos se realizaron en Villa Huidobro (SO de Córdoba), Quemú Quemú (NE de La Pampa) y Pergamino (N de Buenos Aires), bajo siembra directa, con dos tratamientos: barbecho químico y cultivo de camelina, con tres repeticiones por sitio. Al finalizar el ciclo del cultivo se evaluaron indicadores de calidad física, incluyendo densidad aparente (DAP), infiltración, resistencia mecánica (RM), humedad gravimétrica (HG) y calidad estructural mediante Drop test. Los datos se analizaron mediante ANOVA considerando sitio y tratamiento como factores. Los resultados mostraron que la DAP presentó diferencias significativas entre sitios, asociadas principalmente a la textura y a la historia agrícola, y valores significativamente menores en el tratamiento con camelina respecto del barbecho en la profundidad de 10 a 15 cm. La infiltración estuvo condicionada por las características de cada sitio y se observó una tendencia a mayores tasas bajo el cultivo de camelina. La RM no mostró diferencias significativas entre tratamientos, mientras que las variaciones entre sitios se explicaron por diferencias en contenido hídrico y textura. El Drop test evidenció una menor calidad estructural en el sitio con mayor historia agrícola. En conjunto, los resultados indican que la incorporación de *Camelina sativa* como cultivo invernal puede contribuir a mejorar o mantener la calidad física del suelo respecto del barbecho químico, constituyendo una alternativa viable y sustentable para los sistemas agrícolas de la región pampeana.

PALABRAS CLAVE: calidad física, camelina, barbecho químico.

1136

INTRODUCCIÓN

En el escenario agrícola argentino actual, encontramos varias rotaciones agrícolas que no incluyen cultivos de invierno, quedando el suelo en barbecho por un prolongado período de tiempo. Esto se debe a la falta de cultivos invernales adecuados para ciertas zonas o a los elevados requerimientos hídricos de algunas especies invernales que podrían perjudicar a los cultivos estivales, que son de mayor importancia económica. La *Camelina sativa* es un cultivo anual oleaginoso de la familia de las Brasicáceas, que puede resultar un cultivo invernal alternativo a los tradicionales utilizados en las rotaciones o bien a la realización de cultivos de cobertura. Esta especie presenta un periodo de crecimiento corto de entre 85 a 120 días (Neupane et al. 2022), con un requerimiento hídrico bajo (Pavlista et al. 2007). Además de la producción de grano con destino alimentario o energético, el cultivo puede aportar servicios ecosistémicos, tales como la protección del suelo frente a la erosión, la mejora de algunas propiedades físico-químicas y el aporte de carbono orgánico al suelo. La *Camelina sativa* genera una cobertura relativamente homogénea en los meses invernales contribuyendo al secuestro de carbono (Zubr 2003). Además, se lo considera un cultivo de baja demanda de

insumos ya que presenta una alta adaptabilidad a diversas condiciones climáticas y edáficas (Rostami Ahmadvandi et al. 2021), pudiendo desarrollarse en suelos de baja fertilidad con bajos requerimiento de fertilización (Estakhr et al. 2021). Dentro de esquemas de manejo integrado, la implantación del cultivo, en reemplazo del barbecho, permitiría reducir el número de aplicaciones de herbicidas y contribuir al control de malezas, nemátodos y enfermedades (Neupane et al. 2022, Ghidoli et al. 2023). La elevada competitividad del cultivo se atribuye a su rápido establecimiento y a la liberación de metabolitos secundarios con efectos alelopáticos sobre la vegetación acompañante (Neupane et al. 2022). El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto del cultivo de *Camelina sativa* sobre la calidad física del suelo en forma comparativa al barbecho químico tradicional en tres sitios de la región pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

En tres sitios: Villa Huidobro (SO de Córdoba), Quemú Quemú (NE La Pampa) y Pergamino (N Buenos Aires) se realizaron ensayos con dos tratamientos: 1) Testigo, siembra directa con barbecho químico y 2) cultivo de *Camelina sativa* en siembra directa. Los mismos contaron con tres repeticiones por tratamiento en cada uno de los sitios (Figura 1).

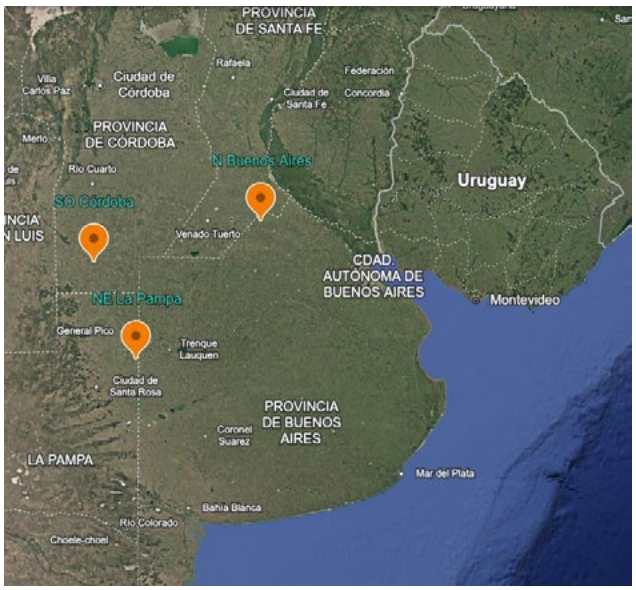


Figura 1. Ubicación de los sitios estudiados: Villa Huidobro (SO de Córdoba), Quemú Quemú (NE La Pampa) y Pergamino (N Buenos Aires).

Los muestreos se realizaron al finalizar el cultivo de camelina en las fechas: 16/11/2024 en SO de Córdoba, 17/11/2024 en NE La Pampa y el 5/12/2024 en N Buenos Aires.
En cada sitio se tomaron 15 submuestras de 0 a 20 cm de profundidad para generar una muestra compuesta por cada uno de ellos. En las mismas se analizó carbono orgánico (Walkley & Black, Nelson & Sommers 1996) y la composición granulométrica por Bouyoucos (Bouyoucos 1936) para caracterizar los suelos de cada sitio.
Se evaluó en cada tratamiento y repetición los siguientes indicadores de calidad física:

- Densidad aparente (DAP): se determinó por el método del cilindro (Burke et al. 1986) en las profundidades 0-5 y 10-15 cm obteniendo 5 muestras por tratamiento y repetición.
- Infiltración: se realizaron dos muestras de infiltración con infiltrómetro de simple anillo y probeta modelo INTA Anguil.
- Resistencia mecánica: se determinó la resistencia mecánica (RM) de 0 a 30 cm, con intervalos de 5 cm con penetrómetro de golpes realizando 5 mediciones por tratamiento y repetición. La determinación de resistencia se realizó dentro del infiltrómetro para tener un contenido hídrico cercano a capacidad de campo. Sin embargo, los suelos tenían distinta humedad inicial y en algunas situaciones no se logró la capacidad de campo hasta 30 cm.

- Calidad estructural: se evaluó por el método del Drop test según la Guía de evaluación a campo de la calidad de suelos bajo siembra directa (INTA -AAPRESID, 2019).

En cada sitio se realizó el análisis estadístico de los datos aplicando un ANOVA considerando los sitios y tratamientos como factores y test de Tukey para separar las medias. Cuando hubo más de una profundidad se aplicó el análisis para cada una de ellas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 figuran los contenidos de carbono orgánico, composición granulométrica, clase textural e historia agrícola de los tres sitios.

Tabla 1. Contenidos de carbono orgánico (%), composición granulométrica (%) clase textural e historia agrícola de los tres sitios.

Sitio	CO	Arena	Limo	Arcilla	Clase textural	Historia agrícola
		(%)				
SO Córdoba	0,9	62,5	25,0	12,5	Franco Arenosa	Corta historia (2 años)
NE La Pampa	1,2	66,0	24,0	10,0	Franco Arenosa	Corta historia (1 años)
N Buenos	1,8	20,0	53,5	26,5	Franco Limosa	Larga historia (>20

Densidad aparente

La DAP no presentó interacción significativa entre sitio y tratamiento en ninguna de las profundidades (p 0-5 cm= 0,737; p 10-15 cm= 0,636). La DAP de 0 a 5 cm presentó diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (p<0,0001) siendo mayor en SO Córdoba, intermedia en N Buenos Aires y menor en NE La Pampa (Figura 2A). En esta profundidad también se observó una tendencia (p=0,065) a una mayor DAP en el tratamiento Testigo respecto de Camelina (Figura 2B). De 10 a 15 cm existieron diferencias significativas tanto entre sitios (p<0,0001) como entre tratamientos (p=0,0343). Entre sitios presentó la misma tendencia que de 0 a 5 cm (SO de Córdoba>N Buenos Aires> NE La Pampa). Y entre tratamientos fue mayor la DAP en el Testigo que en Camelina.

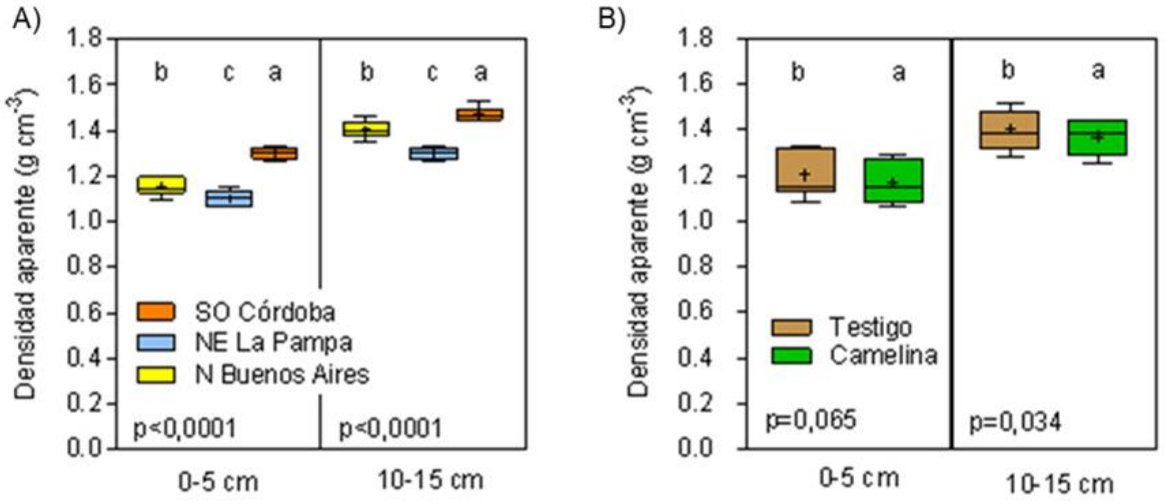


Figura 2. A) Densidad aparente de 0 a 5 cm y de 10 a 15 cm en SO Córdoba, NE La Pampa y N Buenos Aires. B) Densidad aparente de 0 a 5 cm y de 10 a 15 cm en los tratamientos Testigo y Camelina. Gráficos de caja y bigote de densidad aparente donde las líneas extremas de la caja representan los cuartiles 0,25 y 0,75 y la línea horizontal interna la mediana (0,50). Los extremos de las líneas verticales representan los valores mínimos y máximos y los signos + indican las medias de los sitios. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre sitio o tratamiento.

Infiltración

La tasa de infiltración no presentó interacción entre sitio y tratamiento (p= 0,442). Se detectaron diferencias significativas entre sitios (p=0,015) con mayores tasas de infiltración en el SO Córdoba valores intermedios en el NE La Pampa y menores en el N Buenos Aires, (Figura 3A). Estas diferencias se asocian principalmente a las características intrínsecas de cada sitio, en particular a la textura y a la historia agrícola. No se detectaron diferencias significativas entre tratamientos (p= 0,151) aunque se observó una tendencia a mayores tasas de infiltración bajo camelina (Figura 3B) .

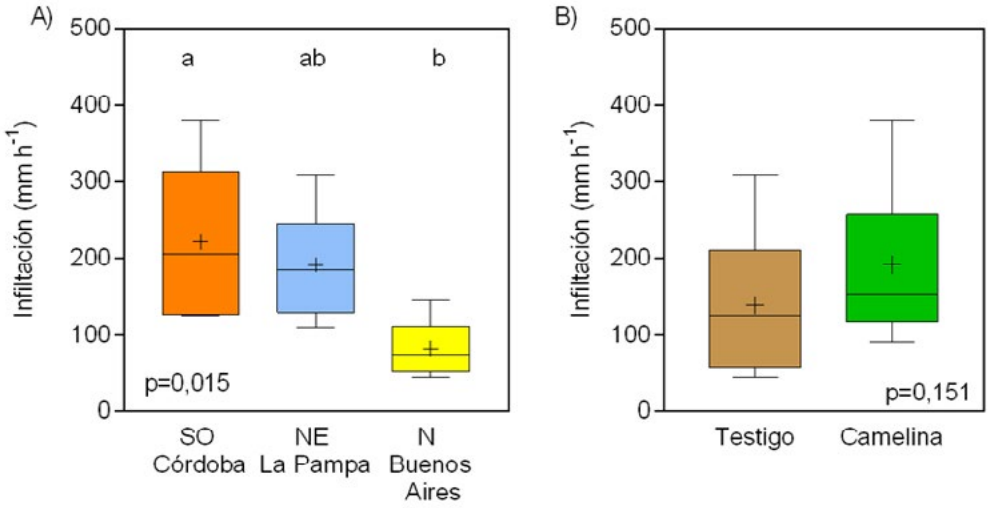


Figura 3. A) Infiltración en los sitios SO Córdoba, NE La Pampa y N Buenos Aires. B) Infiltración en los tratamientos Testigo y Camelina. Gráfico de caja y bigote de densidad aparente donde las líneas extremas de la caja representan los cuartiles 0,25 y 0,75 y la línea horizontal interna la mediana (0,50). Los extremos de las líneas verticales representan los valores mínimos y máximos y los signos + indican las medias de los sitios. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre sitios o tratamientos.

Resistencia mecánica

No se encontró interacción sitio x tratamiento en ninguna de las profundidades evaluadas (p>0,05). En los primeros 5 cm del suelo no se encontraron diferencias significativas en la resistencia mecánica (RM) ni entre sitios ni entre tratamientos (Figura 4A y B). De 5 a 10 cm la RM fue mayor en N Buenos Aires y menor en SO Córdoba, estando NE La Pampa en una situación intermedia, sin deferir con los otros sitios (p=0,038). A partir de los 10 cm de profundidad la mayor RM se observó en el N Buenos Aires siendo menor en SO Córdoba y NE La Pampa sin diferencias significativas entre estos dos últimos sitios. Estas diferencias podrían estar asociadas a que en N Buenos Aires no se alcanzó la humedad a capacidad de campo a partir de los 10 cm de profundidad con el agua aportada por el infiltrómetro, debido a que la humedad gravimétrica fuera del mismo fue de alrededor del 15 %.

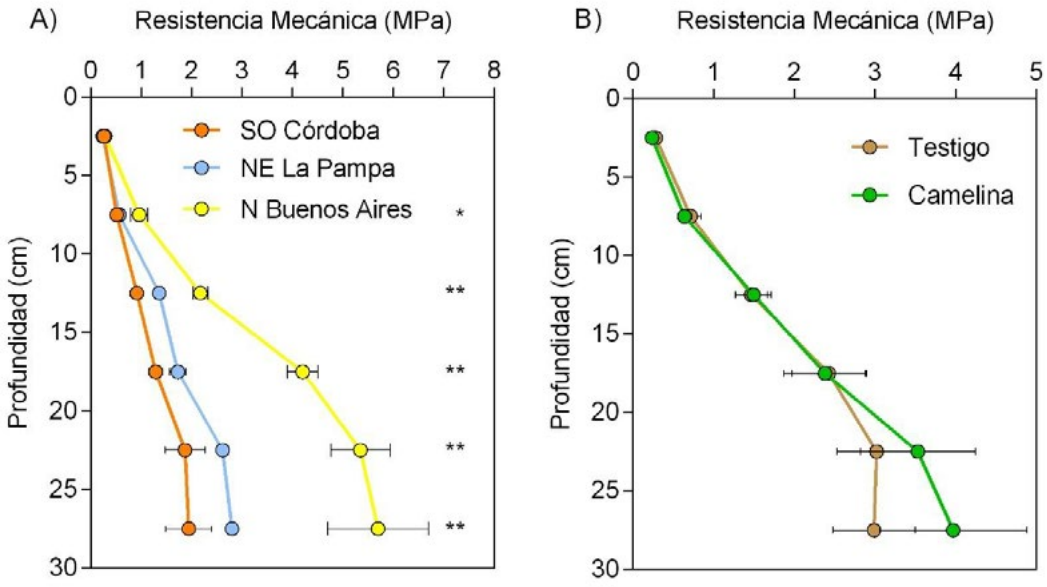


Figura 4. A) Resistencia mecánica de 0 a 30 cm en SO Córdoba, NE La Pampa, y N Buenos Aires. B) Resistencia mecánica de 0 a 30 cm en los tratamientos Testigo y Camelina. Las determinaciones se realizaron en estratos de 5 cm, representándose los valores en el punto medio de cada estrato. Líneas: error estándar. * p<0,05; ** p<0,01.

1140 **Drop Test**

Los resultados del *Drop test* en los sitios del NE Pampa y SO del Córdoba mostraron que, ambos tratamientos la totalidad de los agregados presentaron tamaños menores a 5 cm, lo que indica una mejor condición estructural en comparación con el sitio del N de Buenos Aires. En este último sitio, cuyos resultados se muestran en la Figura 5 se observaron agregados de mayor tamaño (entre 5 y 10 cm y superiores a 10 cm), lo que sugiere una calidad estructural inferior.

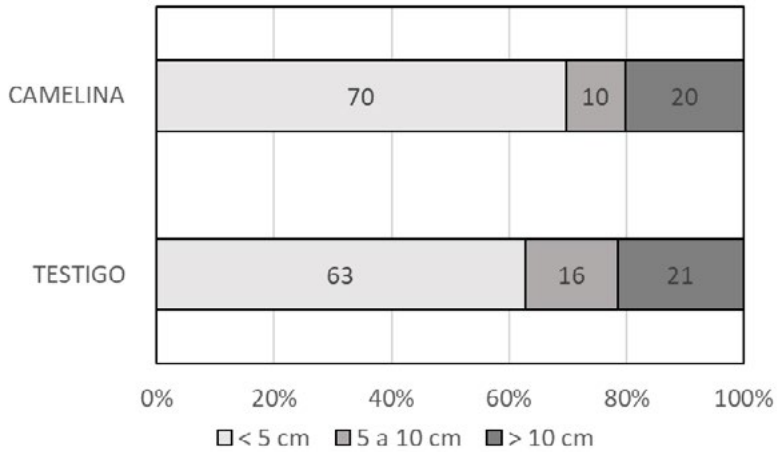


Figura 5. Distribución de tamaños de agregados según el Drop-test en N de Buenos Aires.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en los tres sitios evaluados indican que la inclusión del cultivo de *Camelina sativa* como alternativa al barbecho químico invernal puede tener efectos positivos sobre la calidad física del suelo en sistemas de siembra directa de la región pampeana. En particular, la densidad aparente mostró una respuesta favorable al cultivo de camelina, con valores significativamente menores respecto del barbecho en la profundidad de 10 a 15 cm y una tendencia similar en la capa superficial, lo que sugiere una mejora en la condición

estructural del suelo asociada a la presencia del cultivo. La tasa de infiltración estuvo condicionada por las características intrínsecas de cada sitio, especialmente la textura y la historia agrícola, presentando mayores valores en los suelos más arenosos y menores en el sitio de textura franco -limosa. No obstante, se observó una tendencia a mayores tasas de infiltración en el tratamiento con camelina respecto del barbecho, lo que sugiere un efecto positivo del cultivo sobre la dinámica del agua en el suelo. La resistencia mecánica no mostró diferencias significativas entre tratamientos a lo largo del perfil evaluado, mientras que las variaciones observadas entre sitios se explican principalmente por diferencias en contenido hídrico y textura. Los resultados del Drop test evidenciaron una calidad estructural inferior en el sitio del N de Buenos Aires, asociada a su extensa historia agrícola, sin observarse diferencias claras entre tratamientos. En conjunto, los resultados sugieren que la incorporación de *Camelina sativa* como cultivo invernal constituye una estrategia viable para reemplazar el barbecho químico, contribuyendo a mejorar o mantener la calidad física del suelo y aportando potencialmente servicios ecosistémicos relevantes para la sustentabilidad de los sistemas agrícolas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración de los establecimientos en la instalación y conducción de los ensayos y a Chacraservicios por la financiación de la investigación.

BIBLIOGRAFÍA

Bouyoucos, G. J. (1936). Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. Soil Science, 42, 225–238.

Burke, W., Gabriels, D. y Bouma, J. (1986). Soil structure assessment. Rotterdam, Países Bajos: A.A. Balkema.

Estakhr, A., Jafarzadeh, A. A. y Shahbazi, E. (2021). Growth, yield and oil quality of camelina (Camelina sativa L.) under low-input conditions. Industrial Crops and Products, 170, 113763.https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113763

Ghidoli, M., Ferri, M. y Nardi, S. (2023). Cover crops and alternative winter crops as tools for weed and disease management in sustainable cropping systems. Agronomy, 13, 1189. https://doi.org/10.3390/agronomy13051189

INTA–AAPRESID. (2019). Guía para la evaluación de la calidad estructural del suelo bajo siembra directa. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa. https://issuu.com/aapresid/docs/guia_ece_inta_aapresid_2019?fr=sOTY4MjQ4MDYxNzI).

Nelson, D. W. y Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En D. L. Sparks et al. (Eds.), Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods (pp. 961–1010). Madison, WI: Soil Science Society of America.

Neupane, D., Berti, M. T., Johnson, B. L. y Gesch, R. W. (2022). Camelina (Camelina sativa L. Crantz): Agronomy, production, and uses. Agronomy Journal, 114, 1–15. https://doi.org/10.1002/agj2.21054

Pavlista, A. D., Isbell, T. A., Baltensperger, D. D. y Hergert, G. W. (2007). Planting date and development of spring-seeded irrigated camelina. Industrial Crops and Products, 26, 27–36. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2006.12.007

Rostami Ahmadvandi, H., Abdollahian-Noghabi, M. y Shirani Rad, A. H. (2021). Adaptability and yield stability of camelina (*Camelina sativa* L.) under different environmental conditions. *Journal of Plant Nutrition*, 44, 2389–2402. https://doi.org/10.1080/01904167.2021.1907440

Zubr, J. (2003). Qualitative variation of *Camelina sativa* seed from different locations. *Industrial Crops and Products*, 17, 161–169. https://doi.org/10.1016/S0926-6690(02)00094-8

CONDICIÓN ACTUAL DE UN SUELO AGRÍCOLA AFECTADO POR INCENDIOS EN EL SUDESTE DE CÓRDOBA

Rubenacker, A. I.[1*], Vettorello, C. I.[1], Molina Ordoñez, L. I.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba; Ing. A.F. * Marrone 746, Ciudad Universitaria (5000) Córdoba, arubenac@agro.unc.edu.ar

RESUMEN: El análisis de los cambios producidos en los suelos tras un incendio es imprescindible ya que se necesita tomar decisiones para que resulte rehabilitado como sistema, para eso es especialmente importante el desarrollo de indicadores de calidad del suelo que proporcionen información acerca del grado de afectación actual del mismo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la condición actual de un suelo con cultivos extensivos afectado por incendios a través de indicadores como la materia orgánica (MO), estabilidad estructural (EE), glomalinas y sus relaciones. El estudio se llevó a cabo en un establecimiento ubicado en San Marcos Sud, provincia de Córdoba, Argentina. El incendio ocurrió en el invierno de 2020, se encontraba sembrado con una consociación de centeno y vicia como cultivo de servicio y maíz como cultivo antecedente. Se evaluó el sitio afectado por incendio (Q) y su correspondiente testigo (T). Luego del evento ambos tratamientos tuvieron el mismo manejo: soja, trigo/maíz, vicia/maíz, vicia/sorgo, maíz. Además, se tomaron muestras de un sitio de referencia con escasa intervención denominado “Monte”. Se cuantificó MO, EE y la concentración de proteínas tipo glomalina fácilmente extraíbles del suelo de 0-10 cm. Luego de 5 años de ocurrido el incendio, y a pesar de los manejos conservacionistas realizados para revertir la degradación, el suelo Q mostró menores contenidos de MO (2,29 %) y EE (57 %) que su correspondiente T (3,73 % y 70 % respectivamente). Teniendo en cuenta, además, que por el proceso de “agriculturización”, el tratamiento T presentó menores valores de MO que el tratamiento de referencia “Monte” (4,94 %). A pesar de la elevada correlación entre la actividad enzimática y la MO, en este caso, la glomalina no resultó ser un indicador sensible a las perturbaciones producidas por el incendio.

PALABRAS CLAVE: Glomalinas, Materia orgánica, Estabilidad estructural.

1142

INTRODUCCIÓN

La influencia del fuego en los ecosistemas terrestres se produce a corto plazo por la eliminación y modificación de la cubierta vegetal, sin embargo, a largo plazo son los suelos quienes van a transferir el impacto del fuego a los ecosistemas. Uno de los efectos más evidentes de los incendios en las propiedades del suelo es el que se produce sobre la materia orgánica (MO). El fuego suele producir un descenso en el contenido de carbono orgánico y puede llegar hasta la total desaparición de dicho parámetro, también tiene efectos sobre la calidad de la MO. A nivel cualitativo se ha observado que, a mayor temperatura, la MO sufre cambios que la hacen más resistente a la descomposición biológica. Un parámetro sintético que permite cuantificar el efecto del incendio sobre la calidad del suelo es la estabilidad de los agregados (EE), en ellos pueden aparecer cambios notables en condiciones de eventos drásticos, y serán dependientes de las propiedades iniciales del fuego. Podremos encontrar aumento de la estabilidad en suelos ricos en arcillas y carbonato cálcico, cuya fusión a altas temperaturas pueden endurecer los agregados o disminución de los mismos con la disminución de la MO, cuando ésta sea el principal agente cementante (Mataix-Solera et al., 2011). La EE es el resultado de complejas interacciones entre procesos biológicos, químicos y físicos por lo que resulta una excelente herramienta para evaluar la calidad del suelo (Martínez Trinidad, 2007). Los microorganismos son un componente sensible del suelo al fuego, ya que se ve afectado incluso a temperaturas relativamente bajas (Mataix-Solera et al.,

2011). El fuego normalmente reduce la biomasa y diversidad de las comunidades de hongos y bacterias que se ven afectadas tanto a corto plazo (efectos del propio fuego), como a largo plazo debido a cambios producidos en el sustrato, microclima y alteraciones en las comunidades vegetales, especialmente en los hongos micorrícicos arbusculares. Ellos sintetizan una glicoproteína denominada glomalina para referirse al producto genérico del pool de proteínas extraídas y cuantificadas del suelo (Ferrero Holtz, 2021). Treseder & Turner (2007) han reportado que dichos microorganismos presentan sensibilidad a los cambios en los usos del suelo. Es por ello, que diversos autores proponen a la glomalina como un indicador de la "salud del suelo, que junto a la EE y su respuesta a los diferentes manejos (agrícola, forestal y reforestado) pueden ser utilizados para evaluar los procesos de recuperación de ecosistemas y como indicadores de los cambios producidos tras la conversión de sitios de referencia a suelos agrícolas. Existen tres tipos de indicadores de calidad del suelo: químicos, físicos y biológicos, los más relevantes son aquellos que trascienden las tres categorías. Esta condición la cumple la glomalina del suelo, al estar relacionada con propiedades como la MO y la estabilidad de agregados (Lozano, 2015). El análisis de los cambios producidos en los suelos tras un incendio es imprescindible a la hora de tomar decisiones para su restauración como sistema, para eso es especialmente importante el desarrollo de indicadores de calidad del suelo que proporcionen información acerca del grado de afectación actual del mismo (Singh et al., 2012). Es por ello que el objetivo de este trabajo fue evaluar la condición actual de un suelo con cultivos extensivos afectado por incendios a través de indicadores como MO, EE, glomalinas y sus relaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en un establecimiento ubicado en San Marcos Sud, departamento Unión, provincia de Córdoba, Argentina (32° 42' 56,38" S, 62° 27' 35,30" O). Se encuentra a 230 km de la ciudad de Córdoba, al sudeste provincial. El clima es subhúmedo, con precipitaciones medias anuales de 894 mm. Los suelos son complejos formados principalmente por Argialboles y Argiudoles de textura superficial franco limosa y pendientes entre el 0 % y el 0,5 %. El incendio ocurrió en el invierno de 2020 momento en el cual se encontraba sembrado con una consociación de centeno y vicia como cultivo de servicio, y maíz como cultivo antecedente. Se evaluó el sitio afectado por incendio "Q" y su correspondiente testigo "T". Luego del evento ambos tratamientos tuvieron el mismo manejo: soja, trigo/maíz, vicia/maíz, vicia/sorgo, maíz. Además, se tomaron muestras de un sitio de referencia con escasa intervención denominado "Monte". Las muestras fueron tomadas en agosto de 2025 con tres repeticiones por tratamiento. La profundidad de muestreo fue de 0-10 cm. Se determinó MO (%) por la técnica de Nelson & Sommers (1996) y EE (%) a través de lo propuesto por Kemper & Roseneau (1987). Además, se determinó la actividad microbiológica a través de la concentración de proteínas tipo glomalina fácilmente extraíbles del suelo como describen Wright & Upadhyaya (1996). Los resultados se sometieron al análisis de la varianza, diferencia de medias (DGC) y se realizó un análisis descriptivo. Además, se ejecutó un análisis de correlación lineal entre las variables a través de la correlación de Pearson con el software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El fuego elimina temporalmente la vegetación y afecta al horizonte superficial del suelo, teniendo consecuencias directas sobre los ciclos hidrológicos, en concreto en el proceso de infiltración, modificando el comportamiento sobre los ciclos biológicos y de los nutrientes (Moya Navarro et al., 2019). Luego de cinco años de la ocurrencia del incendio, se evaluó el estado de los sitios y se tomó uno de referencia (Monte) para comparar cómo era la situación original. Dicho sitio exhibió la presencia de los estratos vegetales arbóreo, arbustivo y herbáceo, quienes aportan distintas calidades de MO. La inclusión de cultivos de cobertura en las secuencias agrícolas en combinación con la siembra directa ha demostrado ser una práctica efectiva para incrementar los niveles de la MO en determinados agrosistemas (Frasier y Restovich, 2025). Se puede observar que los tres contenidos de MO evaluados en 2025 presentan diferencias significativas, exponiendo el menor valor el sitio Q (Figura 1). Uno de

los efectos más evidentes del fuego en las propiedades del suelo es el que se produce sobre la MO. Cuando tenemos un evento de mediana a baja intensidad, se suele producir un descenso en el contenido de carbono orgánico. En algunos casos, los restos de MO semipirolizada son depositados en el suelo y pueden ser incorporados, dependiendo del tiempo y la intensidad de las primeras lluvias posteriores al evento. Más allá de la cantidad, la calidad también se altera, se producen cambios químicos que inducen a generar mayor resistencia a la degradación de los microorganismos (Zavala et al., 2014) y por ende no está disponible para ser parte en el proceso de humificación. El sitio T presentó un contenido mayor a Q sin llegar al valor del Monte (Figura 1). Dicha situación se da como consecuencia de que, durante las últimas décadas, la región pampeana ha estado sujeta a un proceso de cambio de uso del suelo, conocido como "agriculturización". Lo que consiste en la conversión de vegetación nativa en tierras de cultivo, con la consiguiente disminución de la fertilidad del suelo, lo que se ha convertido en un grave problema. Es por ello que las perturbaciones en los parámetros del suelo pueden provocar reducciones en el contenido de carbono y otros nutrientes, afectando también a la diversidad y las actividades de la microbiota del suelo (Barbero et al., 2025).

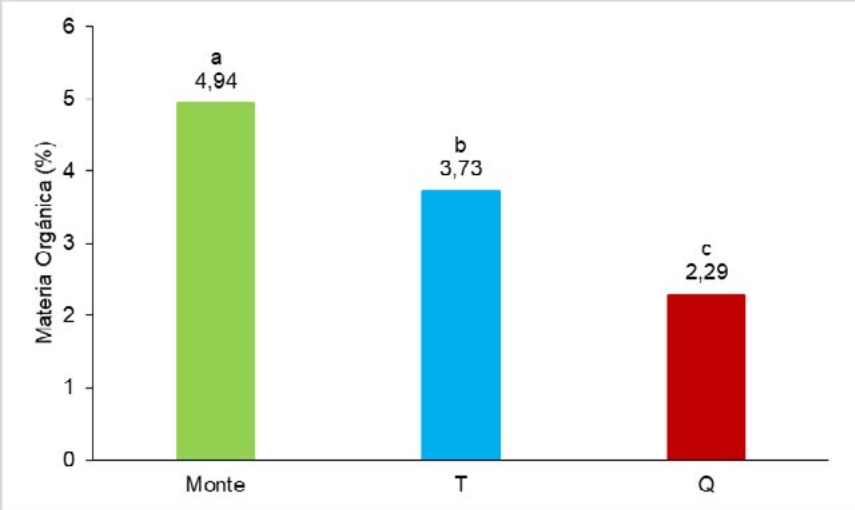


Figura 1. Materia orgánica (%) de 0-10 cm para los tratamientos: Monte, Testigo (T) y Quemado (Q). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (α= 0.05)

Los mayores factores que condicionan la agregación de un suelo son el contenido y tipo de arcilla, cationes de intercambio, actividad microbiológica y la MO, entre otros (Mataix-Solera et al., 2011). Con respecto a la EE, en la Figura 2 se observa que el sitio Q fue el que presentó el menor valor, mientras que no se encontraron diferencias significativas entre T y Monte. Los efectos que tienen los incendios sobre la estabilidad de los agregados del suelo son muy variables, observándose en algunos casos aumentos y en otra disminución de dicha propiedad (Minervini et al., 2018). En este caso la disminución de EE podría deberse a la combustión de la MO que implicó la destrucción de agregados en Q, lo que llevaría además a una mayor susceptibilidad a la erosión (Zavala et al., 2014) en dicho sitio.
Por otra parte, a pesar del manejo realizado luego del incendio, con la inclusión de cultivos de servicio, aún no se logró recuperar las condiciones originales del sitio de referencia (Monte), ni de T, coincidiendo con Saneugenio et al. (2023) en que los efectos del fuego pueden prolongarse por varios años hasta una década.

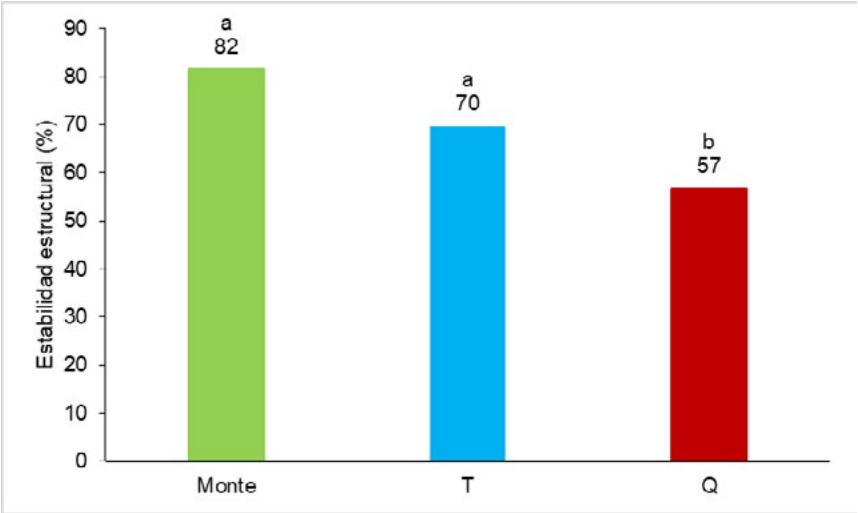


Figura 2. Estabilidad estructural de 0-10 cm para los tratamientos: Monte, Testigo (T) y Quemado (Q). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (α= 0.05)

El efecto del fuego en la comunidad microbiana es muy diverso, y como el resto de propiedades del suelo, dependerá de las condiciones en las que se desarrolló el incendio. Los valores expuestos por las glomalinas en la presente investigación (Figura 3) exponen diferencias significativas entre el sitio de referencia Monte y los sitios con cultivos (T y Q). El suelo Q expone un valor de actividad enzimática que muestra que los microorganismos, especialmente los hongos, pueden ser un componente afectados incluso por temperaturas relativamente bajas. Después del incendio la actividad microbiana desciende y de este modo se mantiene durante meses e incluso por años (Lozano, 2015). Coincidiendo con Gudelj et al. (2022), el sitio de referencia Monte muestra el mayor valor de esta glicoproteína y se distingue de T y Q. Lozano (2015) demostró la sensibilidad del contenido de glomalina a los cambios en el uso del suelo, teniendo en cuenta que puede deberse a la diferencia en la calidad de la MO entre sitios no perturbados y suelos agrícolas.

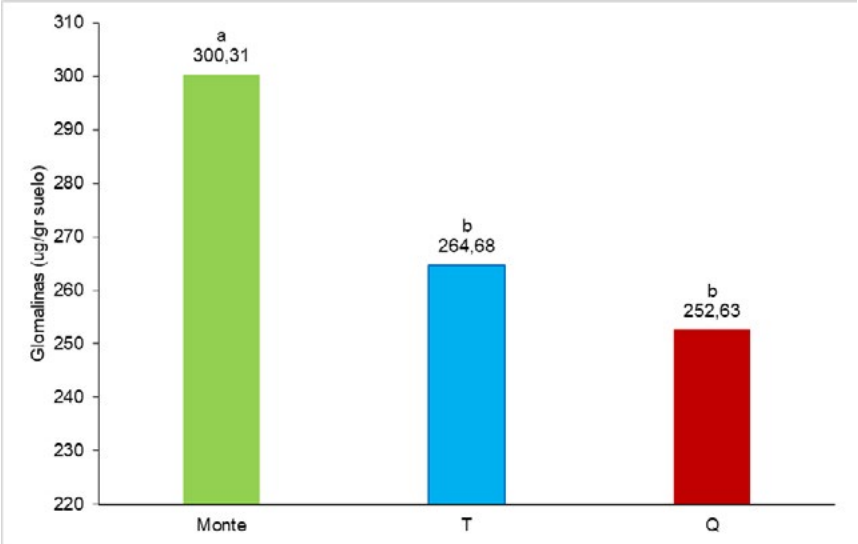


Figura 3. Concentración de glomalinas de 0-10 cm para los tratamientos: Monte, Testigo (T) y Quemado (Q). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (α= 0.05)

Los efectos directos de los incendios sobre las propiedades edáficas, muestran los distintos grados de combustión de la MO e indirectamente afecta a otros procesos tales como

agregación y propiedades microbiológicas (Zavala et al., 2014), presentándose en este trabajo una correlación significativa y positiva (0,91) entre el contenido de glomalinas-MO. Lozano (2015) obtuvo resultados similares, ya que un aumento de la glomalina se relaciona con el aumento de la MO, lo que contribuye probablemente a largo plazo al almacenamiento de carbono.

La alteración de la MO incide directamente sobre la salud del suelo, su capacidad de recuperación y los procesos que influyen sobre la sustentabilidad del sistema de producción (Quiroga y Studdert, 2014), siendo el principal componente edáfico que contribuye a la agregación del suelo y sobre la EE, obteniendo en este estudio una correlación positiva y significativa entre EE-MO (0,84). El contenido de glomalinas en el suelo luego de un incendio está definido por las características como la agregación del suelo y su textura, entre otros (Lozano, 2015). Coincidiendo con ambos autores se pudo observar una correlación positiva y significativa de 0.84 entre las glomalinas y la EE.

CONCLUSIONES

En el estudio se halló que luego de 5 años de ocurrido el incendio, y a pesar de los manejos conservacionistas realizados para revertir la degradación, el suelo Q mostró menores contenidos de MO y EE que su correspondiente T. Teniendo en cuenta, además, que por el proceso de "agriculturización", el tratamiento T presentó menores valores de MO que el tratamiento Monte. A pesar de la elevada correlación entre la actividad enzimática y la MO, en este caso, la glomalina no resultó ser un indicador sensible a las perturbaciones producidas por el incendio.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la SeCyT-UNC por el financiamiento del proyecto Formar 2023-2025 y la familia e Ing. Cotoras por su constante colaboración.

BIBLIOGRAFÍA

Barbero, F. M., Dominchin, M. F., Verdenelli, R. A., Frasier, I., Restovich, S. B., Mancilla, E. J. C., ... and Meriles, J. M. (2025). Impact of land use changes on soil chemical properties, enzyme activities and microbial communities in two contrasting localities of the Argentinian Pampas. *Applied Soil Ecology*, *206*, 105836.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. InfoStat versión (2020). Centro de Transferencia InfoStat, FCA, UNC, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.

Ferrero Holtz, E. W. (2021). Glomalina (GRSP): Indicador biológico del suelo: Su rol en la relación suelo-planta-animal.

Frasier, I. and Restovich, S. B. (2025). Las raíces de cultivos de cobertura mejoran la agregación y el carbono orgánico del suelo. *Ciencia del suelo*, *43*(1), 83-96.

Gudelj, O. E., Maury, M., Conde, M. B., Ortiz, J., Lorenzon, C. A., Pereyra, L. A., and Gudelj, V. J. (2022). 44 Years of soybean monoculture in different tillage systems: stability of aggregate and other edaphic properties.
https://repositoriouba.sisbi.uba.ar/gsdl/collect/avaposgra/index/assoc/HWA_7246.dir/7246.PDF

Kemper, W. D. and Roseneau, R. C. (1987). Methodos of soil analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Method. Capítulo 17 pp 425-441. Second Edition. Edited Klute. U.S.A

Lozano Guardiola, E. (2015). Sensibilidad de la glomalina a los efectos provocados por el fuego en el suelo y su relación con la repelencia al agua en suelos forestales mediterráneos. Tesis.

Martínez Trinidad, S., Etchevers Barra, J. D., Cotler Avalos, H., Ordaz Chaparro, V. M. and León González, F. D. (2007). La agregación del suelo como indicador de calidad en un ecosistema tropical seco. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Edafología.

Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A. and Zavala, L. M. (2011). Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews*, *109*(1-2), 44-60.

Minervini, M. G., Morrás, H. J. M. y Taboada, M. A. (2018). Efectos del fuego en la matriz del suelo. Consecuencias sobre las propiedades físicas y mineralógicas. Ecología Austral 28:012-027. https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.127.

Moya Navarro, D., González De Vega, S., Lozano Guardiola, E., Garcia-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Lucas Borja, M. E., and De las Heras, J. (2019). The burn severity and plant recovery relationship affect the biological and chemical soil properties of Pinus halepensis Mill. stands in the short and midterms after wildfire.

Nelson, D. W. and Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis: Part. 3. Chemical methods, 5, 961-1010.

Quiroga A. R. y Studdert, G.A. (2014). Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: H. E. Echeverría, F. O. García Eds. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da Edición. Ed. INTA. Buenos Aires, Argentina. p. 73-100.

Saneugenio, F. E., Aparicio, V. C., Parhizkar, M., Esparza, E. T., Morera, A. G., Costa, J. L., ... y Cerdà, A. (2023). El impacto del fuego sobre la capacidad de infiltración del suelo. Libro de actas. XVIII Congreso de la Asoc. Española de Geografía, Logroño (pp. 97-106).

Singh, K., Singh, B. and Singh R. R. (2012). Changes in physicochemical, microbial and enzymatic activities during restoration of degraded sodic land: Ecological suitability of mixed forest over monoculture plantation. CATENA 96: 57-67.

Treseder, K. K. and Turner, K. M. (2007). Glomalin in ecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, *71*(4), 1257-1266.

Wright, S. F. and Upadhyaya, A. (1996). Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. Soil Science, 161(9), 575–586.

Zavala, L. M. M., de Celis Silvia, R., and López, A. J. (2014). How wildfires affect soil properties. A brief review. Cuadernos de investigación geográfica: Geographical Research Letters, 40(2), 311-331.

INFLUENCIA DE CULTIVOS DE SERVICIO EN LA DINÁMICA DEL AGUA DE UN ARGIUDOL DEL SUDOESTE BONAERENSE

Sá Pereira, E. de[1]*, Arroquy, G.[1], Minoldo, G.[2], Galantini, J.[3], Alonso, A.[4], Holzmann, A.[4]

[1] INTA AER Coronel Suárez – EEA Naredo. Sauce Corto 589, Coronel Suárez, Buenos Aires, Argentina. * desapereira.eduardo@inta.gob.ar; [2] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS). [3] CERZOS-CONICET. [4] Criadero "El Cencerro"

RESUMEN: Con el objetivo de mejorar la eficiencia de uso del agua y la salud de suelos agrícolas del sudoeste bonaerense (SOB), desde comienzos del 2000 se ha promovido la incorporación de cultivos de servicio (CS) en sistemas bajo siembra directa. En este estudio se evaluó el efecto de distintos CS puros y en consociaciones sobre el contenido, la dinámica y la disponibilidad hídrica de un suelo en un *Argiudol Típico* del partido de Coronel Suárez, provincia de Buenos Aires. Se analizaron triticale (Tr), trébol encarnado (Te), vicia villosa (V), vicia villosa + triticale (VTr), vicia villosa + trébol encarnado + nabo (VTeN), vicia villosa + triticale + trébol encarnado + nabo (VTrTeN) y un suelo con barbecho químico como testigo (T), como antecesores de maíz, girasol y soja. Los CS se sembraron el 07/03/2022 y se suprimieron en encañazón de las gramíneas e inicio de floración de las leguminosas. Se determinaron el contenido de agua útil (AU) 0–80 cm y la densidad aparente del suelo, la biomasa aérea producida, la infiltración básica, el costo hídrico de los CS y el rendimiento de los cultivos de cosecha. Los resultados mostraron que los CS modificaron significativamente la dinámica hídrica del suelo respecto al barbecho, incrementando la infiltración y mejorando la eficiencia de uso del agua, particularmente en las consociaciones con vicia. Si bien el barbecho presentó mayor AU al momento del secado, los CS aportaron beneficios físicos e hídricos relevantes para la sustentabilidad de los sistemas agrícolas de la región.

PALABRAS CLAVE: agua, eficiencia de uso, infiltración.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas agrícolas del sudoeste bonaerense, se desarrollan bajo condiciones de marcada variabilidad climática interanual, con frecuentes restricciones hídricas, factores que condicionan tanto la estabilidad productiva como la sustentabilidad de los agroecosistemas (Aliaga et al., 2017; Viglizzo et al., 2019). En este contexto, la siembra directa ha contribuido significativamente a la reducción de la erosión eólica e hídrica y la conservación del suelo, aunque en muchos casos se ha asociado a rotaciones simplificadas y a la prolongación de barbechos químicos, prácticas que pueden afectar negativamente la estructura del suelo, la actividad biológica y la eficiencia en el uso del agua (Álvarez et al., 2014; Galantini et al., 2008).

La incorporación de cultivos de servicio (CS) se propone como una estrategia de manejo orientada a mejorar la captura y el aprovechamiento del agua de lluvia, incrementar la velocidad de infiltración, reducir pérdidas por escurrimiento y evaporación, y favorecer la calidad física, química y biológica del suelo (Blanco-Canqui et al., 2015; Restovich et al., 2012). Diversos estudios han demostrado que los CS pueden aumentar la estabilidad estructural y la continuidad de macroporos, promoviendo una mayor eficiencia de uso del agua en sistemas agrícolas bajo siembra directa (Dabney et al., 2001; Villamil et al., 2006). No obstante, en ambientes con limitaciones hídricas persiste la percepción de que los CS compiten por el agua con los cultivos de renta, especialmente cuando se utilizan especies de alta producción de biomasa o leguminosas puras (Basche et al., 2016; Sá Pereira et al., 2025). En este sentido, la elección de especies y el uso de consociaciones gramínea–leguminosa emergen como alternativas para equilibrar el consumo hídrico con los beneficios estructurales

y funcionales del suelo (Basche y DeLonge, 2017). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintos cultivos de servicio sobre el contenido y la dinámica del agua en un *Argiudol Típico* del SOB bajo siembra directa. Como hipótesis se plantea que los CS, particularmente los que incluyen leguminosas en consociación, optimizan la dinámica del agua en el suelo, incrementando la infiltración y la eficiencia en su utilización, sin comprometer significativamente la disponibilidad hídrica para los cultivos posteriores.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó sobre un *Argiudoll Típico* del partido de Coronel Suárez, provincia de Buenos Aires en el campo del Criadero de semillas "El Cencerro" (37°25'45" S 61°52'00" W), bajo siembra directa. El ensayo se implantó el 07 de marzo de 2022 y se diseñó bajo un esquema completamente aleatorizado con los tratamientos de CS y un barbecho químico como testigo. Los tratamientos evaluados fueron triticale (Tr), trébol encarnado (Te), vicia villosa (V), vicia villosa + triticale (VTr), vicia villosa + trébol encarnado + nabo (VTeN), vicia villosa + triticale + trébol encarnado + rábano (VTrTeN) y barbecho químico (T). Los CS se suprimieron a los 210 días, en encañazón para las gramíneas y a inicio de floración para las leguminosas.

A la siembra y supresión de los CS y siembra de los cultivos de renta, se determinó el contenido de agua útil del suelo (AU, mm) 0–80 cm, en capas de 0–20 cm. y se cuantificó la biomasa aérea de los CS (BA; kg MS ha^{-1}). La infiltración básica se determinó mediante el método de Horton, la densidad aparente por el método del cilindro cada 5 cm, y el costo hídrico de los CS (CH) se calculó como la diferencia de AU respecto del barbecho. A cosecha se determinaron los rendimientos de maíz, girasol y soja. Los datos se analizaron mediante análisis de la varianza (ANAVA) y comparación de medias mediante DMS de Fisher (α= 0,05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El agua útil acumulada (AU) de 0–80 cm del perfil evidenció diferencias significativas entre tratamientos y momentos de evaluación, reflejando el impacto de los cultivos de servicio (CS) sobre la dinámica hídrica del suelo. Al momento de la supresión de los CS en promedio alcanzó 48 mm, inferior al valor registrado en el suelo bajo barbecho químico, lo que pone de manifiesto el consumo de agua asociado al crecimiento y a la producción de biomasa de los CS (Figuras 2 a y b). En T, el suelo mantuvo el mayor nivel; 77 mm, mientras que con los CS presentó valores decrecientes según la especie y la complejidad de la consociación (VTeN 61 ≥ VTrTeN 58 ≥ VTr 49 ≥ Tr 44 ≥ V 36 > Te 12 mm). Este consumo, sin embargo, no debería interpretarse únicamente como una pérdida del recurso hídrico, sino como una utilización eficiente del agua para la generación de materia seca y la activación de procesos físicos y biológicos del suelo, tal como ha sido reportado para sistemas bajo siembra directa en ambientes subhúmedos (Basche et al., 2016; Blanco-Canqui et al., 2015). Estos resultados concuerdan con lo observado por Restovich et al. (2012) y Sá Pereira et al. (2025), quienes señalan que las leguminosas puras, debido a su elevada producción de biomasa y mayor tasa de transpiración, pueden generar un mayor consumo hídrico respecto de las gramíneas y de los barbechos.

A la siembra del maíz, en un año con precipitaciones estacionales normales dentro del promedio histórico, el AU promedio incrementó hasta 58 mm y se observaron CS con valores similares al barbecho, particularmente la consociación VTrTeN (T 73= VTrTeN 68 mm), lo que sugiere una mayor capacidad de recuperación hídrica del perfil. Esto, atribuible a mejoras en la estructura del suelo y en la continuidad de macro y mesoporos grandes generados por los sistemas radiculares diversos de las consociaciones, favoreciendo una mayor captación y redistribución del agua de lluvia (Dabney et al., 2001; Villamil et al., 2006).

En este sentido, la tasa de infiltración básica fue superior en los tratamientos que incluyeron vicia, superando tanto al barbecho (mm h^{-1}) como al CS de gramínea pura (V 255≥ VTrTeN 228 ≥VTr 207>T159 > Tr 108 mm h^{-1}), tendencia que se reflejó también en los valores totales de agua acumulada (Figuras 1a y b). Estos resultados coinciden con estudios que destacan el rol de las leguminosas en la mejora de la estabilidad estructural y la porosidad del suelo, a

partir de un mayor aporte de residuos con baja relación C:N y una intensa actividad biológica (Galantini et al., 2008; Blanco-Canqui et al., 2015).

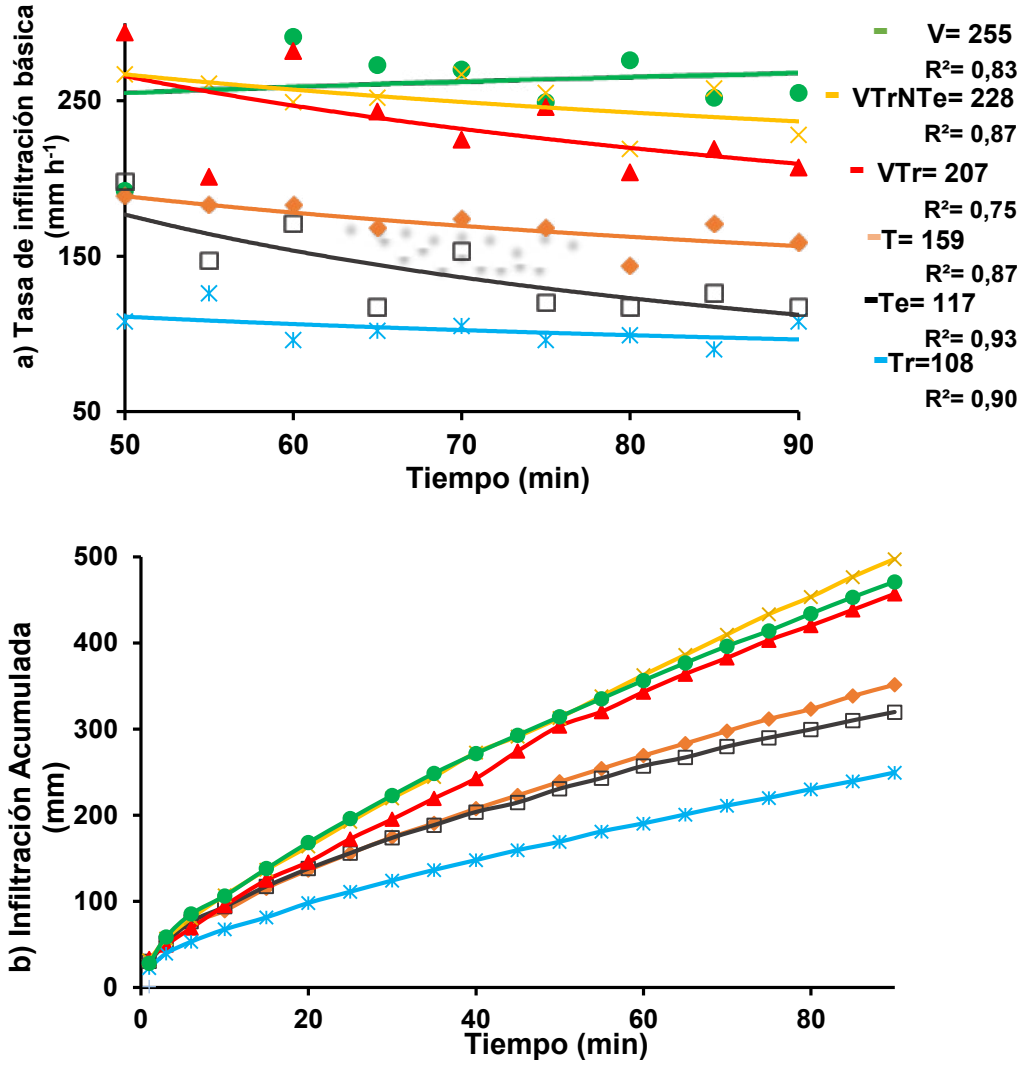
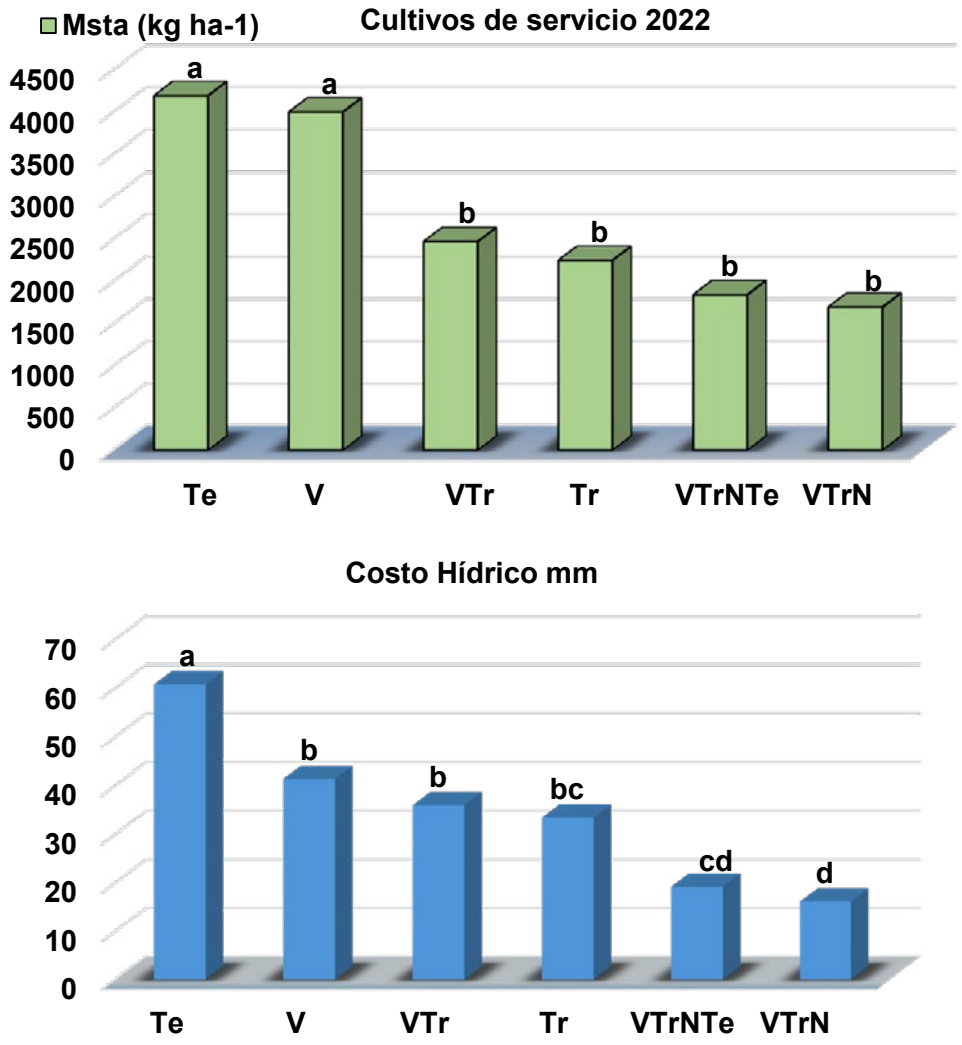


Figura 1. a) Infiltración básica (mm h^{-1}) en el periodo de estabilización Método Horton y b) total acumulada, en suelo con diferentes cultivos de servicio. V; Vicia villosa, Te; Trébol encarnado, Tr; Triticale, T barbecho testigo, N; nabo.

El costo hídrico (CH) en mm de agua para la producción de materia seca total aérea (MS; kg ha^{-1}) de los CS mostró variaciones entre tratamientos, siendo menor para los CS consociados que para las leguminosas puras trébol encarnado y vicia villosa (Figura 2b). Este comportamiento se relaciona estrechamente con la producción de biomasa aérea, que fue significativamente mayor en Te y V (Te 4192 = V 3998 kg MS ha^{-1}) respecto del resto de los CS (Figura 2 a). La asociación entre mayor producción de biomasa y mayor consumo hídrico ha sido ampliamente documentada, aunque diversos autores destacan que este consumo puede compensarse por los beneficios posteriores en términos de infiltración, almacenamiento de agua y disponibilidad hídrica para los cultivos siguientes (Basche y DeLonge, 2017; Sá Pereira et al., 2025).



Figuras 2. a) Producción materia seca total aérea MS (kg ha^{-1}), b) Costo hídrico (mm) para producción de MSta de diferentes CS. V; vicia villosa, Te; trébol encarnado, Tr; triticale, T testigo, N; nabo. Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas (α= 5%).

En cuanto a los cultivos de renta, los rendimientos promedio de girasol (2149 kg ha^{-1}), soja (2400 kg ha^{-1}) y maíz (2062 kg ha^{-1}) no se vieron negativamente afectados por la inclusión de CS, lo que refuerza la idea de que, bajo un manejo adecuado de especies y momentos de supresión, los CS no comprometerían la productividad del sistema (Figura 3). Por el contrario, los beneficios acumulados sobre la dinámica hídrica y las propiedades físicas del suelo contribuyen a una mayor resiliencia de los sistemas agrícolas frente a la variabilidad climática, aspecto clave para la sustentabilidad de la producción en el sudoeste bonaerense. El rendimiento de maíz obtenido, menor respecto a la productividad media zonal se atribuyó a la falta de precipitaciones ese año durante el período crítico de floración y llenado de granos.

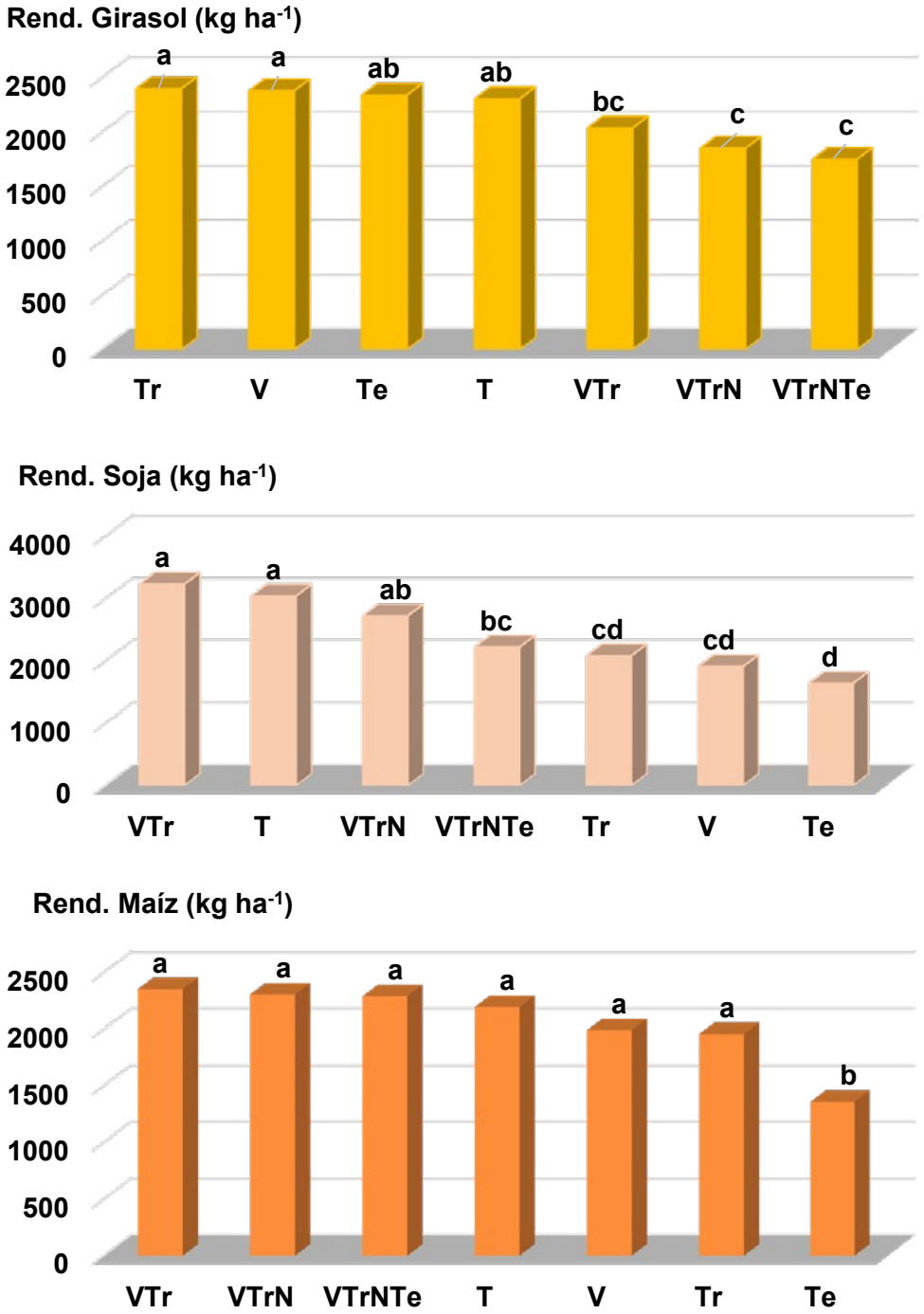


Figura 3. Rendimiento en grano de girasol, soja y maíz, con diferentes cultivos de servicio como antecesores. V; vicia villosa, Te; trébol encarnado, Tr; triticale, T testigo, N; nabo. Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas (α= 5%).

CONCLUSIONES

Los cultivos de servicio modificaron significativamente la dinámica hídrica del suelo respecto al barbecho químico, incrementando la infiltración y mejorando la eficiencia en el uso del agua. Las consociaciones que incluyeron vicia mostraron los mejores resultados, combinando un uso eficiente del recurso hídrico con mejoras en las propiedades físicas del suelo. Aunque el barbecho presentó mayor agua disponible al momento del secado, los CS aportaron beneficios hídricos y estructurales relevantes para la sustentabilidad de los sistemas agrícolas del sudoeste bonaerense.

AGRADECIMIENTOS
Los autores agradecen al INTA y a las instituciones participantes por el apoyo técnico y financiero para la realización de este estudio.

BIBLIOGRAFÍA
Álvarez, R., Steinbach, H. S., De Paepe, J. L. y Grigera, M. S. (2014). Balance de carbono y nitrógeno en suelos agrícolas de la región pampeana. *Ciencia del Suelo*, 32(1),1–14.
Aliaga, V., Ferrelli, F. y Piccolo, M. C. (2017). Variabilidad climática y balance hídrico en el sudoeste bonaerense. *Revista de Climatología*, 17, 45–58.
Basche, A. D. y DeLonge, M. S. (2017). The impact of continuous living cover on soil hydrologic properties. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 241, 1–12.
Basche, A. D., Kaspar, T. C., Archontoulis, S. V., Jaynes, D. B., Sauer, T. J., Parkin, T. B. y Miguez, F. E. (2016). Soil water improvements with the long-term use of cover crops. *Agricultural Water Management*, 172, 40–50.
Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A. y Hergert, G. W. (2015). Cover crops and ecosystem services. *Agronomy Journal*, 107, 2449–2474.
Dabney, S. M., Delgado, J. A. y Reeves, D. W. (2001). Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32, 1221–1250.
Galantini, J. A., Landriscini, M. R., Iglesias, J. O., Miglierina, A. M. y Rosell, R. A. (2008). Calidad de suelos del sudoeste bonaerense bajo distintos sistemas de manejo. *Ciencia del Suelo*, 26(1), 47–60.
Restovich, S. B., Andriulo, A. E. y Portela, S. I. (2012). Introducción de cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. *Ciencia del Suelo*, 30(2), 205–220.
Sa Pereira E. de, Galantini J. y Amado T. (2025). *Editorial Atena* – Curitiva, BRASIL. Cultivos de cobertura de otoño/ invierno. efecto sobre disponibilidad y dinamica del agua en el suelo. Cap libro https://doi.org/10.22533/at.ed.244112527011
Villamil, M. B., Bollero, G. A., Darmody, R. G., Simmons, F. W. y Bullock, D. G. (2006). No-till corn/soybean systems including cover crops. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1936–1944.
Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carreño, L. V., Jobbágy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincén, D. y Ricard, M. F. (2019). Ecological and environmental footprint of agricultural intensification. *Global Change Biology*, 25, 2721–2739.

CULTIVOS DE SERVICIO: APORTES A LA ROTACIÓN AGRÍCOLA INTERSERRANA IRRIGADA

Sá Pereira, E.[1]*, Minoldo, G.[2], Arroquy, G.[1], Galantini, J.[3], Romeo, F.[2], Holzmann, A.[4]

[1] INTA AER Coronel Suárez - EEA Naredo. Sauce Corto 589, Coronel Suárez, Buenos Aires, Argentina. * desapereira.eduardo@inta.gob.ar; [2] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS); [3] CERZOS-CONICET; [4] Criadero "El Cencerro".

RESUMEN: En el sudoeste bonaerense, los cultivos de servicio (CS) contribuyen a mejorar la conservación del agua y atenuar posibles efectos adversos del riego, además de potenciar la productividad de los sistemas agrícolas. El objetivo fue evaluar el efecto de incluir CS en una rotación agrícola con maíz y su relación con las propiedades físico-hídricas y químicas edáficas. El estudio se realizó en 2021 en la localidad de Zentena, Coronel Suárez, Buenos Aires. Con un diseño experimental en parcelas divididas en bloques completos al azar se ensayaron diferentes CS y un barbecho químico; vicia sin inocular (VSI), vicia inoculada (VI), centeno (C), triticale (Tr), vicia+triticale (VTr), vicia+ triticale+nabo (VTrN) y un testigo (T), como antecesores de Maíz en secano y bajo riego. Se determinaron el contenido de agua útil (AU) en la supresión de los CS y siembra del maíz, tasa de infiltración, resistencia a la penetración (RSP), densidad aparente y N-NO_3^- del suelo. Se cuantificó la materia seca total aérea (MSta), N % de los CS y el rendimiento del maíz. La MSta fue mayor en las gramíneas puras, destacándose el C, mientras con leguminosas se acumuló más N en biomasa. El contenido de N-NO_3^- del suelo a la siembra del maíz fue superior en los tratamientos con vicia. El AU al momento de la supresión de los CS fue mayor en la consociación VTr, sin diferencias entre tratamientos a la siembra del maíz. La velocidad de infiltración aumentó y la RSP disminuyó con la inclusión de CS respecto del T. Bajo riego, el rendimiento de maíz fue elevado y sin ser afectado negativamente por los CS, mientras que en secano los tratamientos con vicia presentaron los mayores rendimientos relativos. En conjunto, los resultados indican que la inclusión de CS mejora la salud del suelo y contribuye a sostener la productividad.

PALABRAS CLAVE: Cultivos de cobertura, Riego, Productividad.

1154

INTRODUCCIÓN

En la región Pampeana Interserrana, los sistemas agrícolas se caracterizan por rotaciones simplificadas dominadas por cultivos de grano y barbechos prolongados, lo que ha contribuido a una progresiva degradación de las propiedades físicas, químicas e hidrológicas del suelo. En particular, la disminución de la infiltración, el aumento de la resistencia mecánica y la baja eficiencia en el uso del agua y del nitrógeno constituyen limitantes relevantes para la sustentabilidad de los sistemas productivos, tanto en condiciones de secano como bajo riego complementario.

Desde el enfoque del Manejo de Suelos y Aguas, la incorporación de cultivos de servicio (CS) se propone como una herramienta para mejorar la estructura del suelo, favorecer la continuidad de macroporos, incrementar la infiltración y reducir la escorrentía y la evaporación (Dabney et al., 2001; Blanco-Canqui et al., 2015 Basche et al., 2016). Asimismo, desde el punto de vista de la Fertilidad del Suelo, las leguminosas y sus consociaciones permiten aumentar el aporte de nitrógeno al sistema mediante fijación biológica, mejorar el ciclado de nutrientes y reducir la dependencia de fertilizantes nitrogenados (Drinkwater et al., 1998; Acosta et al., 2011; Restovich et al., 2012).

Si bien numerosos estudios han demostrado los beneficios de los CS sobre la dinámica del N y la calidad física del suelo, persisten interrogantes respecto de su impacto sobre la

disponibilidad hídrica y el rendimiento de los cultivos de renta, especialmente bajo condiciones de riego. La hipótesis de este trabajo es que la inclusión de CS, particularmente leguminosas solas o en consociación con gramíneas, mejora simultáneamente propiedades físicas e hidrológicas del suelo y la disponibilidad de nitrógeno, sin comprometer el rendimiento del maíz bajo riego y secano. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la inclusión de cultivos de servicio (CS) en la rotación trigo-CS-maíz sobre el rendimiento de maíz bajo riego y secano.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó durante la campaña 2021 en un Argiudol Típico de la localidad de Ombú, partido de Coronel Suárez, provincia de Buenos Aires (37° 7′ 50,16″ S; 62° 1′ 31,08″ O) bajo sistema en siembra directa. Se ensayaron diferentes CS; vicia sin inocular (VSI), vicia inoculada (VI), centeno (C), triticale (Tr), vicia+triticale (VTr), vicia+triticale+nabo (VTrN) y un barbecho químico testigo (T) como antecesores de maíz (*Zea mays*) con riego suplementario (cr) y sin riego (sr).

Se determinó el contenido de agua útil (AUT mm) del suelo de 0-20 y 20-80 cm de profundidad al momento de supresión de los CS y a la siembra de maíz, la tasa de infiltración, resistencia a la penetración (RP), densidad aparente (Dap) y el N-NO_3^- de 0-60 cm. Además, se cuantificó la producción y el N % de la materia seca total aérea (MSta, kg ha^{-1}) de los CS en 50% de floración de la leguminosa, y la producción de granos del maíz. Los CS se implantaron luego de trigo (*Trirticum aestivum*) bajo riego y se suprimieron en inicio de floración de la leguminosa. El maíz se sembró inmediatamente después de la supresión de los CS. En madurez fisiológica se cuantificó el rendimiento del maíz y se ajustó a humedad comercial (14,5%). El diseño experimental fue en parcelas divididas en bloques completos al azar con tres repeticiones. El factor principal correspondió a los cultivos de servicio y el secundario a la condición hídrica (riego y secano). Para el análisis de resultados se aplicó ANAVA y el Test de Fisher para la comparación entre valores medios (α=5%).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Desde una perspectiva integrada de Manejo de Suelos, Aguas y Fertilidad, los resultados obtenidos evidencian que la inclusión de CS modificó de manera significativa el funcionamiento hidrológico y nutricional del sistema. La producción de biomasa total aérea (MSta) de los CS mostró diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$), con valores superiores en las gramíneas puras, destacándose el centeno (4520 kg ha^{-1}), seguido por triticale (3440 kg ha^{-1}) y la consociación vicia+triticale (3106 kg ha^{-1}). Las leguminosas puras y sus consociaciones presentaron menores valores de biomasa, aunque sin diferenciarse estadísticamente entre sí en algunos casos (VTrN 2813 = VI 2666 ≥ VSI 2000 kg ha^{-1}) (Figura 1).

A pesar de su menor producción de biomasa, las leguminosas y sus consociaciones acumularon cantidades de N, significativamente superiores a las gramíneas puras ($p<0,05$). Los mayores valores de N acumulado en biomasa se registraron en vicia inoculada (100 kg N ha^{-1}), seguida por VTrN (88 kg N ha^{-1}), VTr (87 kg N ha^{-1}) y vicia sin inocular (80 kg N ha^{-1}), mientras que centeno y triticale presentaron los valores prácticamente 50% inferiores (53 y 52 kg N ha^{-1}, respectivamente) (Figura 2). Este comportamiento concuerda con lo reportado para sistemas pampeanos con inclusión de leguminosas (Drinkwater et al., 1998; Restovich et al., 2012; Sá Pereira et al., 2017c).

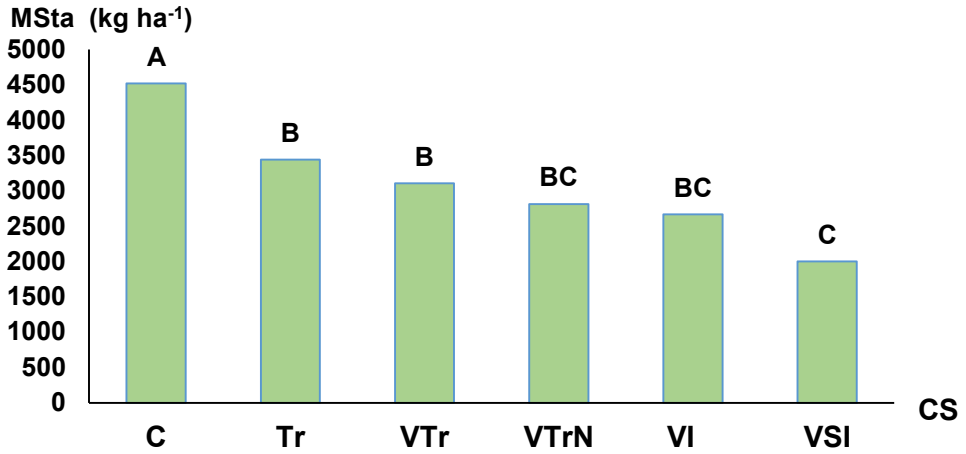


Figura 1. Producción de materia seca total aérea (MSta; kg ha^{-1}) de cultivos de servicio (CS); VSI: vicia sin inocular, VI: vicia inoculada, C: centeno, Tr: triticale, VTrN: V+Tr+ nabo. Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas (α= 5%).

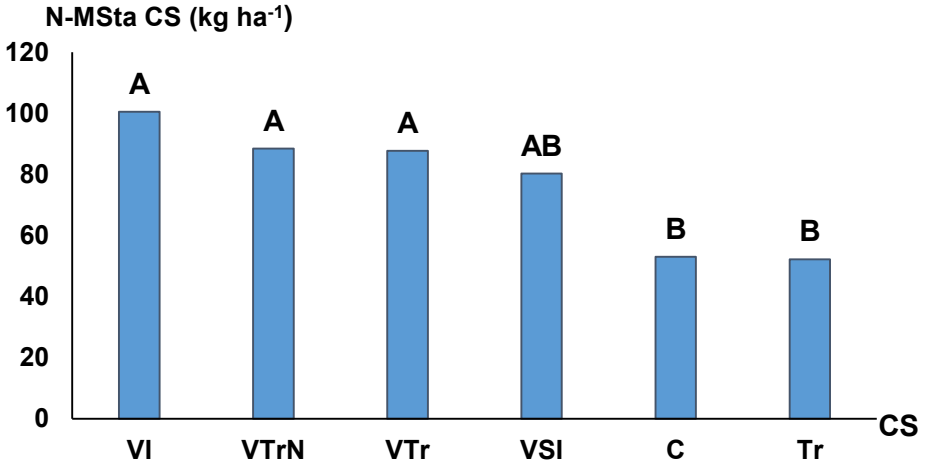


Figura 2. Cantidad de N de la materia seca aérea (kg ha^{-1}) de cultivos de servicio (CS). VSI: vicia sin inocular, VI: vicia inoculada, C: centeno, Tr: triticale, VTrN: V+Tr+nabo Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas (α= 5%).

Desde el punto de vista hídrico, el AU del suelo en la supresión de los CS presentó diferencias significativas entre CS, siendo mayor en el testigo (69 mm), centeno (68 mm), vicia sin inocular (67 mm), triticale (66 mm), vicia inoculada (65 mm), vicia+triticale (63,5 mm), y por la consociación vicia-triticale y nabo (62,2 mm) (Figura 3). Sin embargo, a la siembra del maíz el AU, en algunos tratamientos, fue mayor en vicia+triticale (88 mm), triticale (66 mm), vicia inoculada (58 mm), testigo 51 mm y vicia+triticale+nabo (46 mm) con diferencias significativas que indican una adecuada recarga hídrica del perfil diferencial dependientemente del antecesor. Resultados similares fueron obtenidos por Sá Pereira et al., (2014, 2017c, 2022) en el sudoeste bonaerense.

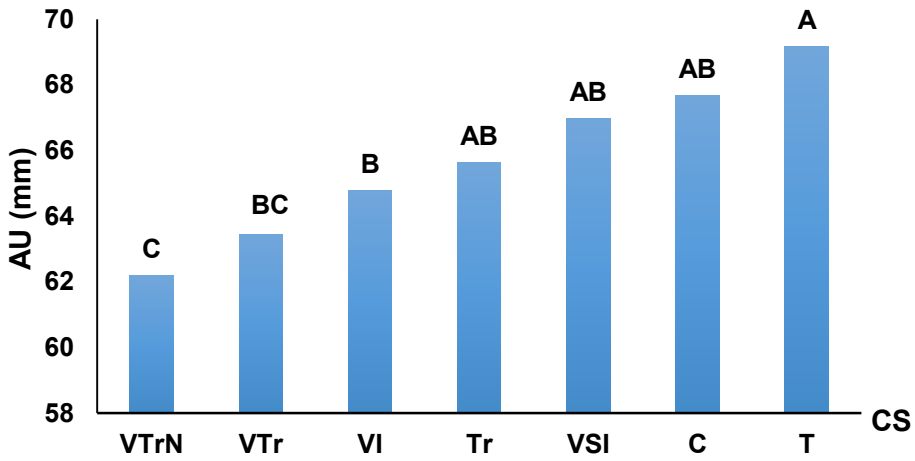


Figura 3. Agua útil (AU) de 0-80cm de suelo al suprimir distintos cultivos de servicio (CS); VSI: vicia sin inocular, VI: vicia inoculada, C: centeno, Tr: triticale, VTrN: V+Tr+nabo, T: barbecho químico. Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas (α= 5%).

El contenido de nitratos de 0–60 cm en el suelo a la siembra del maíz fue superior en los tratamientos con leguminosas (Figura 4), destacándose la vicia inoculada (111 kg N-NO_3^- ha^{-1}), seguida por el suelo en barbecho (87 kg N ha^{-1}) y la consociación con triticale (71 kg N-NO_3^- ha^{-1}), mientras que el tratamiento con centeno presentó los niveles inferiores (57 kg N-NO_3^- ha^{-1}). Estos resultados reflejan el aporte significativo diferencial de N al sistema y una mayor disponibilidad del nutriente para el cultivo siguiente.

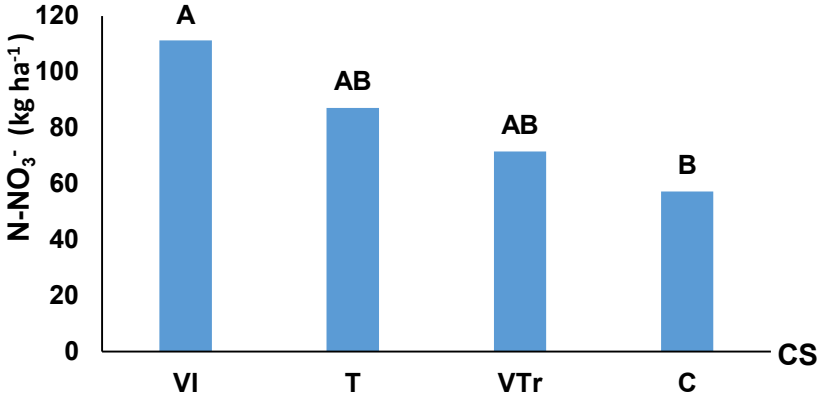


Figura 4. N-NO_3^- de 0-60 cm del suelo a la siembra de maíz con diferentes cultivos de servicio (CS) antecesores; VI: vicia inoculada, T: barbecho químico, VTr: vicia+triticale, C: centeno. Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas (α= 5%).

En general, se observó un incremento consistente de la DAp con la profundidad, alcanzando los mayores valores entre 10–20 cm, lo que refleja un patrón típico de mayor consolidación subsuperficial. A la siembra del maíz no se evidenciaron cambios significativos en la Dap atribuibles a los CS, con valores promedio entre T, V, V+Tr y C de 0,93, 1,19, 1,41, y 1,39 g cm^{-3} en los 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad del suelo respectivamente.

Las curvas de infiltración básica mostraron una respuesta clara de la inclusión de CS consociados, con valores finales estabilizados significativamente superiores en el suelo luego de VTr (185 mm h^{-1}), seguida por Tr (84) y C (60), vicia (57) y el barbecho testigo (56) sin diferencias entre ellos (Figura 5).

En concordancia, la resistencia mecánica a la penetración a 20 cm de profundidad fue significativamente mayor en el barbecho (1,05 MPa) respecto del promedio de los CS (0,63 MPa), evidenciando mejoras en la condición física del suelo asociadas a la inclusión de CS.

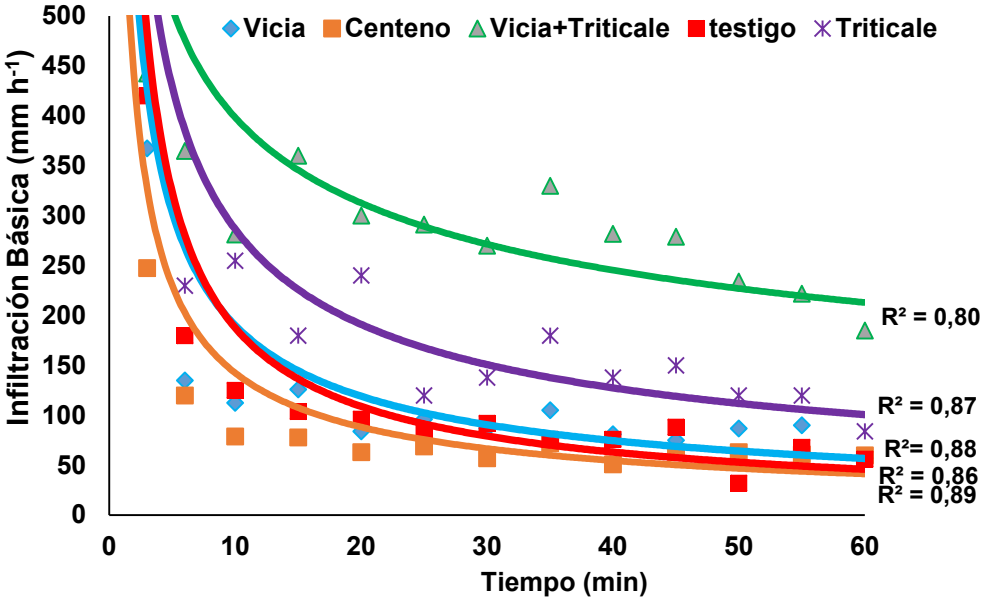


Figura 5. Curvas de infiltración básica (IB) en el suelo al momento de supresión de los cultivos de servicio. VI: vicia inoculada, C: centeno, Tr: triticale, VTrN: V+Tr+ *n*abo.

1158

Figura 6. Rendimiento de maíz con (cr) o sin (sr) riego luego de diferentes cultivos de servicio; V: vicia, C: centeno, VTr: vicia+triticale, VTrN: V+Tr+ nabo, T: barbecho químico. Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas (α= 5%).

El rendimiento ajustado de grano de maíz evidenció una marcada interacción entre el antecesor y la condición hídrica. Bajo riego, los mayores rendimientos se registraron en los tratamientos con vicia como antecesor, destacándose Vcr (13638 kg ha^{-1}), seguido por Ccr (12150 kg ha^{-1}), mientras que VTrcr (10545 kg ha^{-1}), VTrNcr (10420 kg ha^{-1}) y Tcr (10062 kg ha^{-1}) presentaron valores intermedios, sin diferencias estadísticas entre ellos ($p \geq 0,05$). En secano, el rendimiento de maíz fue significativamente menor respecto irrigado, observándose los mayores valores en Vsr (9218 kg ha^{-1}), mientras que el barbecho presentó el menor rendimiento (Tsr: 5815 kg ha^{-1}). En este contexto, los tratamientos con vicia mostraron una mayor estabilidad productiva, asociada a una mayor disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$ y a mejores

condiciones físicas del suelo, lo que habría favorecido una mayor eficiencia en el uso del agua bajo restricción hídrica.
En resumen, resulta claro que bajo riego no se observaron efectos negativos por la inclusión de CS rendimiento de maíz, registrándose altos niveles productivos en todos los tratamientos. Al mismo tiempo, en secano, los tratamientos con vicia mostraron mayores rendimientos relativos, lo que puede atribuirse a una mayor disponibilidad de N y a mejores condiciones físicas e hídricas del suelo. Estos resultados indican que los beneficios de los CS sobre el suelo pueden traducirse en una mayor resiliencia productiva frente a la variabilidad climática, aspecto clave en la región Pampeana Interserrana.

CONCLUSIONES

La inclusión de cultivos de servicio en la rotación trigo–maíz bajo riego y secano mejoró propiedades físicas y químicas del suelo, particularmente la infiltración, la resistencia a la penetración y la disponibilidad de nitrógeno, sin comprometer la disponibilidad de agua útil ni el rendimiento del maíz. Las leguminosas, solas o en consociación con gramíneas, se destacaron como alternativas eficientes para aumentar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas de la región pampeana interserrana.

AGRADECIMIENTOS Al Ing. Agr. Eduardo Benger asesor del Est. “La Pradera” y el criadero “El Cercerro” por su colaboración en la siembra y protección del ensayo.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta, J. A., Amado, T. J. C., Silva, L. S., Santi, A. L., Weber, M. A. (2011). Decomposition of legume cover crops residues and nitrogen release in a subtropical soil. Soil Research, 49, 459–466.

Basche, A. D., Miguez, F. E., Kaspar, T. C., Castellano, M. J. (2016). Do cover crops increase or decrease nitrogen leaching? Journal of Soil and Water Conservation, 71, 353–366.

Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., et al. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. Agronomy Journal, 107, 2449–2474.

Dabney, S. M., Delgado, J. A., Reeves, D. W. (2001). Using winter cover crops to improve soil and water quality. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 32, 1221–1250.

Drinkwater, L. E., Wagoner, P., Sarrantonio, M. (1998). Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. Nature, 396, 262–265.

Restovich, S. B., Andriulo, A. E., Portela, S. I. (2012). Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Research, 128, 62–70.

Sá Pereira E. de; J. Galantini; A. Quiroga. (2017c). Calidad de cultivos de cobertura en sistemas de siembra directa del sudoeste bonaerense. CIENC SUELO (ARGENTINA) 35(2): 337-350.

Sá Pereira E. de; J.A. Galantini; A. Quiroga; M.R. Landrisini. 2014. Efecto de los cultivos de cobertura otoño invernales sobre el rendimiento y acumulación de N en maíz en el sudoeste bonaerense. Ciencia del suelo Vol 32 (2), Pag. 219-231.

Sá Pereira E. de, G. Arroquy, G. Minoldo, J. Iglesias; D. Morris, J. Galantini. (2022). Cultivos de cobertura: efectos sobre el estado hídrico de un argiudol del sudoeste bonaerense. XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Noviembre. Buenos Aires.

EFECTO DEL PASTOREO HISTÓRICO EN LAS TASAS DE EROSIÓN EÓLICA EN LA ESTEPA MAGALLÁNICA SECA

Schenkel, C. A.[1*], Colazo, J. C.[2], Oliva, G. E.[3]

[1] INTA AER Guatraché. Guatraché, La Pampa; [2] INTA EEA San Luis. Villa Mercedes, San Luis. Universidad Nacional de San Luis (UNSL); [3] INTA EEA Santa Cruz. Río Gallegos, Santa Cruz. Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Unidad Académica Río Gallegos. Santa Cruz, Argentina. * schenkel.cintia@inta.gob.ar.

RESUMEN: Se cuantificaron las tasas de erosión eólica en la Estepa Magallánica Seca mediante colectores BSNE, con el objetivo de evaluar el efecto del pastoreo histórico sobre la movilización de sedimentos. La pérdida de suelo acumulada durante primavera, verano y otoño fue de 0,23 Mg ha^{-1}, valor representativo del total anual, dado que en invierno predominan condiciones de humedad o congelamiento del suelo que limitan la erosión eólica. Las áreas en clausura mostraron una disminución del flujo neto de sedimentos e incluso actuaron como sumideros de partículas. Si bien las tasas estimadas podrían subestimar la magnitud real del proceso debido a limitaciones metodológicas, los valores obtenidos resultaron comparables a los reportados en otros sistemas patagónicos. Los resultados sugieren que la erosión eólica en estos pastizales responde a un comportamiento no lineal de tipo umbral, donde los mayores pulsos de pérdida de suelo ocurren tras disturbios severos que reducen abruptamente la cobertura vegetal. En conjunto, los pastizales con coberturas cercanas al 60% presentan pérdidas netas de sedimentos muy bajas, independientemente del manejo histórico.

PALABRAS CLAVE: Tasa de erosión, Colectores BSNE, Cobertura vegetal.

1160

INTRODUCCIÓN

La erosión eólica e hídrica y la degradación de la vegetación constituyen los procesos centrales de la desertificación en ecosistemas áridos y semiáridos (Schlesinger et al., 1990; Buschiazzo, 2006). Estos ambientes presentan suelos poco desarrollados, de textura gruesa y estructura frágil, con cobertura vegetal incompleta, y suelen estar sujetos a precipitaciones concentradas en cortos períodos, vientos intensos y altas tasas de evapotranspiración, factores que aumentan la susceptibilidad a la erosión eólica (Buschiazzo y Aimar 2003; Rostagno et al., 2004).

La superficie del suelo es protegida por la vegetación de manera directa, ya que elimina la acción del viento sobre una proporción de la superficie, también actuá como un obstáculo que intercepta el viento y además, extrae una parte de su impulso a nivel de la superficie y entrampa partículas de suelo transportadas (Van de Ven et al., 1989; Wolfe & Nickling, 1993). El pastoreo disminuye y genera cambios en la cobertura vegetal lo que acelera las tasas de erosión eólica y altera la estabilidad del suelo (Colazo & Buschiazzo 2010; Webb & Strong, 2011).

La Patagonia, al igual que otros sistemas áridos, la susceptibilidad a la erosión eólica es elevada debido a las características de los suelos, escasa y discontinua cobertura vegetal y los frecuentes e intensos viento. Además, más de 100 años de ganadería, han acelerado la erosión por degradación de la vegetación (Bertiller & Bisigato 1998; Golluscio et al., 1998; Parizek et al., 2002; Chartier & Rostagno 2006). A pesar de esto, los estudios de cuantificación de la erosión eólica son limitados (Aimar, 2016). Las mediciones a campo, mediante parcelas estandarizadas, permiten identificar y describir eventos individuales, evaluar la eficiencia de las prácticas de manejo y validar modelos predictivos (Mendez & Buschiazzo, 2015). En la Estepa Magallánica Seca, al igual que en otras regiones de Patagonia, se desconocen las

tasas de pérdida de suelo asociadas al manejo histórico y al efecto del pastoreo reciente sobre la cobertura vegetal.
El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la modificación de la vegetación por el pastoreo histórico sobre las tasas de erosión de un Natrargide xérico en la Estepa Magallánica Seca.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la Estancia Moy Aike Chico (51°24′ S, 69°38′ W) en la Estepa Magallánica Seca (Figura 1), donde los suelos dominantes son Natrargides xéricos asociados a Paleargides xéricos. La cobertura vegetal promedio es del 60 %, con parches vegetados e interparches de aproximadamente 50 cm. La precipitación anual varía entre 170 y 270 mm, concentrándose levemente en verano. Los vientos predominantes son del sudoeste, con velocidades medias de 15-22 km.h^{-1} y máximas entre septiembre y enero.

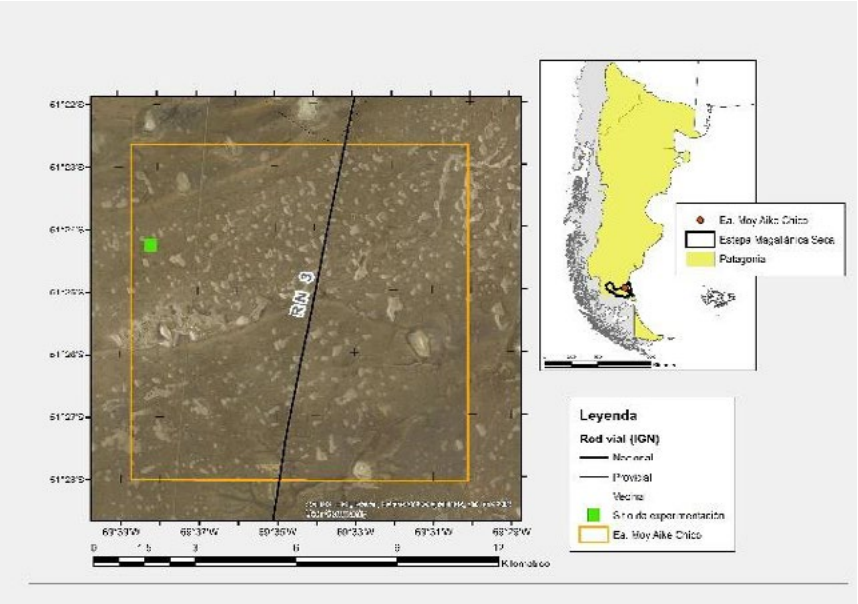
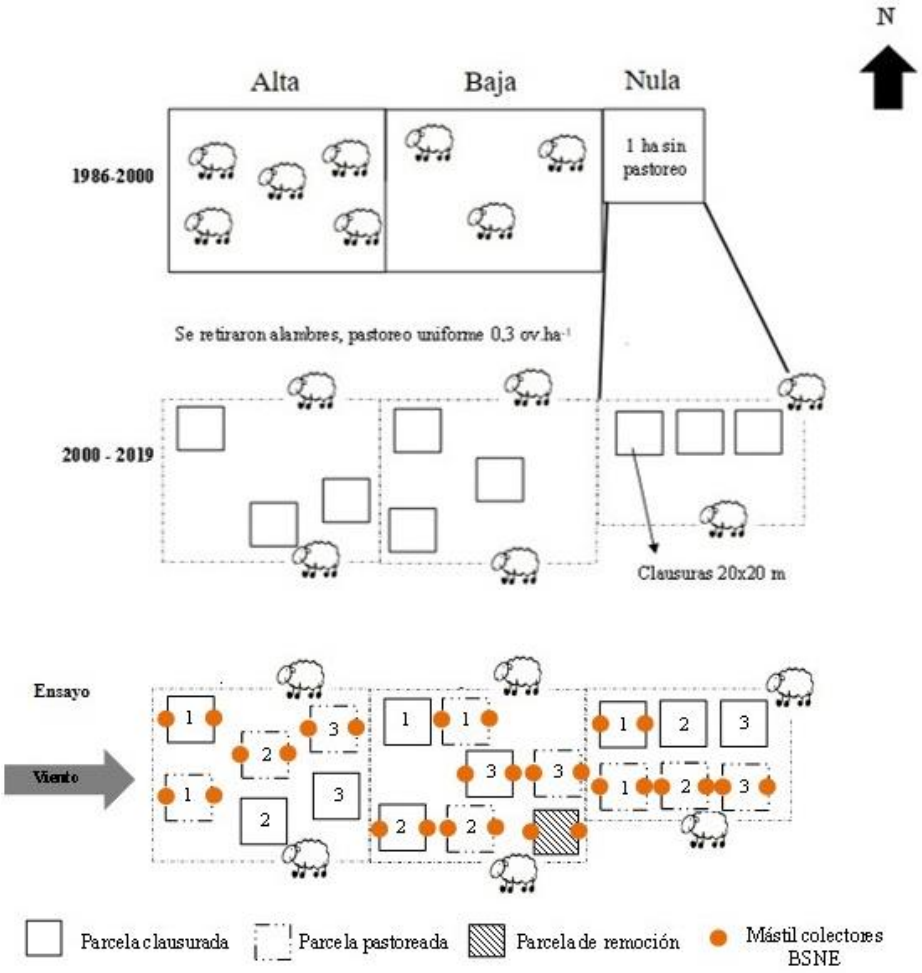


Figura 1. Sitio de estudio. El recuadro naranja corresponde a los limites catastrales del Establecimiento Moy Aike Chico. El punto verde, muestra el sitio de experimentación.

Se emplearon parcelas experimentales de 20×20 m sujetas a tres niveles de carga histórica de ovinos entre 1986 y 2000: alta (0,6 ov.ha^{-1}), baja (0,2 ov.ha^{-1}) y nula (sin pastoreo). Desde 2000, todo el pastizal recibe pastoreo uniforme (≈0,3 ov.ha^{-1}), manteniéndose seis parcelas por nivel de carga histórica, incluyendo tres clausuras por nivel. En 2017 se estableció una “Parcela de Referencia” con remoción total de la vegetación simulando una situación de máxima erodabilidad con remoción total de la vegetación (Figura 2).
En todas las parcelas con pastoreo, en una parcela clausurada por cada nivel de carga histórica y en la parcela de remoción de vegetación se instalaron “Parcelas de Erosión” descriptas por Colazo y colaboradores (2018) (Figura 2).



1162

Figura 2. Esquema del diseño experimental en la Ea. Moy Aike Chico. El diagrama superior corresponde a los niveles de carga históricos: alta (0,6 ov.ha-1), baja (0,2 ov.ha-1) y clausura (sin pastoreo). En el año 2000 se retiraron los alambrados y todo el área recibe pastoreo de carga uniforme (aproximadamente 0,3 ov.ha-1). En cada uno de los niveles de carga se establecieron 3 clausuras (delimitadas con alambres) y sus respectivos pares (marcadas con estacas) de 20x20 m que se mantienen hasta la actualidad. En el presente ensayo se sumó una parcela de la misma dimensión y se realizó la eliminación total de la vegetación. Los cuadrados con líneas completas representan las parcelas clausuradas, los de líneas discontinuas las que se encuentran bajo pastoreo y el relleno de líneas diagonales la parcela de remoción. Los números indican los pares de parcelas clausuras y pastoreadas para cada nivel de carga histórica. Los puntos naranjas representan los mástiles (con 3 colectores BSNE cada uno), uno ubicado al ingreso y otro al egreso de la parcela.

Se instalaron colectores Big Spring Number Eight (BSNE) (Fryrear, 1986) a 13,5, 50 y 150 cm de altura en mástiles ubicados a barlovento y sotavento de cada parcela, recolectando sedimentos entre mayo de 2018 y mayo de 2019.

La cantidad de sedimento recolectado se calculó por unidad de área de entrada (f(z)) (kg.m2) en cada altura de muestreo. La relación entre esta variable y la altura fue ajustada por medios de modelos no lineales de tipo exponencial. Esta función fue integrada matemáticamente entre 13,5 y 150 cm con el software Curve Expert 1.38 (Hyams, 2001). Se calculó la cantidad de material erosionado por hectárea (Q) para las parcelas. Al dato obtenido por mástil se lo multiplicó por el ancho de la parcela (20 m). La cantidad neta de material erosionado en las parcelas (kg.ha-1) se calculó como la diferencia entre Q del mástil colocado a barlovento menos el Q del mástil a sotavento.

El análisis estadístico incluyó ANOVA con contrastes de Duncan para fracciones granulométricas, considerando los factores nivel de carga histórica (nula, baja, alta) y exclusión de pastoreo (clausura vs. pastoreo). La pérdida de sedimentos netos se analizó por periodos de muestreo y, por nivel de carga histórica y clausura vs. pastoreo (2001-2019), utilizando un nivel de significancia de p <0,05 con el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2011).

RESULTADOS

El peso de los sedimentos capturados en las "Parcelas de Erosión" no presentó diferencias estadísticas entre los periodos considerados. Durante los 7 meses analizados, se observó que los colectores situados a barovento (este) capturaron menos sedimentos que los localizados a sotavento (oeste), en relación a los vientos predominantes de dirección SO. Esto implica que las parcelas se están erosionando y se refleja en los valores positivos de las barras de la Figura 3 para todas las parcelas excepto la de alta carga clausurada, que actuó como un sumidero de sedimentos. Las pérdidas siempre fueron superiores en las parcelas pastoreadas desde 2001 hasta la actualidad en relación a las que se mantuvieron clausuradas, con un máximo (356 kg.ha-1) en las parcelas que habían recibido alta carga ganadera entre 1986 - 2000. En las parcelas que permanecieron con baja carga entre 1986 – 2000, las diferencias entre las clausuradas y pastoreadas entre 2001 - 2019 fueron mínimas. No se evidenciaron diferencias significativas (p >0,05) para ninguno de los tratamientos (Figura 3). En promedio, las parcelas pastoreadas perdieron alrededor de 226 kg.ha-1 y las clausuradas retuvieron alrededor de 243 kg.ha^{-1} de sedimentos. La máxima pérdida neta de sedimentos se registró en la "Parcela de Referencia" (6305 kg.ha^{-1}) que representa la potencialidad de pérdida de estos suelos por erosión eólica (Figura 3).

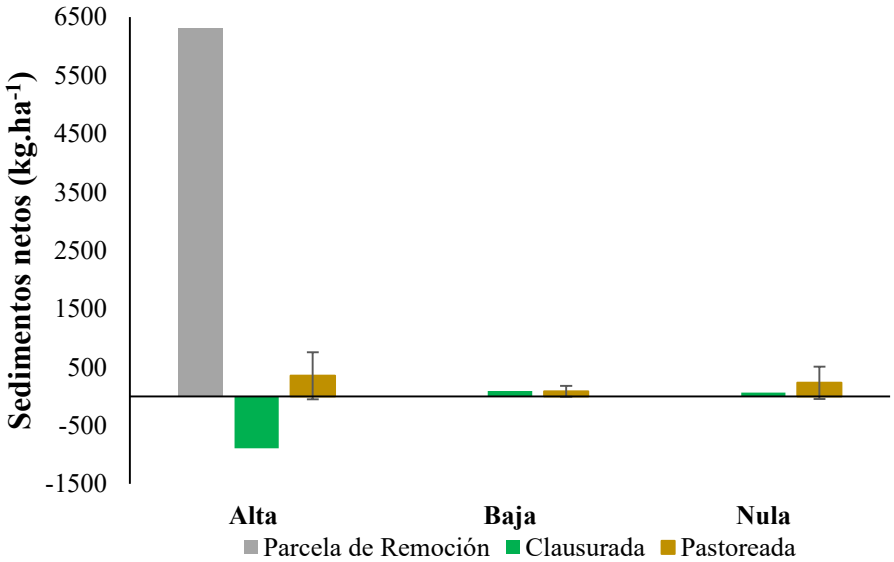


Figura 3. Peso medio de sedimentos netos (promedio de la diferencia entre el peso de los sedimentos colectados en el mástil este - oeste para todo el periodo de muestreo de diciembre/18 a mayo/19 en las "parcelas de erosión". Se diferenciaron las parcelas de distintos niveles de carga histórica en el ensayo 1986 - 2000, y las parcelas clausuradas (en verde) y pastoreadas (color ocre) entre 2001-2019. La barra de color gris, muestra la potencial erosión (Parcela de Remoción). El error estándar (barras negras) se calculó solamente en las parcelas pastoreadas ya que no había repeticiones en las parcelas clausuradas.

DISCUSIÓN

En el sitio de muestreo, la pérdida de suelo acumulada durante primavera, verano y otoño puede ser considerada como la tasa de erosion anual, ya que en invierno los suelos patagónicos suelen permanecer húmedos o congelados, limitando la erosión eólica. El flujo neto de sedimentos disminuyó e incluso se revirtió en áreas en clausura, que actuaron como sumideros de partículas. No obstante, esta estimación podría subestimar la magnitud real del proceso debido al menor tamaño de las parcelas experimentales (20 × 20 m) respecto de otros estudios y a la exclusión de partículas transportadas por debajo de los 13,5 cm. A pesar de estas diferencias metodológicas, las tasas obtenidas fueron comparables a valores reportados en otros sistemas patagónicos (Aimar, 2016). Estudios previos también indican que coberturas vegetales relativamente bajas reducen significativamente el flujo de sedimentos (Buschiazzo et al., 2009). Si bien las parcelas pastoreadas mostraron bajos volúmenes de sedimentos, la remoción de la cobertura vegetal puede generar pulsos de erosión de alta intensidad, lo que sugiere un comportamiento no lineal de tipo umbral (Aubault et al., 2015). En conjunto, los resultados indican que los pastizales de la Estepa Magallánica Seca con coberturas cercanas al 60 % presentan pérdidas netas de sedimentos muy bajas, independientemente del manejo histórico, en concordancia con modelos de redistribución estable entre fuentes y sumideros.

CONCLUSIONES

Los resultados indican que la erosión eólica en la Estepa Magallánica Seca es baja bajo condiciones de cobertura vegetal cercana al 60%, aun en sitios con distinto historial de pastoreo. La presencia de áreas en clausura favorece la retención de sedimentos y el funcionamiento del sistema como un mosaico de fuentes y sumideros, sin pérdidas netas significativas de suelo. Estos hallazgos refuerzan la importancia de mantener niveles adecuados de cobertura vegetal para preservar la estabilidad de los suelos patagónicos y sugieren que los mayores riesgos de erosión eólica se asocian a disturbios severos que superan umbrales críticos del sistema.

BIBLIOGRAFÍA

Aimar, S. B. (2016). Calidad del material erosionado por el viento en suelos de Argentina. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.

Aubault, H., N. P. Webb, C. L. Strong, G. H. McTainsh, J. F. Leys y J. C. Scanlan. (2015). Grazing impacts on the susceptibility of rangelands to wind erosion: The effects of stocking rate, stocking strategy and land condition. *Aeolian Research* 17:89-99.

Beeskow, A. M., N. O. Elissalde y C. M. Rostagno. (1995). Ecosystem changes associated with grazing intensity on the Punta Ninfas rangelands of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management*:517-522.

Bertiller, M. B. y A. Bisigato. (1998). Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model for the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8:191-199.

Buschiazzo, D. y S. Aimar. (2003). Erosión eólica: procesos y predicción. *Viento, Suelo y Plantas*. Golberg y Kin.

Buschiazzo, D. E. (2006). Management systems in southern South America. *Dryland Agriculture*:395-425.

Buschiazzo, D. E., J. Panebianco, G. Guevara, J. Rojas, J. Zurita, D. Bran, D. López, J. Gaitán y P. Hurtado. (2009). Incidencia potencial de la erosión eólica sobre la degradación del suelo y la calidad del aire en distintas regiones de la Argentina. *Ciencia del Suelo* 27:255-260.

Chartier, M. P. y C. M. Rostagno. (2006). Soil erosion thresholds and alternative states in northeastern Patagonian rangelands. *Rangeland Ecology & Management* 59:616-624.

Colazo, J. C. y D. E. Buschiazzo. (2010). Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159:228-236.

Colazo, J. C., M. Méndez y D. E. Buschiazzo. (2018). Medición de la erosión eólica. In A. R. Quiroga, R. Fernández y C. Alvarez, editors. *Análisis y evaluación de propiedades físico hídrica de los suelos*. Ediciones INTA, Anguil, La Pampa. Páginas 37-45.

Di Rienzo, J., F. Casanoves, M. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C. Robledo. (2011). InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.

Fryrear, D. (1986). A field dust sampler. *Journal of Soil and Water Conservation* 41:117-120.

Golluscio, R., A. Deregibus y J. Paruelo. (1998). Sustainability and range managment in the Patagonian Steppes. *Ecología Austral* 8:265-284.

Hyams, D. (2001). CurveExpert Version 1.38. A curve fitting system for Windows. Hixson.

Mendez, M. J. y D. E. Buschiazzo. (2015). Soil coverage evolution and wind erosion risk on summer crops under contrasting tillage systems. *Aeolian Research* 16:117-124.

Parizek, B., C. Rostagno y R. Sottini. (2002). Soil erosion as affected by shrub encroachment in northeastern Patagonia. *Range Management* 55:43-48.

Rostagno, C. M., H. F. del Valle y D. Buschiazzo. (2004). La erosión eólica. *Peligrosidad Geológica en Argentina*. ASAGAI. (En CD).

Schlesinger, W. H., J. F. Reynolds, G. L. Cunningham, L. F. Huenneke, W. M. Jarrell, R. A. Virginia y W. G. Whitford. (1990). Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247:1043-1048.

Van de Ven, T., D. Fryrear y W. Spaan. (1989). Vegetation characteristics and soil loss by wind. *Journal of Soil and Water Conservation* 44:347-349.

Webb, N. P. y C. L. Strong. (2011). Soil erodibility dynamics and its representation for wind erosion and dust emission models. *Aeolian Research* 3:165-179.

Wolfe, S. A. y W. G. Nickling. (1993). The protective role of sparse vegetation in wind erosion. *Progress in Physical Geography* 17:50-68.

EFECTO DEL PASTOREO SOBRE EL PERFIL DE VELOCIDAD DE VIENTO EN LA ESTEPA MAGALLÁNICA SECA

Schenkel, C. A.[1*], Colazo, J. C.[2], Oliva, G. E.[3]

[1] INTA AER Guatraché. Guatraché, La Pampa; [2] INTA EEA San Luis. Villa Mercedes, San Luis. Universidad Nacional de San Luis (UNSL); [3] INTA EEA Santa Cruz. Río Gallegos, Santa Cruz. Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Unidad Académica Río Gallegos. Santa Cruz, Argentina. * schenkel.cintia@inta.gob.ar

RESUMEN: La erosión eólica afecta suelos sueltos y con escasa cobertura en ambientes áridos y semiáridos, siendo la vegetación el principal factor de protección. Este estudio evaluó el efecto de la cobertura vegetal y del manejo histórico del pastoreo sobre el perfil vertical de viento en parcelas de la Estepa Magallánica Seca mediante túneles de viento. Las parcelas con alta carga histórica mostraron mayores velocidades, mientras que la exclusión del pastoreo redujo la velocidad y la remoción total de la vegetación aumentó significativamente la velocidad a 10 cm de altura. Estos resultados evidencian que la vegetación regula la energía del viento en la capa superficial, afectando directamente la susceptibilidad del suelo a la erosión. Mantener cobertura vegetal y un manejo prudente del pastoreo es clave para conservar la estabilidad del suelo en estos ecosistemas.

PALABRAS CLAVE: Erosión eólica, Perfil de viento, Cobertura vegetal.

INTRODUCCIÓN

La erosión eólica es un proceso natural que ocurre con mayor intensidad en suelos sueltos, secos y con escasa cobertura, especialmente en ambientes áridos y semiáridos, donde los primeros 20 cm suelen ser poco desarrollados, de textura gruesa y con escasa estructura, y las precipitaciones son concentradas en cortos períodos de tiempo (Buschiazzo y Aimar, 2003; Rostagno et al., 2004). La cobertura vegetal constituye el principal factor de protección frente a la erosión, y su alteración por prácticas de manejo o cambios en el uso del suelo aumenta la susceptibilidad a la pérdida de suelo (Colazo y Buschiazzo, 2010).

La velocidad y el transporte de partículas por el viento dependen de la energía cinética del flujo y de los elementos rugosos de la superficie, principalmente la vegetación. La forma, altura, porosidad y disposición de las plantas modifican el flujo de aire y generan zonas de baja velocidad (“estelas”) que reducen la erosión (Grant y Nickling, 1998). En Patagonia, el pastoreo puede reducir la cobertura vegetal y modificar los regímenes de flujo del viento, aumentando la vulnerabilidad del suelo (Rostagno et al., 2004).

Aunque los túneles de viento permiten estudiar experimentalmente la relación entre vegetación y transporte de sedimentos (Cornelis & Gabriels, 2004), los estudios en pastizales naturales y semiáridos a campo son limitados (Hagen & Casada, 2013; Suter-Burri et al., 2013). En la Estepa Magallánica Seca existen estimaciones de la superficie afectada por la erosión (Oliva et al., 2017), pero se desconoce la dinámica del proceso y cómo el manejo histórico del pastoreo influye en la velocidad del viento y en la pérdida de suelo.

Es por ello, que nuestro objetivo fue evaluar el efecto del pastoreo de diferentes coberturas en los perfiles de viento de en la Estepa Magallánica Seca.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la Estancia Moy Aike Chico (51°24′ S, 69°38′ O), ubicada en la Estepa Magallánica Seca, provincia de Santa Cruz, Argentina (Figura 1). En el área predominan suelos Natrargides xéricos, asociados a Paleargides xéricos. La cobertura vegetal promedio es del 60 %, distribuida en parches vegetados e interparches de aproximadamente 50 cm. La

precipitación media anual varía entre 170 y 270 mm, con una leve concentración durante el verano. Los vientos predominantes provienen del sudoeste, con velocidades medias de 15-22 km·h^{-1} y máximas registradas entre los meses de septiembre y enero.

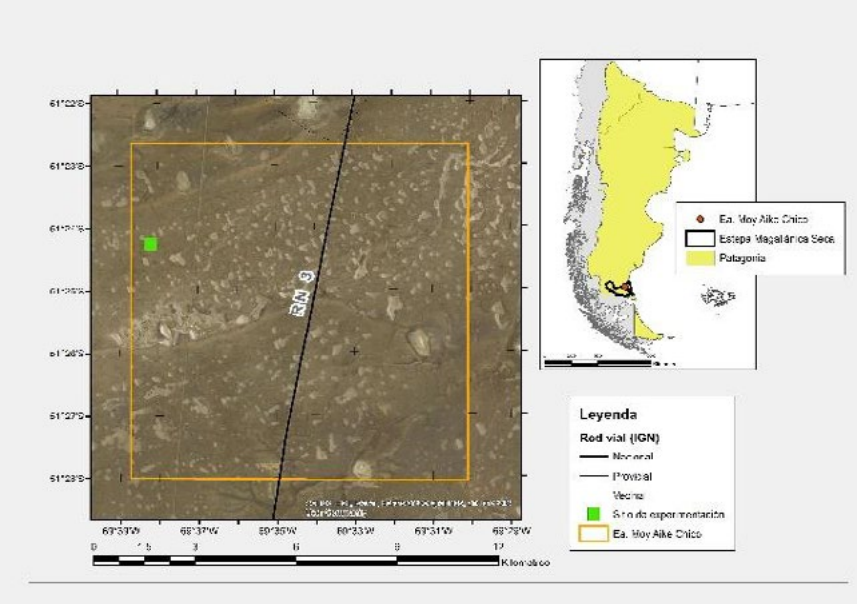


Figura 1. Sitio de estudio. El recuadro naranja corresponde a los limites catastrales del Establecimiento Moy Aike Chico. El punto verde, muestra el sitio de experimentación.

Se emplearon parcelas experimentales de 20 × 20 m sometidas a tres niveles de carga histórica de ovinos durante el período 1986-2000: alta (0,6 ov·ha^{-1}), baja (0,2 ov·ha^{-1}) y nula (sin pastoreo). A partir del año 2001, el pastizal fue manejado con una carga uniforme aproximada de 0,3 ov·ha^{-1} en toda el área. Para cada nivel de carga histórica se mantuvieron seis parcelas, incluyendo tres clausuras por tratamiento (Figura 2).

La erosión eólica fue simulada mediante un túnel de viento portátil, según la metodología descripta por Méndez et al. (2006). Las simulaciones se realizaron para cada nivel de carga histórica, seleccionándose en cada caso una parcela clausurada y una parcela bajo pastoreo desde 2001. En cada una de ellas se delimitaron tres subparcelas de 0,5 × 4 m, donde se instaló el túnel de viento y se realizaron 2 simulaciones, la primera sobre vegetación natural (VN) y la segunda con remoción total de vegetación (R). La remoción de la vegetación, solamente se realizó en las parcelas bajo pastoreo (Figura 2). Para la medición del perfil vertical de velocidad del viento, al final del túnel se colocaron anemómetros con sistema de tubos Pitot (Pressure and Flow Meter CEM/DT-8920) a alturas de 10, 20, 30, 50 y 80 cm sobre la superficie del suelo. La velocidad del viento se registró cada 1 segundo durante simulaciones de 15 minutos de duración. El túnel fue operado a un régimen constante de 3500 rpm, medido con un tacómetro digital, correspondiente a la potencia máxima del motor.

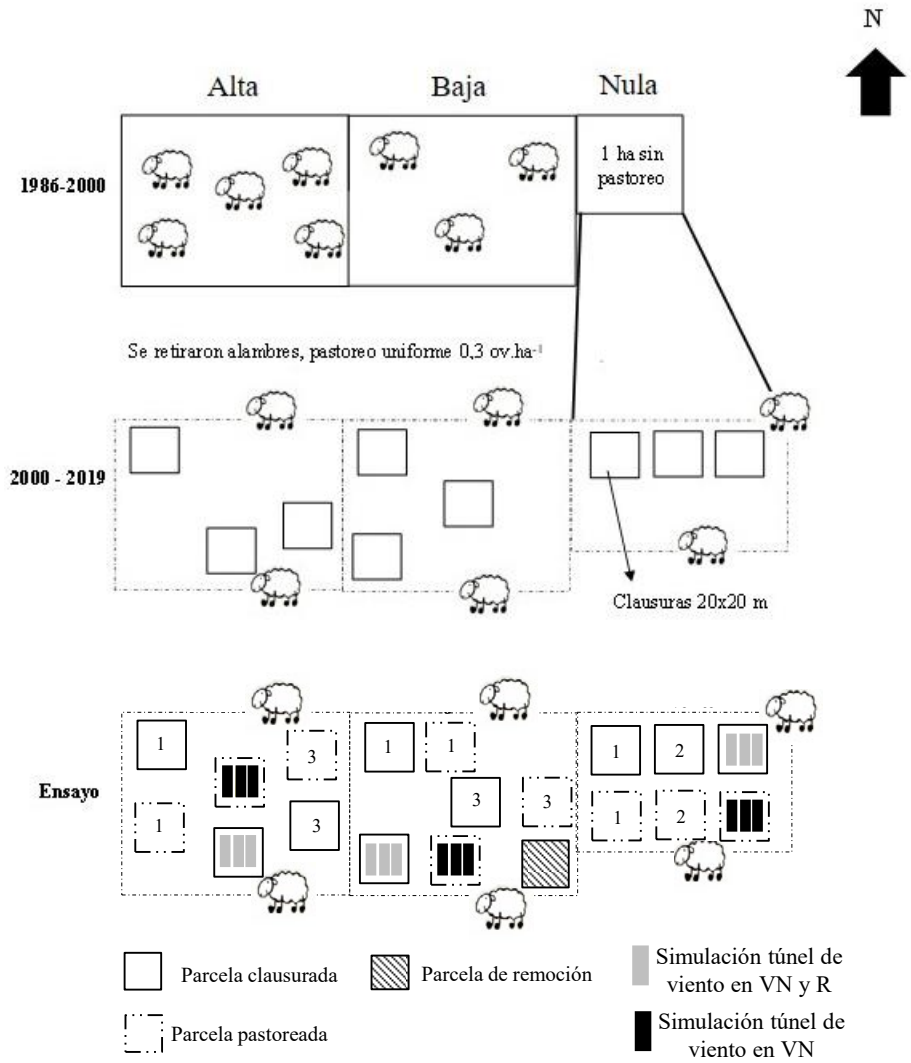


Figura 2. Esquema del diseño experimental en la Ea. Moy Aike Chico. El diagrama superior corresponde a los niveles de carga históricos: alta (0,6 ov.ha-1), baja (0,2 ov.ha-1) y clausura (sin pastoreo). En el año 2001 se retiró el alambrado y todo el área recibe pastoreo de carga uniforme (aproximadamente 0,3 ov.ha-1). En cada uno de los niveles de carga se establecieron 3 clausuras (delimitadas con alambres) y sus respectivos pares (marcadas con estacas) de 20x20 m que se mantienen hasta la actualidad. Los cuadrados pequeños con líneas completas simbolizan las parcelas clausuradas, los de líneas discontinuas las que se encuentran bajo pastoreo y el relleno de líneas diagonales la parcela de remoción. Los números indican los pares de parcelas clausuras y pastoreadas para cada nivel de carga histórica. Los rectángulos grises representan las simulaciones con túnel de viento solamente sobre la vegetación natural y en negros, en cuales se eliminó toda la vegetación.

Los datos de velocidades de viento fueron analizados mediante Análisis de Varianza (ANOVA). Se realizaron comparaciones para: 1) nivel de carga histórica (alta, baja y nula), 2) condición de pastoreo (clausura vs. pastoreo) y 3) presencia o ausencia de vegetación natural (VN vs. R) en función de la altura de medición. Las comparaciones de medias se realizaron mediante el test de Duncan, con un nivel de significancia de $p < 0,05$, utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El uso del túnel de viento permitió evaluar el efecto de la cobertura vegetal sobre el perfil vertical de la velocidad del viento en parcelas de la Estepa Magallánica Seca. A lo largo de todo el perfil, la velocidad promedio no mostró diferencias significativas entre tratamientos (p

>0,05). Sin embargo, se observó una tendencia a mayores velocidades en las parcelas pastoreadas con alta carga histórica (1986–2000), alcanzando hasta 31 km·h⁻¹, mientras que la exclusión del pastoreo desde 2001 tendió a reducir la velocidad en estas parcelas (Tabla 1). En la Tabla 1, se muestra la comparación de medias por filas. Las letras mayúsculas comparara los distintos niveles de carga histórica en parcelas pastoreadas, clausuradas y pastoreadas con remoción total de la vegetación. Las letras minúsculas, comparan la velocidad media de las parcelas pastoreadas, excluídas del pastoreo y las pastoreadas con remoción de la vegetación.Este patrón sugiere que, aunque las diferencias no fueron estadísticamente significativas, la estructura residual de la vegetación generada por el manejo histórico puede modificar el flujo de viento cercano al suelo (Raupach et al., 1993; Webb et al., 2014). La remoción total de la vegetación natural produjo un aumento generalizado de la velocidad media del viento a lo largo del perfil (Tabla 1), lo que evidencia el papel crítico de la vegetación como elemento de rugosidad que disipa la energía del viento y reduce su velocidad. Estos resultados concuerdan con estudios previos en pastizales semiáridos, donde la pérdida de cobertura vegetal genera un desplazamiento hacia mayores velocidades en la capa superficial (Hoffmann et al., 2008; Shao, 2008).

Tabla 1. Velocidad media de viento (km.h^{-1}) para los distintos niveles de carga histórica (1986-2000), parcelas clausuras y pastoreadas desde 2001 hasta la actualidad y aquellas pastoreadas en las que se realizó la eliminación total de la vegetación natural (Pastoreo + Remoción). NC: Nivel de carga histórica (1986-2000). Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p >0,05).

	Velocidad (km.h^{-1})					
NC	Pastoreada		Clausura		Pastoreada+ Remoción	
Alta	31,0	A	23	A	32,0	A
Baja	25,4	A	27,7	A	30,0	A
Nula	26,6	A	27,1	A	29,3	A
Promedio	27,6	a	25,9	a	30,4	a

El análisis detallado de los primeros 30 cm del perfil, donde la vegetación ejerce su mayor influencia, mostró que la velocidad promedio fue mayor en parcelas con alta carga histórica, alcanzando hasta 37 km·h⁻¹ a los 30 cm (Figura 3). Los tratamientos de baja y nula carga presentaron perfiles menores y similares entre sí. La exclusión del pastoreo desde 2001 redujo la velocidad en todo el perfil, con un mínimo de 16,11 km.h⁻¹ a 10 cm en parcelas siempre excluidas (Figura 3). Este desplazamiento del perfil vertical concuerda con lo reportado en pastizales semiáridos de Mongolia (Hoffmann et al., 2008) y resalta que la recuperación parcial de la vegetación puede moderar los efectos del manejo histórico.

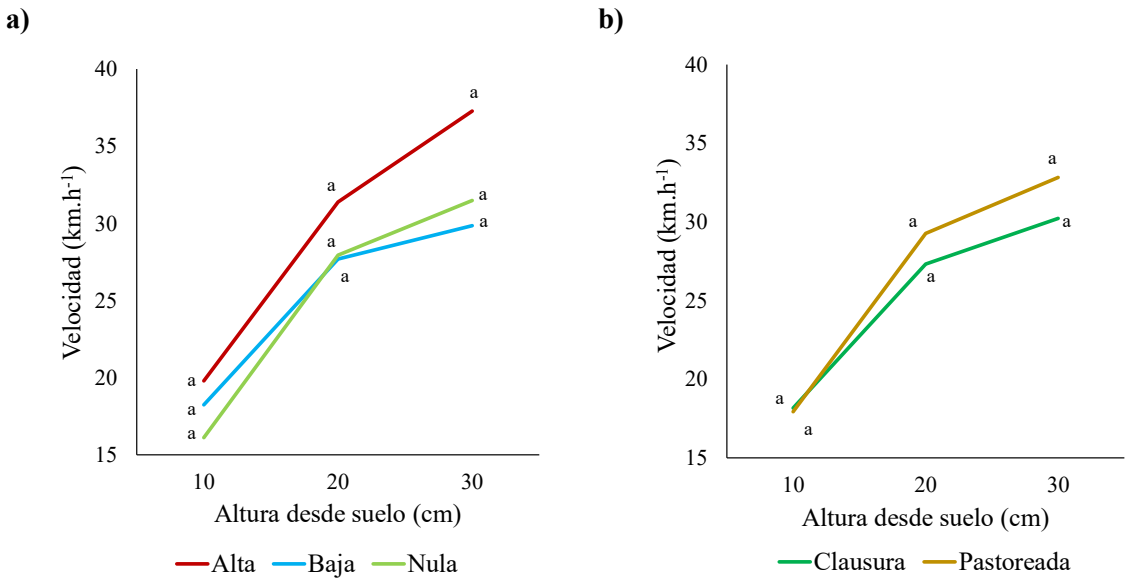


Figura 3. Velocidad del viento registrada con tubos Pitot ubicados a 10, 20 y 30 cm de altura sobre el suelo en el túnel de viento. (a) Niveles históricos de carga animal (1986–2000): alta (rojo), baja (azul) y nula (verde). (b) Tratamientos desde 2001 hasta la actualidad: parcelas clausuradas (verde) y pastoreadas (ocre). En (a), letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre niveles de carga; en (b), letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre parcelas clausuradas y pastoreadas.

El tratamiento de remoción total produjo un aumento significativo de la velocidad del viento en la capa más cercana al suelo, de 17 a 32 km·h⁻¹ a 10 cm de altura, mientras que a 20 cm el efecto fue menor y no significativo, y a 30 cm no se registraron cambios (Figura 4). Esto demuestra que la vegetación controla principalmente la capa crítica para la erosión eólica, confirmando la relación entre rugosidad superficial y velocidad del viento (Shao, 2008; Zobeck & Van Pelt, 2014).

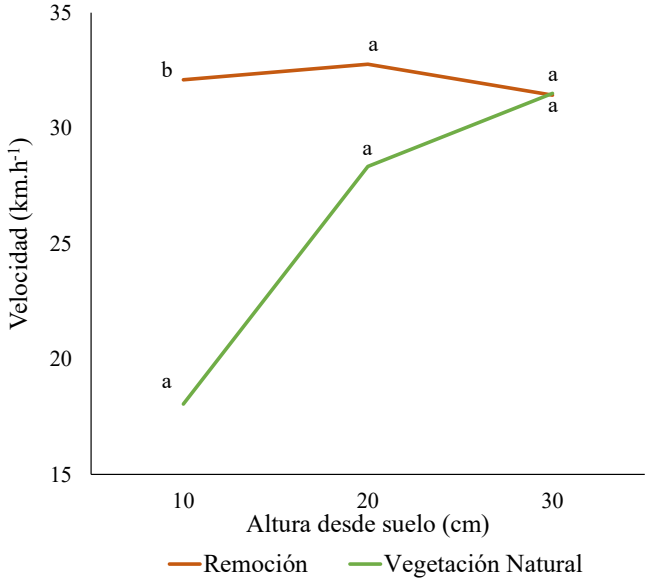


Figura 4. Perfil de viento para los tubos pitot de 10, 20 y 30 cm de altura desde el suelo en el túnel de viento para parcelas pastoreadas con Vegetación Natural (verde) y las mismas parcelas luego de la Remoción total de la vegetación (naranja). Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$) en la velocidad de viento (km.h^{-1}) entre las parcelas con Remoción y las de vegetación Natural a cada una de las alturas.

A pesar de que muchas diferencias no alcanzaron significancia estadística, los resultados tienen clara relevancia ecológica y de manejo: la cobertura vegetal regula el perfil de viento cercano al suelo y, por lo tanto, influencia directamente la susceptibilidad de los suelos a la erosión eólica. La pérdida de vegetación o la alteración por pastoreo intenso incrementa la velocidad del viento en la capa superficial, potencializando el transporte de partículas y la degradación del suelo (Webb et al., 2014; Buschiazzo y Aimar, 2003).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que la vegetación natural de la Estepa Magallánica Seca desempeña un papel fundamental en la regulación del perfil de viento, especialmente en la capa superficial del suelo (0-30 cm), donde se inicia la erosión eólica. Las parcelas con alta carga histórica presentaron mayores velocidades de viento, mientras que la exclusión prolongada del pastoreo contribuyó a reducir la velocidad en todo el perfil, evidenciando la capacidad de recuperación de la vegetación. La remoción total de la cobertura vegetal generó un aumento significativo de la velocidad del viento en la zona crítica, confirmando que la rugosidad superficial es un factor determinante para la erosión. En conjunto, estos hallazgos muestran la importancia de mantener la cobertura vegetal y un manejo prudente del pastoreo para conservar la estabilidad de los suelos y minimizar el riesgo de degradación eólica en ambientes áridos y semiáridos.

BIBLIOGRAFÍA

Buschiazzo, D. E. y Aimar, S. B. (2003). Erosión eólica: Procesos y Predicción. En: Viento, Suelo y Plantas. Golberg y Kin (eds). INTA.

Colazo, J. C. y Buschiazzo, D. E. (2010). Impacto del pastoreo sobre la erosión eólica en la Patagonia. Agrociencia, 14(2), 45–55.

Cornelis, W. and Gabriels, D. (2004). The effect of vegetation on wind erosion. Catena, 56, 1–16.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. (2011). InfoStat, versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Grant, R. F. and Nickling, W. G. (1998). Wind flow and sediment transport in arid landscapes. Earth Surface Processes and Landforms, 23, 123–139.

Hagen, L. J. and Casada, D. A. (2013). Wind erosion mechanics and control. Journal of Soil and Water Conservation, 68, 15–23.

Hoffmann, C., Funk, R., Wieland, R., Li, Y. and Sommer, M. (2008). Effects of grazing on wind erosion and sediment fluxes in Mongolian grasslands. Journal of Arid Environments, 72, 1234–1247.

Mendez, M., J. D. D. Herrero y D. Buschiazzo. 2006. Desarrollo de un túnel de viento portátil para la medición de erosión eólica: XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy.

Oliva, R., Aimar, S. y Buschiazzo, D. (2017). Impacto del pastoreo en la erosión eólica en suelos áridos. Agrociencia, 21, 55–68.

Rostagno, C., Fernández, R. y López, M. (2004). Estudio de la erosión eólica en suelos de Argentina. Soil y Tillage Research, 78, 1–15.

Raupach, M. R., Gillette, D. A. and Leys, J. F. (1993). The effect of roughness elements on wind erosion threshold. Journal of Geophysical Research, 98(D7), 12719–12726.

Shao, Y. (2008). Physics and modelling of wind erosion. Springer.

Suter-Burri, N., Bielders, C. L. and Fryrear, D. W. (2013). Wind erosion modeling and field validation. Aeolian Research, 11, 45–56.

Webb, N. P., Strong, C. L. and McTainsh, G. H. (2014). Aeolian sediment transport and vegetation structure. Aeolian Research, 15, 25–39.

Zobeck, T. M., and Van Pelt, R. S. (2014). Wind erosion processes and control. Advances in Agronomy, 125, 1–55.

ECUACIONES PREDICTIVAS DE CARBONO ORGÁNICO A PARTIR DEL MÉTODO DE CALCINACIÓN EN SUELOS DE LA PAMPA AUSTRAL

Schmidt, E.[1*], Montenegro, I.[1], Garay, M.[1], Amiotti, N.[1]

[1]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Argentina. *eschmidt@criba.edu.ar

RESUMEN: Los métodos de combustión seca y calcinación (LOI) son ampliamente utilizados para determinar contenidos de carbono orgánico total (COT) y de materia orgánica (MO) edáficos. Estas técnicas se vinculan entre sí para la conversión del COT a MO y viceversa, a través del factor (FC) 1,724. Sin embargo, se ha demostrado que este último posee una gran variabilidad. En este contexto, el objetivo de este trabajo es determinar ecuaciones de regresión que estimen el COT a partir de la determinación de MO por LOI en suelos de la Pampa Austral. Nos proponemos: i) examinar si existe variabilidad en las relaciones MO-COT considerando distintos ecosistemas, tipo de vegetación y profundidad de muestreo, y ii) determinar cuál es el FC más adecuado para los suelos bajo estudio. La experiencia se realizó en dos ambientes: el sistema de Ventania (SV) y las dunas costeras del Litoral marítimo (LM). En cada uno de ellos se tomaron muestras del suelo mineral (0-20 cm, 20-50 cm y 50-100 cm de profundidad), bajo vegetación natural graminosa (SR) y montes forestales de *Eucalyptus spp.* (ME). Se determinó el COT (LECO) y la MO (LOI). Se realizaron regresiones lineales MO-COT y se compararon las ordenadas al origen y las pendientes, a fin de establecer si existía o no coincidencia entre las rectas. Las regresiones obtenidas fueron significativas en todos los casos (R^2 entre 0,47 y 0,97), por lo que el método de calcinación resulta ser una alternativa económica, práctica y sencilla para estimar los contenidos de COT en la región, bajo condiciones de suelo similares a las descriptas. En LM se logró ajustar un solo modelo para todos los datos (COT=0,29MO+0,08, R^2=0,96), mientras que en SV resulta más adecuado un modelo para ME (COT=0,53MO-0,92, R^2=0,97) y otro para SR (COT=0,38MO+1,45, R^2=0,90). Los FC resultantes fueron 3,42, 1,88 y 2,61, respectivamente.

PALABRAS CLAVE: relaciones MO-COT, método de Dumas, materiales parentales.

1172

INTRODUCCIÓN

Dentro de las varias técnicas analíticas para la determinación del carbono orgánico total (COT), el método de combustión seca de Dumas es utilizado como referencia, dada su exactitud y precisión (Lettens et al., 2007). Sin embargo, es relativamente costoso y requiere de personal calificado. Por otro lado, el método de calcinación o pérdida de peso por ignición (LOI) que determina el contenido de materia orgánica total (MO) posee la ventaja de que se pueden procesar gran cantidad de muestras al mismo tiempo, posee un bajo costo en equipamientos (De Vos et al., 2005) y no emplea reactivos químicos. Sin embargo, en ciertos casos produce una sobreestimación de la MO (Grewal et al., 1991).

Para la conversión de valores de COT en estimaciones de MO, se ha utilizado (y aún se lo sigue haciendo) el factor de conversión (FC) de 1,724 ("factor van Bemmelen") basado en la suposición de que en la composición de la MO el 58% es carbono. Sin embargo, diversas investigaciones demuestran que dicho factor puede estar influenciado por el tipo de cubierta vegetal, profundidad en el perfil y contenido de arcilla, entre otros (Pribyl, 2010; Baker, 2023). En este contexto, Konen et al. (2002) afirman que resulta más adecuado desarrollar ecuaciones predictivas para el COT a partir de la MO. Sin embargo, en la mayoría de las investigaciones se establece claramente que las ecuaciones de regresión generadas sólo

son válidas para las condiciones en las cuáles se desarrolló el estudio y es riesgoso realizar extrapolaciones sin las verificaciones adecuadas (Konen et al., 2002).
El objetivo general de este trabajo es determinar ecuaciones de regresión regionales que estimen el COT a partir de la determinación de MO por LOI en suelos bajo bosques de eucaliptos y vegetación natural de la Pampa Austral. Ante la posibilidad de un desarrollo forestal en la región y considerando el creciente interés en el secuestro de carbono, resulta de utilidad tener un método fácil y rápido para evaluar su contenido en los suelos y establecer su tendencia en el tiempo. Los objetivos específicos son: i) examinar si existe variabilidad en las relaciones LOI-COT considerando distintos ecosistemas, tipo de vegetación y profundidad de muestreo, y ii) determinar cuál es el factor de conversión de MO a COT más adecuado para los suelos evaluados.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó en dos ambientes contrastantes de la Pampa Austral: el sistema de Ventania (SV, temperatura media anual: 14,0 °C, precipitación media anual: 900 mm) y las dunas costeras del Litoral marítimo (LM; temperatura media anual: 15,2 °C, precipitación media anual: 661 mm). Los suelos evaluados clasificaron como Udoles y Psammentes, evolucionados sobre sedimentos loéssicos y arenas eólicas recientes, respectivamente. En cada uno de los ambientes descriptos se consideraron sectores bajo vegetación natural graminosa (situación de referencia, SR) y montes forestales maduros de *Eucalyptus spp.* con edades de 75-80 años (ME). Las muestras de suelo mineral disturbadas (con barreno) se tomaron a tres profundidades (0-20 cm, 20-50 cm y 50-100 cm), previa remoción del horizonte O en el caso de ME. En laboratorio se removieron las raíces y restos vegetales identificables de las muestras de suelo (N=180), las que luego fueron secadas al aire, mortereadas y tamizadas por 2 mm (no tenían CaCO3).
En la Tabla 1 se detallan los contenidos de las fracciones arena, limo y arcilla de los suelos de Ventania obtenidas por el método de la pipeta. En todos los casos la textura correspondió a las clases franca y franco arcillosa y no se encontraron diferencias entre profundidades ni tipos de vegetación. En el caso de los Psammentes se observó un marcado predominio de la fracción arena (90%-98%), sin diferencias estadísticas entre situaciones ni profundidades (datos no mostrados).

Tabla 1. Valores medios (g kg^{-1}) de las fracciones arcilla, limo y arena en los suelos del área de Ventania.

Profundidad	Arcilla (< 2 µm)	Limo (2 – 50 µm)	Arena (50 – 2000 µm)
0-20 cm	291 (224-390)	369 (240-501)	340 (172-512)
20-50 cm	308 (233-358)	365 (230-510)	327 (207-537)
50-100 cm	273 (189-381)	366 (235-491)	362 (194-527)

Entre paréntesis, valores mínimos y máximos.

El COT se determinó por el método de combustión seca, utilizando un analizador de carbono elemental LECO (modelo C-832). Brevemente, el procedimiento consta en insertar una muestra de suelo (máx. 3,5 g) dentro del horno del equipo calibrado en 1350 ºC durante aproximadamente 1 minuto. El resultado se obtiene de la medición (mediante celdas infrarrojas) del C del CO_2 desprendido producto de la combustión. Para una completa combustión de la muestra, además del calor, el equipo suministra oxígeno aeronáutico. Para la cuantificación de la MO se empleó el método de calcinación o pérdida de peso por ignición. Se pesaron 5 g de muestra en crisoles que posteriormente se colocaron en estufa durante 24 h a 105 ºC. Las muestras fueron luego enfriadas en desecador y pesadas. Por último, se colocaron en una mufla a 550 ºC durante 2 h (Schulte & Hopkins 1996; Martínez et al., 2017), registrándose el peso nuevamente luego de estar en el desecador. El cálculo de la MO se realizó por diferencia del peso del suelo en ambas temperaturas mediante la siguiente ecuación:

$$\text{MO (g kg}^{-1}) = ((\text{peso 105 °C} - \text{peso 550 °C}) / \text{peso 105 °C}) * 1000$$

Para el análisis estadístico, se utilizaron los softwares InfoStaT y R. Cada monte y su área adyacente que sostiene la vegetación natural se consideró un bloque en un diseño de bloques completos al azar. Se realizaron regresiones lineales considerando el contenido de COT determinado por el método de combustión seca como variable dependiente y las determinaciones de MO por calcinación (LOI) como variable regresora, evaluando el ajuste de los modelos mediante el estudio de residuales. Finalmente se realizó la comparación de las ordenadas al origen y las pendientes de las regresiones obtenidas, a fin de establecer si existía coincidencia entre las rectas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los cambios ocurridos en el uso de la tierra representan una de las causas principales de las modificaciones en el stock del COT. Los resultados muestran un amplio rango en sus concentraciones (3,4 a 61,7 g kg^{-1} y 0,4 a 17,5 g kg^{-1} para los Udoles y Psammentes, respectivamente). La introducción de eucaliptos en ambos ambientes incrementó el COT respecto a la SR particularmente en los suelos de textura más fina, donde las diferencias resultaron significativas en las tres profundidades evaluadas, con aumentos de 18,9 g kg^{-1} (0-20 cm), 13,4 g kg^{-1} (20-50 cm) y 5,9 g kg^{-1} (50-100 cm). En el caso de los suelos descriptos en LM, las diferencias fueron más expresadas y significativas en el espesor 0-20 cm con valores de COT bajo los árboles que superaron en un 68% a los medidos en la situación de referencia (Schmidt y Garay, 2022).

Las regresiones lineales entre los valores de MO determinados por LOI y de COT determinados por el método de combustión seca resultaron altamente significativas en todos los casos, con valores de R^2 entre 0,47 y 0,97 (Tablas 2 y 3). Los valores de intersección de las rectas correspondientes al LM fueron más bajos que los obtenidos en los modelos para el SV. Dichos valores expresan el efecto residual de otros componentes (e.g. agua interlaminar), por lo que el efecto sería más fuerte en suelos con mayores contenidos de arcilla (Grewal et al., 1991). Sin embargo, es importante destacar que en la mayoría de los casos los interceptos no resultaron significativos, por lo que podrían ser omitidos.

Tabla 2. Ecuaciones de regresión para el carbono orgánico total determinado por el método de combustión seca y la materia orgánica determinada por el método de pérdida de peso por ignición en los dos ecosistemas considerados.

Conjunto de datos	n	pendiente	IC (95%)	intersección	IC (95%)	R^2 Aj.	Comparación de rectas
LM	90	0,29**	0,28 - 0,30	0,08ns	-0,13 - 0,30	0,96	pendientes** interceptos** *No coincidentes*$
SV	90	0,50**	0,47 - 0,53	-1,16ns	-2,83 - 0,50	0,92	
ME en LM	45	0,29**	0,27 - 0,31	0,30ns	-0,13 - 0,74	0,95	pendientes ns interceptos ns *Coincidentes*
SR en LM	45	0,27**	0,23 - 0,30	0,08ns	-0,17 - 0,34	0,83	
ME en SV	45	0,53**	0,50 - 0,56	-0,92ns	-2,70 - 0,86	0,97	pendientes** interceptos** *No coincidentes*
SR en SV	45	0,38**	0,34 - 0,42	1,45ns	-0,32 - 3,23	0,90	

SV: Sistema de Ventania, LM: Litoral marítimo, ME: montes de eucalipto, SR: situación de referencia, IC: intervalo de confianza. *$:* indica si en la comparación de rectas las mismas son o no coincidentes. ns: no significativo (p>0,05), **: altamente significativo (p<0,01).

Tabla 3. Ecuaciones de regresión para el carbono orgánico total determinado por el método de combustión seca y la materia orgánica determinada por el método de pérdida de peso por ignición en las diferentes profundidades consideradas.

Conjunto de datos	n	pendiente	IC (95%)	intersección	IC (95%)	R^2 Aj.	Comparación de rectas
0-20 cm en LM	30	0,30**	0,27 - 0,32	0,05ns	-0,77 - 0,67	0,95	pendientes ns interceptos ns *Coincidentes*$
20-50 cm en LM	30	0,23**	0,17 - 0,29	0,60ns	0,06 - 1,14	0,66	
50-100 en LM	30	0,22**	0,13 - 0,31	0,33ns	-0,01 - 0,67	0,47	
ME 0-20 cm en SV	15	0,49**	0,44 - 0,54	2,15ns	-2,37 - 6,67	0,97	pendientes ns interceptos ns *Coincidentes*
ME 20 - 50 cm en SV	15	0,54**	0,46 - 0,62	-0,46ns	-4,88 - 3,97	0,94	
ME 50-100 cm en SV	15	0,53**	0,37 - 0,68	-1,44ns	-6,43 – 3,55	0,79	
SR 0-20 cm en SV	15	0,36**	0,19 - 0,53	3,19ns	-8,25 - 14,63	0,58	pendientes ns interceptos ns *Coincidentes*
SR 20 - 50 cm en SV	15	0,38**	0,24 - 0,52	2,22ns	-2,62 - 7,06	0,70	
SR 50-100 cm en SV	15	0,26**	0,19 - 0,33	3,14*	1,47 - 4,81	0,80	

SV: Sistema de Ventania, LM: Litoral marítimo, ME: montes de eucalipto, SR: situación de referencia. *$:* indica si en la comparación de rectas las mismas son o no coincidentes. ns: no significativo (p>0,05), *: significativo (p<0,05), **: altamente significativo (p<0,01)

Al realizar el análisis comparativo de las rectas se detectó que, en algunos casos, las pendientes y/o valores de intersección difirieron de manera significativa, evidenciando que la relación entre ambas variables depende de la situación comparada y pone de manifiesto la dificultad de utilizar un único modelo de predicción para todos los casos. En este sentido, al comparar las rectas de regresión entre ambos ecosistemas (SV y LM), se comprobó que poseen diferentes pendientes (p<0,01) y ordenadas al origen (p<0,01) (Tabla 2). Sin dudas, las características disimiles de los materiales parentales tales como la mineralogía de arcillas, poblaciones microbianas, etc., influyen sobre la dinámica de degradación de materiales orgánicos, remarcando la importancia de calibrar ecuaciones para cada grupo textural, tal como lo señalan De Vos et al. (2005).

Tampoco se detectó coincidencia de rectas al comparar los distintos tipos de vegetación sobre los Udoles del SV. La pendiente de la recta correspondiente a ME fue significativamente mayor que la pendiente correspondiente al SR (p<0,0001) (Tabla 2). En el caso de los interceptos, también fueron diferentes (p<0,001), aunque no significativos. En este caso para representar adecuadamente la variabilidad observada, se sugieren modelos separados para ME y SR (Fig. 1), considerando que, en ambos tipos de vegetación, la comparación de rectas entre las distintas profundidades no arrojó diferencias significativas (p>0,05) entre las pendientes y las ordenadas al origen (Tabla 3). El comportamiento diferente observado para los distintos tipos de vegetación estaría asociado no sólo a los mayores contenidos de COT en ME respecto a SR sino también a un incremento en el CO recalcitrante en los suelos bajo los árboles (Schmidt et al., 2019). La Manna et al. (2007) y Lettens et al. (2007) también reportan que las pendientes (y en consecuencia el FC) se ven influenciados por el uso del suelo.

En cambio, en los suelos del litoral marítimo las rectas fueron coincidentes, sin diferencias entre los distintos tipos de vegetación o las profundidades de muestreo (Tablas 1 y 2). Por lo tanto, en este caso, se logró ajustar un solo modelo para todos los datos (Figura 2). En este ambiente, las características del material parental tendrían una mayor influencia que el tipo de vegetación o la profundidad de muestreo sobre las relaciones LOI-COT.

Los modelos seleccionados (Figura 1 y 2) presentan elevados valores de coeficiente de determinación (0,90-0,97), por lo que resultarían eficaces para determinar el COT y la MO (Roper et al., 2019).

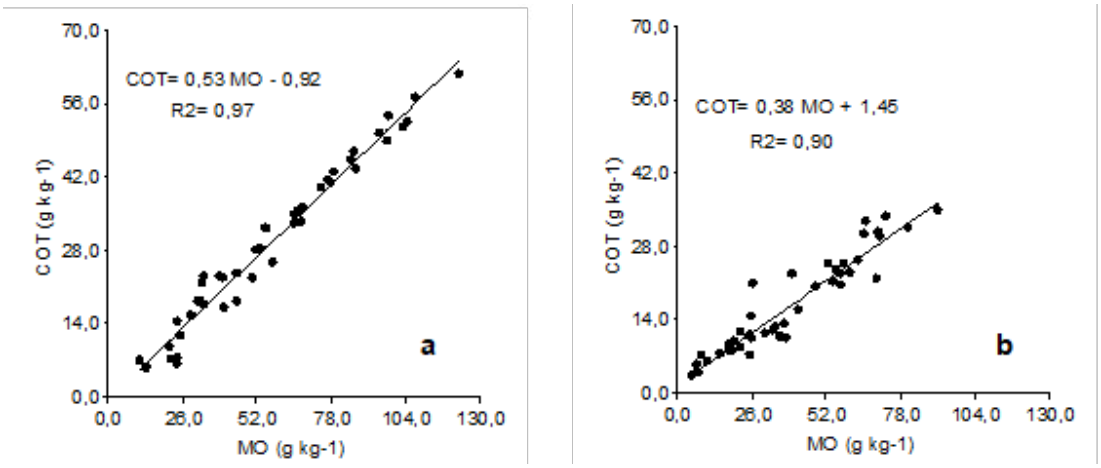


Figura 1. Ecuaciones de regresión entre el carbono orgánico total (COT) determinado por el método de combustión seca y la materia orgánica (MO) determinada por el método de pérdida de peso por ignición en los suelos del Sistema de Ventania, a) montes de eucaliptos y b) situación de referencia.

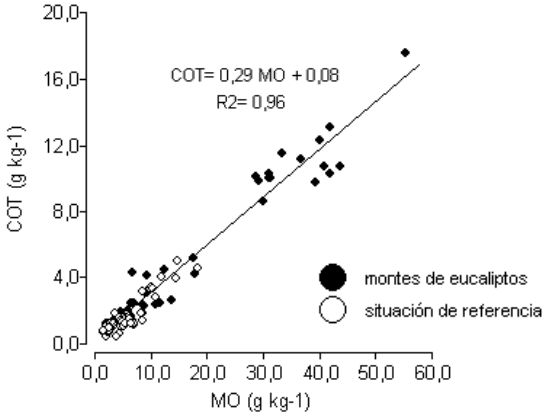


Figura 2. Ecuación de regresión entre el carbono orgánico total (COT) determinado por el método de combustión seca y la materia orgánica (MO) determinada por el método de pérdida de peso por ignición en los suelos del litoral marítimo.

La inversa de la pendiente de la ecuación de regresión de COT en función de la MO permite obtener el FC. Aquí, los valores obtenidos utilizando las rectas de regresión de las Figuras 1 y 2 fueron de 1,88 (ME) y 2,61 (SR) para los suelos de SV y 3,42 para los suelos del LM. Esto indicaría que la concentración de carbono en la MO fue del 53%, 38% y 29% respectivamente, valores inferiores al 58% que se suele aplicar. Los resultados concuerdan con Galantini et al. (1994) y Eyherabide et al. (2014), quienes señalan que el FC sería mayor en suelos de textura más gruesa debido a la mayor proporción de materia orgánica joven o particulada con menores contenidos de carbono. Konare et al. (2010), trabajando con suelos que en su mayoría presentaban bajo contenidos de arcilla (4 a 18%), informaron un factor de conversión de COT a MO de 2,8. En Molisoles del sudoeste bonaerense, Martínez et al. (2017) informan un FC de 2,2 en lotes agrícolas bajo siembra directa y texturas superficiales franco arenosas, francas y franco-limosas. De acuerdo a una revisión bibliográfica realizada por Prybill (2010), el FC varía entre 1,35 y 7,50, con una media de 2,2 y una mediana de 1,97.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este trabajo señalan que los contenidos de COT pueden ser adecuadamente estimados a partir de la MO determinada por calcinación, dada la elevada asociación entre ambas metodologías. En el caso de los Psammentes del litoral marítimo se

ajustó el modelo COT= 0,29MO+0,08 (R^2=0,96), mientras que en los Udoles del Sistema de Ventania resulta más adecuado separar los distintos tipos de vegetación, obteniéndose una recta para los montes forestales de eucaliptos (COT=0,53MO-0,92, R^2=0,97) y otra para la vegetación natural graminosa (COT=0,38MO+1,45, R^2=0,90). Los valores del FC resultantes fueron de 3,42, 1,88 y 2,61, respectivamente.

El método de calcinación resulta ser una alternativa económica, práctica y sencilla por lo que podría ser utilizada para estimar los contenidos de COT en la región, bajo condiciones similares a las descriptas.

BIBLIOGRAFÍA

Baker, T., Kaiser, M. y Turk, J. (2023). Predicting SOC from loss-on-ignition across four regions of Nebraska. *Communications in Soil Science and Plant Analysis 54* (16), 2301–2312.

De Vos, B., Vandecasteele, B., Deckers, J. y Muys, B. (2005). Capability of loss-on-ignition as a predictor of total organic carbon in noncalcareous forest soils. *Communication in Soil Science and Plant Analysis 36*: 2899-2921.

Eyherabide, M., Sainz Rozas, H., Barbieri, P. y Echeverría, H. (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelos. *Ciencia del Suelo 32* (1): 13-19.

Galantini, J. A., Rosell, R. A. y Iglesias, J. O. (1994). Determinación de materia orgánica en fracciones granulométricas de suelos de la región semiárida bonaerense. *Ciencia del Suelo 12*: 81-83.

Grewal, K. S., Buchan, G. D. y Sherlock, R. R. (1991). A comparison of three methods of organic carbon determination in some New Zealand soil. *Journal of Soil Science 42*: 251-257.

Konare, H., Yost, R. S., Doumbia, M., McCarty, G. W., Jarju, A. y Kablan, R. (2010). Loss on ignition: measuring soil organic carbon in soils of the Sahel, West Africa. *African Journal of Agricultural Research 5* (22): 3088-3095.

Konen, M., Jacobs, P., Lee Burras, C., Talaga, B. y Mason, J. (2002). Equations for predicting soil organic carbon using loss-on-ignition for North Central U.S. soils. *Soil Science Society American Journal 66*: 1878-1881.

La Manna, L., Buduba, C., Alonso, V., Davel, M., Puentes, C. y Irisarri, J. (2007). Comparación de métodos analíticos para la determinación de materia orgánica en suelos de la región andino-patagónica: Efectos de la vegetación y el tipo de suelo. *Ciencia del Suelo 25*:179-188.

Lettens, S., De Vos, B., Quataert, P., Van Wesemael, B., Muys, B. y Van Orshoven, J. (2007). Variable carbon recovery of Walkley-Black analysis and implications for national soil organic carbon accounting. *European Journal of Soil Science, 58*:1244-1253.

Martínez, J. M., Duval, M., López, F., Iglesias, J. y Galantini, J. (2017). Ajustes en la estimación de carbono orgánico por el método de calcinación en molisoles del sudoeste bonaerense. *Ciencia del Suelo 35* (1): 181-187

Pribyl, D. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma 156* (3): 75-83.

Roper, W. R., Robarge, W. P., Osmond, D. L. y Heitman, J. L. (2019). Comparing four methods of measuring SOM in North Carolina soils. *Soil Science Society of America Journal 83*: 466-474.

Schmidt, E., Bollo, D. y Garay, M. (2019). *Eucalyptus viminalis* L. en el área de Ventania: efectos sobre algunas propiedades edáficas superficiales. *Ciencia del Suelo* 37 (1): 91-100.

Schmidt, E. y Garay, M. 2022. Contenido y distribución vertical de carbono orgánico en suelos forestados con eucaliptos en el sudoeste bonaerense. *Revista Científica Agropecuaria 25*: 178-188.

Schulte, E. E. y Hopkins, B.G. (1996). Estimation of organic matter by weight loss-on-ignition. In: FR Magdoff et al. (Ed.) *Soli organic matter: Analysis and interpretation*. SSSA Spec. Publ. 46. Soil Science Society of America, Madison, WI. P 21-31.

EFECTO DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA CONTÍNUA Y CULTIVO DE SERVICIO EN TRIGO EN UN AMBIENTE SEMIÁRIDO

Schulz, G. I.[1], Kiessling, R. J.[1], Fernández, N. D.[1], Martínez, J. M.[1, 2*]

[1]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. [2]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS)- CONICET, Bahía Blanca, Argentina. San Andrés 800. CERZOS (CONICET). *jmmartinez@criba.edu.ar

RESUMEN: La inclusión de cultivos de servicio (CS) en secuencias agrícolas mejora la calidad del suelo, sin embargo, podría condicionar la respuesta a la fertilización nitrogenada en trigo (*Triticum aestivum* L.) en ambientes semiáridos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la inclusión de un CS y la fertilización nitrogenada continua sobre trigo en un ensayo de larga duración (ELD) para la campaña 2024. El diseño experimental fue de bloques divididos con la fertilización nitrogenada continua como factor principal y la inclusión de CS como factor secundario. Los tratamientos consisten en dosis y épocas de aplicación de nitrógeno (N) (FN): testigo, 40 y 80 kg N ha^{-1}, en siembra-emergencia o macollaje, y la dosis mayor repartida entre las dos épocas, en dos fracciones iguales, y la siembra de mijo (*Panicum milliaceaum* L.) como CS estival en entre los cultivos de trigo. Se determinó la biomasa total producida y la calidad del mijo. En madurez fisiológica del trigo, se determinó la biomasa aérea en cosecha (BAc), rendimiento (REND), proteína en grano (PROT) y peso de mil granos (PMIL). Se determinó la eficiencia del uso del agua (EUA) para producción de biomasa (EUAb) y grano (EUAg). La cantidad y calidad del CS no difirieron según FN. La producción de Bac (p=0,0287) y REND (p=0,0152) mostraron diferencias según FN, sin diferencias con la inclusión del CS. La EUAg difirió significativamente según CS (p=0,0383). Para las condiciones particulares de este estudio, la inclusión del CS en la secuencia aportaría material orgánico que contribuiría a mantener la salud del suelo sin generar un efecto deletéreo sobre la producción del trigo y sin condicionar la respuesta a la fertilización nitrogenada, a pesar de las condiciones del ambiente semiárido. Igualmente es necesario contar información de varios años para establecer una tendencia en estos efectos.

PALABRAS CLAVE: ensayo de largo plazo, eficiencia del uso del agua, sudoeste bonaerense.

1178

INTRODUCCIÓN

En un ambiente semiárido se registran modalidades interactivas particulares entre la disponibilidad de nitrógeno (N) y agua, que determinan el rendimiento del grano de los cultivos y su calidad (Fageria y Baligar, 2005). Con el objeto de evaluar la influencia de la aplicación de N sobre la estabilidad de los rendimientos de los cultivos de grano y la evolución de parámetros edáficos, se realiza desde 2009 un ELD en Colonia Napostá, Partido de Bahía Blanca, en el sudoeste de la Provincia de Buenos Aires. En él se estudia el efecto de la fertilización nitrogenada continua en un monocultivo de trigo bajo siembra directa sobre variables edáficas y del cultivo. Las precipitaciones generalmente se concentran principalmente en dos estaciones bien definidas (otoño y primavera), con una estación seca en invierno y otra semiseca en verano (Glave, 2006). Sin embargo, se registra una gran variabilidad del régimen pluviométrico, característico de una zona semiárida, que constituye una importante limitación para el uso agrícola (Marinissen et al., 2011). Los resultados obtenidos en cada campaña del ELD han sido informados en trabajos anteriores,

resaltando la singularidad de las condiciones edafoclimáticas, que tienen influencia sobre la respuesta a N (Kiessling et al., 2013 y 2014, Borisov et al., 2016).
Los CS se establecen entre dos cultivos de renta y cumplen importantes funciones agroambientales, aun cuando no son cosechados ni incorporados. Entre estas funciones se destacan la protección del suelo, el balance hídrico, la competencia con arvenses, el ciclado de C y N, y la mejora en la disponibilidad de nutrientes, especialmente N. La intensificación de la agricultura producida en los últimos años ha ocasionado un cambio en el contenido de materia orgánica (MO) de los suelos (Duval et al., 2020). Existe vasta información en la bibliografía sobre el efecto positivo de la inclusión de CS sobre el nivel de MO (Duval et al., 2016), mejorando la calidad del suelo (Mitchell et al., 2017), y reduciendo los costos de producción de los cultivos de renta (Jacobs et al., 2022). La inclusión de CS en las secuencias favorece un aporte de residuos que retornan al suelo en cantidades variables con diferente calidad. Sin embargo, supone un costo hídrico que podría llegar a afectar la implantación del cultivo posterior o comprometer su rendimiento debido al consumo de agua (Duval et al., 2021), especialmente en ambientes semiáridos. En ese sentido la EUA, que se refiere a la capacidad para producir biomasa (EUAb) o grano (EUAg) por cada unidad de agua consumida (Dardanelli et al., 2003), también podría verse afectada.
El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la inclusión de un CS estival en monocultivo de trigo con fertilización nitrogenada que combina dosis variables y momentos sobre la producción del trigo y la EUA bajo condiciones de un ELD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Desde 2009 se realiza el ensayo de larga duración en el Partido de Bahía Blanca sobre un lote con pendiente de 2,7%, profundidad variable entre 80 y 100 cm y coordenadas 38º25´ LS, 62º16´ LW. Las características del sitio de ensayo y su variabilidad espacial se detallan en otro trabajo (Orden et al., 2011). El diseño es de 4 bloques completos al azar y unidad experimental de 60 m^2. En el último periodo se descartó un bloque debido a la proliferación de arvenses. Los tratamientos consisten en dosis y épocas de aplicación de N: testigo, 40 y 80 kg N ha^{-1}, en siembra-emergencia o macollaje, y la dosis mayor repartida entre las dos épocas, en dos fracciones iguales. Los tratamientos se repiten anualmente en las mismas parcelas. El día 4 de enero de 2024 se sembró mijo (*Panicum milliaceaum* L.), como CS estival en una secuencia con monocultivo de trigo con una densidad de 60 semillas m^{-2}. El ensayo se encontraba con un diseño de bloques completos al azar con las dosis de N como factor de variación y se dividieron esos bloques (bloques divididos) con la inclusión de un CS estival y una parcela sin vegetación que antecede al trigo bajo diferentes dosis de N. Por lo tanto, el diseño es de bloques divididos con la fertilización nitrogenada continua como factor principal y la inclusión de CS (sin mijo (SM) y con mijo (CM)) como factor secundario. En un tiempo próximo a la supresión del CS, se tomaron muestras de biomasa para cuantificar cantidad y calidad. El material se llevó a estufa a 60° C hasta peso constante para determinar producción de biomasa. Para el cálculo de la relación C/N, se determinó carbono por el método de combustión (1500ºC) analizador automático LECO C Analyser y N total en planta por método de Kjeldahl (Bremner, 1996). El CS se suprimió el 11 de abril de 2024, se aplicó una dosis de 2 L de glifosato ha^{-1} y 600 mL de 2,4 D $ha^{-1.}$ El 18 de junio de 2024 se sembró el cultivar *Baguette 820*, con una densidad de 220 semillas m^{-2}. Se fertilizó con 50 kg de fosfato diamónico ha^{-1} (grado 18-20-0), en la línea de siembra. Luego se instalaron los tratamientos aplicándose N como urea granulada al voleo en forma manual el 19 de julio y el 18 de septiembre para siembra-emergencia, macollaje y fraccionada, respectivamente.
Se determinó la disponibilidad de N inorgánico (N-nitratos, 0-60 cm), siguiendo la metodología de Mulvaney (1996), obteniéndose 0-SM 190 kg ha^{-1} 0-CM 177 kg ha^{-1} 80-SM 222 kg ha^{-1} 80-CM 323 kg ha^{-1}, y humedad en las parcelas testigo y con las dosis mayores de N, en los momentos de presiembra, macollaje y poscosecha para los tratamientos con y sin CS. En madurez fisiológica del trigo, se llevó a cabo la cosecha de biomasa área de forma manual, colectando 4 m lineales. Se determinó la biomasa aérea (Bac), rendimiento en grano (REND), peso hectolítrico (PH) y peso de mil granos (PMIL). El material se llevó a estufa a 60° C hasta peso constante para cuantificar producción de biomasa. Se calculó el

índice de cosecha (IC) y se estimó el contenido de proteína en grano (PROT), para ello se determinó N total en el grano por método de Kjeldahl (Bremner, 1996) y se usó el factor proteína/N de 5,75 (Novoa y Loomis, 1981). Se efectuó registro diario de lluvias durante todo el año. El uso consuntivo se determinó siguiendo el modelo modificado del modelo general propuesto por Doorenbos y Pruitt (1990): UC = (HPS - HPC) + PP Ec.1 Donde: HPS es el agua almacenada en presiembra (mm), HPC es el agua almacenada en poscosecha en (mm) y PP (mm) es la precipitación recibida durante el ciclo del cultivo entre la siembra y madurez fisiológica. La eficiencia de uso del agua (EUA) se calculó como el cociente entre la producción, en biomasa aérea total (EUAb) y rendimiento en grano (EUAg), y el uso consuntivo en el ciclo del cultivo (Dardanelli et al., 2003).
El análisis estadístico incluyó medidas de resumen, análisis de la varianza (ANOVA) con comparaciones de medias por diferencias mínimas significativas. Se utilizó el paquete R (R Core Team, 2023).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Condiciones meteorológicas

En la Figura 1 se comparan las precipitaciones del año 2024 con el promedio histórico (1860-2023) y la necesidad teórica del trigo (NC) (Paoloni y Vázquez, 1985). En 2024, el total anual fue de 564 mm, en coincidencia al promedio histórico. Respecto de la distribución, el año inició con un trimestre seco seguido de lluvias muy superiores al promedio durante el mes de abril. Es importante remarcar, que el CS se desarrolló con escasas precipitaciones (ENE-MAR). Contrariamente, las precipitaciones aumentaron superando al NC en abril y fueron igualándose al NC a partir de agosto, lo que posibilitó un adecuado establecimiento del cultivo de trigo. Las precipitaciones en el período en que el cultivo define su rendimiento fueron inferiores a la NC.

1180

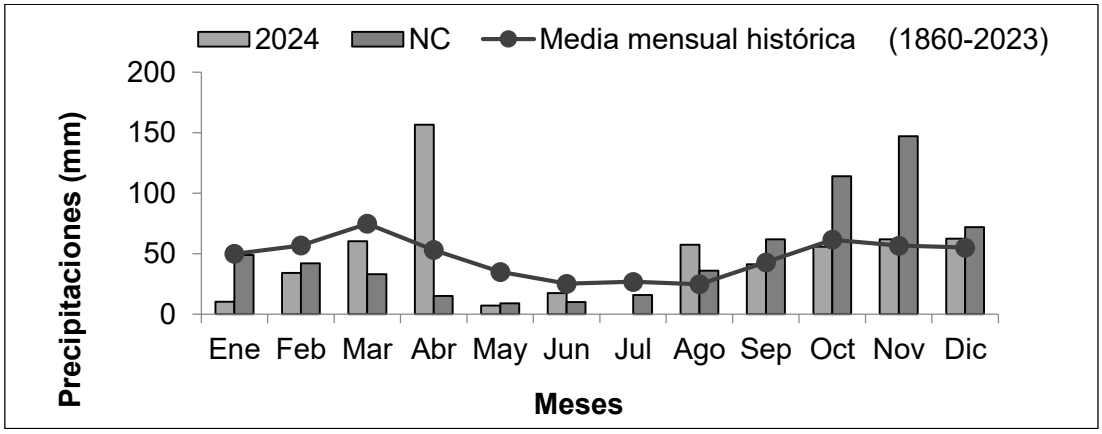


Figura 1. Precipitaciones en 2024, media histórica (1860-2023) para el sitio de estudio y necesidad del cultivo.

Cultivo de servicio

No se encontraron diferencias significativas en producción de biomasa y calidad del CS entre tratamientos de fertilización ($p>0,05$), estimándose un promedio de biomasa generada de 1092 kg MS ha^{-1} y una relación C/N= 27. Probablemente por las condiciones hídricas en las que se implanto el CS, especialmente durante enero donde el cultivo debe implantarse, repercutiendo negativamente sobre la producción de biomasa total.

Variables del trigo

Del ANOVA se encontraron tendencias similares (interacción no significativa $p< 0,05$) entre CS y fertilización nitrogenada para todas las variables analizadas. Las variables no evidenciaron diferencias con la inclusión de CS. Se hallaron efectos significativos de los tratamientos de FN en la producción de Bac ($p=0,0287$) y REND ($p=0,0152$), siendo los tratamientos de N con la dosis de 40 kg ha^{-1} en siembra-emergencia y 80 kg ha^{-1} en

macollaje mayores que el testigo (Tabla 1). Por otra parte, si bien en PROT los tratamientos con la dosis de 40 kg ha^{-1} en macollaje y 80 kg ha^{-1} repartida entre las dos épocas en dos fracciones iguales, mostraron valores mayores con respecto al testigo, las diferencias no fueron significativas.

Tabla 1. Variables de cultivo (media± desvío estándar) determinadas en cosecha y poscosecha

CS	FN	Bac (kg ha^{-1})	REND (kg ha^{-1})	IC	PH (kg hL^{-1})	PMIL (g)	PROT (%)
SM	Testigo	6528±1.5	2233±135	0.34±0.02	76±1.36	34.4±0.86	14±1.15
	40e	8794±2892	2952±876	0.33±0.00	76±0.88	33.6±2.94	14±1.49
	80e	6694±898	2234±339	0.33±0.00	74±0.63	32.8±2.80	15±1.16
	40m	5544±202	1897±142	0.33±0.00	74±2.60	32.6±1.16	15±1.65
	80m	8676±2500	3057±630	0.33±0.00	75±1.87	33.7±2.19	15±1.83
	40e+40m	6035±1234	1996±473	0.33±0.01	76±0.62	34.2±3.11	15±1.52
CM	Testigo	5945±355	1962±117	0.33±0.00	74±2.01	33.4±1.84	13±2.38
	40e	10403±1370	3156±309	0.30±0.03	73±2.60	31.4±0.50	14±2.35
	80e	7887±1130	2603±373	0.33±0.00	74±3.80	32.8±1.83	12±3.35
	40m	7331±1089	2434±357	0.33±0.00	80±10.3	32.2±1.05	14±1.84
	80m	9216±2465	3041±813	0.33±0.00	80±8.82	33.1±2.70	14±1.00
	40e+40m	7199±2081	2471±614	0.35±0.02	74±1.10	31.8±0.85	15±1.45
CS		*ns*	*ns*	*ns*	*ns*	*ns*	*ns*
FN		*	*	*ns*	*ns*	*ns*	*ns*
CS x FN		*ns*	*ns*	*ns*	*ns*	*ns*	*ns*

CS, cultivo de servicio; SM, sin mijo; CM, con mijo; FN, fertilización nitrogenada; Bac, biomasa aérea; REND, rendimiento; IC, índice de cosecha; PH, peso hectolítrico; PMIL, peso de mil granos; PROT, contenido de proteína en grano. ***,**,*, indican diferencias significativas al 0,001, 0,01 y 0,05, respectivamente; *ns,* sin diferencias significativas.

Eficiencia del uso del agua

Para el análisis de la EUA se consideró únicamente en el tratamiento testigo de FN (Tabla 2). Luego, las precipitaciones del mes de abril (157 mm) que triplicaron el valor histórico (53 mm) pudiendo enmascarar cualquier efecto del CS sobre la humedad en presiembra del trigo.

Tabla 2. Uso consuntivo, producción de biomasa aérea total, rendimiento en grano y eficiencia de uso del agua (EUA) del cultivo de trigo, según CS.

CS	HPS	HPC	PP	UC	Bac	REND	EUAb	EUAg
		mm			kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg MS mm^{-1}	kg g mm^{-1}
Testigo SM	111.9	48	279	344	6528	2233	19.1 **a**	6.5 **a**
Testigo CM	117.1	52	279	341	5945	1962	17.4 **a**	5.7 **b**

CS, cultivo de servicio; SM, sin mijo; CM, con mijo; HPS, humedad presiembra; HPC, humedad poscosecha; PP, precipitaciones durante ciclo del cultivo; UC, uso consuntivo del trigo; Bac, biomasa aérea; REND, rendimiento; EUAb, eficiencia del uso del agua para producir biomasa; EUAg, eficiencia del uso del agua para producir grano. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre CS.

CONCLUSIONES

La inclusión de un CS estival afectó la EUA para la producción de grano del cultivo de renta posterior, sin producir efectos diferenciales en las variables de cultivo analizadas. Combinando el impacto del CS con la fertilidad nitrogenada, no se vio afectado la producción del trigo Para las condiciones particulares de este estudio, la inclusión del CS en

la secuencia aportaría material orgánico que contribuiría a mantener la salud del suelo sin generar un efecto deletéreo sobre la producción del trigo. Como trabajo a futuro, sería necesario evaluar el efecto acumulado de CS sobre la EUA del trigo en años sucesivos, por la gran variabilidad climática de este ambiente.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue parcialmente financiado por el PGI 24/ZA18 de la Universidad Nacional del Sur.

BIBLIOGRAFÍA

Borisov, J., Albarracin, E., Martínez, J.M., Kiessling, R.J. y Ron, M.M. (2016). Fertilización nitrogenada sobre trigo en un sitio semiárido: efecto de la dosis y del momento. *XXV Congreso Argentino de las Ciencias del Suelo* (pp.1-13). Río Cuarto, Argentina.

Bremner, J.M. (1996). Nitrogen - Total. In: D.L. Sparks (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods* (pp. 1085-1121). ASA, SSSA, CSSA, Madison WI.

Dardanelli, J., Collino, D., Otegui, M.E. y Sadras, V.O. (2003). Bases funcionales para el manejo del agua en los sistemas de producción de los cultivos de grano. En: Satorre et al. (Eds.) *Producción de granos: Bases funcionales para su manejo* (pp. 373-440). Buenos Aires: Facultad de Agronomía.

Doorenbos, J. y Pruitt, W.O. (1990). Las necesidades de agua de los cultivos. *FAO, Estudio Riego y Drenaje* (pp. 195). Roma, Italia.

Duval, M. E., Galantini, J. A., Capurro, J. E. y Martínez, J. M. (2016). Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil and Tillage Research 161*, 95-105.

Duval, M., De Lucia, M., Rodríguez, E., Kriger, A., Rodríguez, L., y Bouza, M. (2021). Cultivos de servicios para eficientizar el uso del agua en zonas semiáridas. *Agro UNS 36*, 5-8.

Fageria, N.K. y Baligar, V.C. (2005). Enhancing Nitrogen Use Efficiency in Crop Plants. *Advances in Agronomy 88*, 97-185.

Glave, A. (2006). Influencia climática en el sudoeste bonaerense y sudeste de La Pampa. *En Acaecer 31*(360), 18-23

Jacobs, A. A., Evans, R. S., Allison, J. K., Garner, E. R., Kingery, W. L., y McCulley, R. L. (2022). Cover crops and no-tillage reduce crop production costs and soil loss, compensating for lack of short-term soil quality improvement in a maize and soybean production system. *Soil and Tillage Research*, *218*, Artículo 105310. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105310

Kiessling, R.J., Martínez, J.M., Campisi, M. y Ron, M.M. (2014). Efecto del nitrógeno sobre fuentes y destinos para trigo en Bahía Blanca *XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. II Reunión Nacional "Materia Orgánica y Sustancias Húmicas"*. Bahía Blanca, Argentina.

Kiessling, R.J., Martínez, J.M., Toribio, M., Ron, M.M. (22 y 23 de mayo de 2013). Fertilización nitrogenada en trigo en el Partido de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires). *Simposio Fertilidad 2013:* "*Nutrición de cultivos para la intensificación productiva sustentable"*. Rosario, Argentina.

Marinissen, A., Torres Carbonell, C. y Lauric, A. (2011). Documento de Diagnóstico y Discusión Sistemas Productivos. Área Influencia Agencia de Extensión INTA Bahía Blanca. EEA Bordenave. Documento interno Reunión Comisión Interinstitucional de Desarrollo Técnico-Científico Bahía Blanca UNS- CONICET- CIC –INTA. Agosto 2011.

Mitchell, J.P., Shrestha, A., Mathesius, K., Scow, K.M., Southard, R.J., Haney, R.L., Schmidt, R., Munk, D.S. y Horwath, W.R. (2017). Cover Cropping and No-Tillage Improve Soil Health in an Arid Irrigated Cropping System in California's San Joaquin Valley, USA. *Soil and Tillage Research 165*, 325-335. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.09.001

Mulvaney, R. L. (1996). Nitrogen-Inorganic Forms. In D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpoor, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, y M. E. Sumner (Eds.),

Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods (pp. 1123-1184). SSSA Book Series No. 5, Madison, WI: SSSA.
Novoa, R. y Loomis, R.S. (1981) Nitrogen and Plant Production. *Plant and Soil 58*, 177-204. https://doi.org/10.1007/BF02180053
Orden, L., Mandolesi, M.E., Kiessling, R.J. y Ron, M.M. (2011). Variabilidad espacial de fertilidad química del suelo en un diseño de bloques. *Spanish Society of Soil Science 1*(1), 54-69.
Paoloni, J.D. y Vázquez, R. (1985). Necesidades teóricas de los cereales de invierno y probabilidad de ocurrencia de las precipitaciones como base para el balance hídrico. *Anales de Edafología Agrobiológica XLIV*, 1545-1556.
R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

ACTUALIZACIÓN DE VALORES DE EROSIVIDAD Y COEFICIENTE DE CULTIVO BAJO SIEMBRA DIRECTA PARA CENTRO-OESTE DE ENTRE RÍOS

Seehaus, M. S.[1*], López-Vicente, M.[2], Wingeyer, A. B.[1], Gabioud, E. A.[1], Melgares, E.[1], Van Opstal, N. V.[1], Sasal, M. C.[1], Wilson, M. G.[1]

[1] Departamento Recursos Naturales y Gestión Ambiental INTA EEA Paraná, Ruta 11, km. 12.5. 3100 Paraná, Entre Ríos, Argentina; [2] GEOFOREST, Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Escuela Politécnica Superior de Huesca, Instituto Universitario de Investigación en Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA), Universidad de Zaragoza. 22071 Huesca, España.
[*] seehaus.mariela@inta.gob.ar

RESUMEN: La provincia de Entre Ríos presenta una alta susceptibilidad a la erosión hídrica, en un contexto marcado por proyecciones de cambios en el régimen de precipitaciones (tanto en cantidad como intensidad). El presente estudio tuvo como objetivos: i) actualizar los valores de erosividad mensual y anual (factor R) para el período 1950–2023 utilizando el enfoque de la RUSLE2, y ii) determinar el coeficiente de cultivo (factor C) de distintas secuencias de cultivo bajo siembra directa, considerando las ratios de pérdida de suelo (SLR) en eventos de escorrentía, para el periodo comprendido entre las campañas 2007/08 a 2022/23. La erosividad se calculó a partir de registros pluviográficos cada 15 minutos, mientras que el factor C se estimó con datos de pérdidas de suelo provenientes de parcelas de escorrentía sobre un suelo Argiudol ácuico. Se evaluaron tres secuencias de cultivo: soja continua (S), soja con trigo como cultivo de cobertura (S-CC) y maíz–trigo/soja (M-T/S). El valor medio anual del factor R para el período 1950–2023 fue de 6823 MJ mm ha^{-1} h^{-1} $año^{-1}$, evidenciando un incremento del 37,1 % entre los períodos inicial (1950-1998) y final analizados (1999-2023). A escala mensual, la mayoría de los meses mostraron aumentos en la erosividad. El factor C presentó diferencias significativas entre secuencias, con un valor superior en S (0,13) respecto a M-T/S (0,03), mientras que S-CC tuvo valores intermedios (0,09). Estos valores resultaron superiores a los reportados en estudios previos, lo que podría asociarse al incremento observado en la erosividad de las precipitaciones. Los resultados hallados en ambos factores (R y C) destacan la necesidad de actualizar periódicamente los factores involucrados en la erosión hídrica y refuerzan la importancia de las rotaciones con gramíneas como estrategia clave para la conservación del suelo en un contexto de mayor variabilidad climática.

PALABRAS CLAVE: Erosividad de las precipitaciones, Factor C, Entre Ríos.

INTRODUCCIÓN

La provincia de Entre Ríos se caracteriza por presentar una alta predisposición a la erosión hídrica (Sasal et al., 2015). Con el fin de abordar esta problemática, en 1971 en la Estación Experimental Paraná del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA EEA Paraná) se construyeron parcelas de escorrentía para la determinación del coeficiente de cultivo (factor C) de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) de acuerdo con la metodología propuesta por el Servicio de Conservación de Suelos (SCS) de EEUU y la FAO (de Rojas et al., 1976; de Rojas y Conde, 1985; de Rojas y Saluso, 1993). Desde la década del ‘90 las secuencias de cultivos adoptaron el manejo bajo siembra directa (SD). Sin embargo, dicho factor se ha actualizado solo para las campañas 2008/2009 a 2011/2012, considerando datos a escala mensual y anual (Gabioud et al., 2014).

Por otro lado, se mencionan a escala regional y local un aumento en las precipitaciones, tanto en cantidad como frecuencia de eventos extremos (Magrin et al., 2014; Podestá et al., 2009), lo cual puede tener impacto sobre otro factor influyente en la erosión hídrica, como es la

erosividad de las lluvias. En el caso de la EEA Paraná se cuenta con datos del factor R (según la propuesta de USLE) para el periodo 1950-2005 (de Rojas y Conde, 1985; Saluso, 2008, Crettaz et al., 2016), afirmando en general una tendencia creciente en sus valores en las últimas décadas.

En un contexto de creciente variabilidad climática se considera necesario actualizar ambos factores mencionados (R y C) considerando enfoques más recientes, como la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo Revisada versión 2 (RUSLE2) (USDA-Agricultural Research Service, 2013). Este estudio tiene como objetivos: i) actualizar los valores de erosividad mensual y anual para el periodo 1950-2023 bajo el enfoque de RUSLE2; y ii) determinar el factor C –por definición a escala anual– de distintas secuencias de cultivo bajo SD considerando las ratios de pérdida de suelo (SLR en sus siglas en inglés: *Soil Loss Ratio*) en eventos de escorrentía para el periodo comprendido entre las campañas 2007/2008 a 2022/2023.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se localiza en la región centro-oeste de Entre Ríos y los datos fueron obtenidos en INTA EEA Paraná (-31° 50' 55.7" S, -60° 32' 10.2" O). Para el cálculo de erosividad se utilizaron registros de lluvia cada 15 minutos de un pluviógrafo tipo flotador perteneciente al Observatorio Agrometeorológico, mientras que para el cálculo del factor C se utilizaron datos de pérdida de suelo de las parcelas de escorrentía (suelo Argiudol ácuico, serie Tezanos Pinto). Se utilizaron 9 parcelas de 100 m^2 (4 × 25 m) y 3,5 % de pendiente, que presentan dos piletas de 450 y 1000 L, respectivamente, para captación y medición de la pérdida de suelo y agua. Los tratamientos fueron: Soja continua (S), Soja continua/Trigo como cultivo de cobertura (S/CC), y Maíz-Trigo/Soja (M-T/S); en los tres casos con tres repeticiones cada uno. Además, una parcela con suelo descubierto (D) utilizada como referencia. Las secuencias de cultivos con sus repeticiones se establecieron en 2006, con un diseño experimental en bloques completamente aleatorizado.

Cálculo de la erosividad de la lluvia: factor R

Durante el siglo XX y principios del XXI y utilizando valores de precipitación y de pérdida de suelo en parcelas de erosión, se propusieron varias ecuaciones para estimar la erosividad de la lluvia en distintos lugares del mundo (Nearing et al., 2017). Si bien no existe una solución única universal para todas las tipologías de lluvia que suceden en las distintas regiones y tipos de clima, la versión más reciente del modelo de erosión RUSLE2 (USDA-Agricultural Research Service, 2013) propone el uso de la siguiente ecuación (Ecuación 1):

$$\boldsymbol{e = 0,29\left(1 - 0,72\exp(-0,082i)\right)} \quad (1)$$

donde ***e*** (MJ ha^{-1} mm^{-1}) es la energía de la lluvia registrada durante el periodo de tiempo correspondiente a la resolución temporal del pluviómetro, e ***i*** (mm h^{-1}) es la intensidad de la lluvia durante el mismo periodo de tiempo. La energía de una tormenta completa (***EI₃₀***; MJ mm ha^{-1} h^{-1} $evento^{-1}$) se calcula posteriormente como la suma de todos los ***e*** multiplicados por el volumen de lluvia registrado durante el período ***r*** (ΔV_r, mm) y multiplicado por la intensidad máxima de lluvia continua de 30 min de la tormenta, ***I30*** (mm h^{-1}) (Ecuación 2).

$$\boldsymbol{EI_{30} = \left(\sum_{k=1}^{m} e_r \Delta V_r\right) I_{30}} \quad (2)$$

Para este trabajo se obtuvieron los valores de erosividad a escala mensual y anual (factor R), mediante la suma de los ***EI₃₀***, para el periodo enero 1999 a diciembre 2023. Dado que los valores previos del factor R para dicha zona fueron calculados según la ecuación para el cálculo de ***e*** propuesta por Wischmeier y Smith (1958) bajo el enfoque de la USLE (ecuación 3), se realizó el cálculo de erosividad mediante esta propuesta también y luego la correlación de los valores a escala mensual y anual. Se "ajustaron" los valores previos (1950-1999) según las ecuaciones de correlación halladas, y se obtuvieron los valores actualizados del periodo completo (1950-2023).

$$\boldsymbol{e = 0,119 + (0,0873 * \log_{10} i)} \quad (3)$$

Cálculo de la ratio de pérdida de suelo por evento (SLR) y factor C anual

Los eventos de precipitación que generaron escorrentía fueron registrados, teniendo en cuenta los datos proporcionados por el Observatorio Agrometeorológico, y se registró el valor

de erosividad de cada uno (EI_{30}) conforme a lo mencionado en el apartado anterior (ecuaciones 1 y 2). Se cuantificaron las pérdidas de sedimento para cada evento, pesando el peso seco de submuestras homogeneizadas y colectadas en recipientes de volumen conocido. El período de análisis de las pérdidas de suelo fue de 16 años y comprendió de julio 2007 a junio 2023.

Para cada evento con pérdida de suelo se determinaron las ratios SLR (ecuación 4) en base a la metodología simplificada de Wischmeier y Smith (1978). Luego se determinó el factor C a escala anual para cada tratamiento (3 secuencias de cultivo) (ecuación 5):

$$\mathbf{SLR_{evento}} = \frac{\text{pérdida de suelo en la parcela cultivada}_{\text{evento}}}{\text{pérdida de suelo en la parcela con suelo descubierto}_{\text{evento}}} \quad (4)$$

$$\mathbf{C_{anual}} = \frac{\sum_{\text{evento}=1}^{\text{evento}=N} \mathbf{SLR_{evento}} \times \mathbf{EI_{30evento}}}{\mathbf{R}} \quad (5)$$

Para el análisis estadístico de los datos, se utilizó estadística descriptiva y análisis de correlación para lo referido a factor R, mientras que para las comparaciones entre el factor C se realizó ANOVA y se utilizó el test LSD Fisher (10%) para comparar las secuencias de cultivos, mediante el software Infostat (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Erosividad de las precipitaciones

El periodo 1999-2023 tuvo un factor R promedio de 8311,4 MJ mm ha^{-1} h^{-1} año^{-1}, siguiendo la ecuación propuesta en RUSLE2, mientras que fue de 8296,4 MJ mm ha^{-1} h^{-1} año^{-1} de acuerdo a la propuesta de USLE. La correlación de los valores fue alta (r^2= 0,99), tanto a escala anual como mensual (Figura 1).

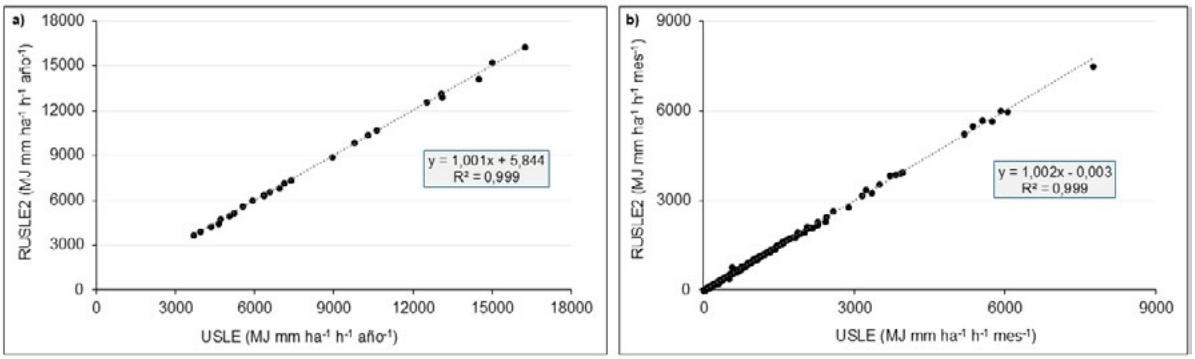


Figura 1. Valores anuales del factor R (1999-2023) empleando la metodología RUSLE2 y USLE a escala anual (a) y mensual (b).

Los valores mensuales medios de erosividad (n= 25) reflejan el régimen de precipitaciones de la zona, con una marcada disminución en la época invernal (Figura 2).

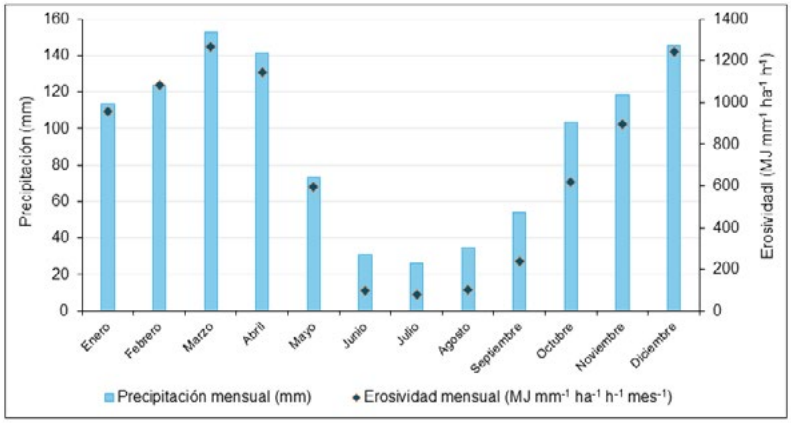


Figura 2. Valores mensuales de precipitación y R (período 1999-2023), según RUSLE2.

La evolución anual del factor R del periodo 1950-2023 puede verse en la Figura 3. El último periodo calculado (en línea naranja) mostró un valor superior respecto al primero (línea azul), representando un aumento anual promedio de 37,1%. El valor actualizado de R para todo el periodo 1950-2023 arroja una erosividad media de 6823,3 MJ mm ha^{-1} h $año^{-1}$.

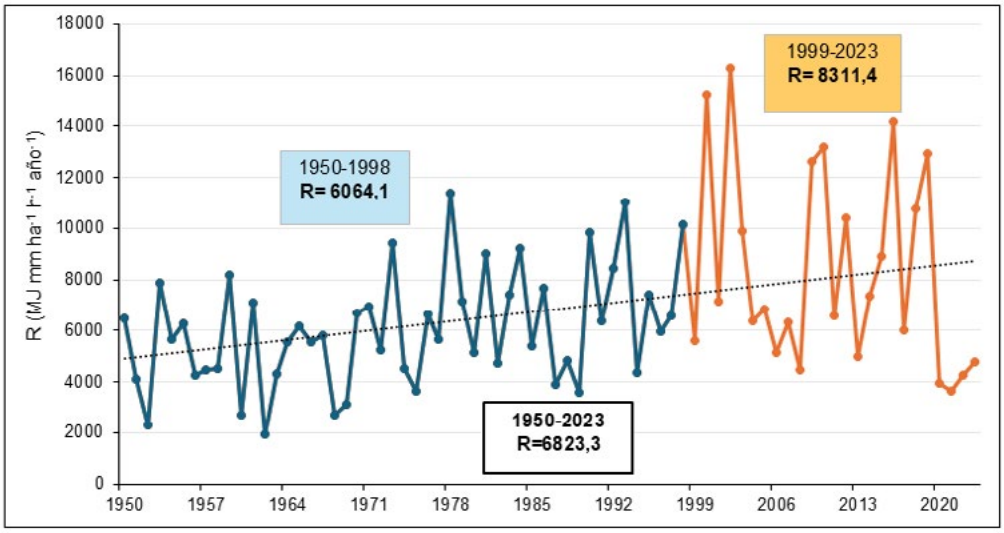


Figura 3. Evolución del factor R - período 1950-2023. En recuadro y línea azul: valores ajustados según ecuación de correlación USLE *vs.* RUSLE2 (1950-1998); en recuadro y línea naranja: valores según RUSLE2 (1999-2023). En recuadro blanco: valor anual promedio de R (1950-2023).

A escala mensual, los valores obtenidos para el periodo 1999-2023 presentaron en general un aumento comparado a los valores registrados previamente para el periodo 1950-1998 (Tabla 1) (datos no publicados del Observatorio Agrometeorológico de INTA EEA Paraná) , destacándose los aumentos en color rojo y reducciones en color azul. El mes de septiembre permaneció estable (reducción de menos del 10%). Los valores actualizados mensuales de todo el periodo (1950-2023) se informan en la última fila y puede observarse que en general también implican aumentos.

Tabla 1. Valores mensuales de R para los dos períodos analizados y valores promedio para 1950-2023, según RUSLE2. En rojo: meses con aumentos superiores al 10% respecto al período anterior. En celeste: meses con descensos superiores al 10% respecto al período anterior.

Períodos	**Erosividad mensual (valores medios)**											
	Ene.	**Feb.**	**Mar.**	**Abr.**	**May.**	**Jun.**	**Jul.**	**Ago.**	**Sep.**	**Oct.**	**Nov.**	**Dic.**
1950-1998	898,5	753,1	989,6	551,0	173,0	149,3	62,4	59,8	246,0	739,4	679,3	729,6
1999-2023	958,7	1081,4	1265,2	1143,1	597,3	96,2	78,4	101,0	238,6	619,3	894,2	1243,8
1950-2023	920,5	865,1	1084,7	751,3	315,1	130,0	66,1	72,0	242,5	699,8	752,7	904,3

Factor C en secuencias de cultivo bajo siembra directa

En la Tabla 2 se presentan los valores medios del factor C obtenidos para las secuencias de cultivos, considerando las 16 campañas agrícolas. Se excluyó la 1º campaña (2006/07), por ser aquella en la cual se estaban adaptando las rotaciones/tratamientos y para evitar así la influencia de las prácticas previas sobre los escurrimientos y pérdidas de suelo.

Tabla 2. Factor C. Valor medio para campañas 2007/08 a 2022/23. Letras minúsculas distintas implican diferencias significativas (ANOVA LSD Fisher p<0,10).

	Factor C
S-CC	0,09 (± 0,03) ab
S	0,13 (± 0,07) b
M-T/S	0,03 (± 0,01) a

Se observaron diferencias significativas entre el factor C, con un menor valor para el caso de M-T/S respecto a S. La secuencia S-CC obtuvo valores intermedios. Los valores obtenidos para las 3 secuencias implican un aumento si se consideran informes previos del comienzo del ensayo (2008-2012), con valores que oscilaban entre 0,01 y 0,07 (Gabioud et al., 2014). Sin embargo, al igual que este análisis previo, la diferencia en las magnitudes entre el monocultivo de soja con y sin cultivo de cobertura y M-T/S es similar. En este caso el factor C en S fue aproximadamente 4 veces superior a la rotación M-T/S. Estos aumentos en el valor del factor C respecto al anterior periodo informado pueden estar ocasionados por los aumentos en la erosividad de las lluvias reflejados en el apartado anterior, e implican un replanteo de las estrategias en el manejo de los cultivos tendientes a la protección del suelo ante posibles eventos de lluvia de alta erosividad.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran incrementos en la erosividad de las precipitaciones en la región centro-oeste de Entre Ríos durante el período 1950–2023, evidenciando una tendencia creciente tanto a escala anual como mensual. La alta correlación entre los valores de erosividad calculados mediante USLE y RUSLE2 posibilitó la integración y actualización de la serie histórica. El incremento de erosividad para el periodo 1999-2023 respecto al período 1950-1999, es consistente con antecedentes regionales que señalan mayor frecuencia y/o magnitud de eventos extremos. En cuanto al factor C, las secuencias de cultivo bajo siembra directa presentaron diferencias significativas en su capacidad de protección del suelo frente a la erosión hídrica. El monocultivo de soja presentó un valor 4 veces superior a la rotación maíz–trigo/soja. La inclusión de trigo como cultivo de cobertura invernal, luego del cultivo de soja, permitió atenuar parcialmente las pérdidas, aunque sin alcanzar la efectividad de la rotación maíz-trigo/soja. El aumento de los valores de C en el tiempo refuerza la necesidad de replantear y optimizar las estrategias de manejo y rotación de cultivos. Estas deben orientarse a maximizar la cobertura del suelo y a fortalecer la resiliencia del horizonte superficial frente a eventos de alta erosividad y la creciente variabilidad climática.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del Departamento de Recursos Naturales y Gestión Ambiental de INTA Paraná.

BIBLIOGRAFÍA

Crettaz, E., Gvozdenovich, J., y Saluzzio, M. (2016). *Cálculo del Factor R de la USLE a través del Índice Modificado de Fournier*. ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/321058206_CALCULO_DEL_FACTOR_R_DE_LA_USLE_A_TRAVES_DEL_INDICE_MODIFICADO_DE_FOURNIER

de Rojas, A. E. C. y Conde, A. A. (1985). Estimación del factor “R” de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos para el centro-este de la República Argentina. *Ciencia del Suelo, 3*(12), 85-94.

de Rojas, A. E. C., Conde, A. A., y Moresco, F. (1976). Determinación del índice de erosividad de las lluvias para algunas localidades de Entre Ríos, Santa Fe y Buenos Aires. *IDIA - INTA, 33*, 709-713.

de Rojas, A. E. C. y Saluso, J. H. (1993). Probabilidad de ocurrencia del factor R de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo. *Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, 10-11*, 42-44.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. (2020). *InfoStat* (versión 2020). Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. http://www.infostat.com.ar

Gabioud, E. A., Garciarena, N., Sasal, M. C., Wilson, M. G., y Oszust, J. D. (2014). *Estimación de factores "R" y "C" de USLE bajo siembra directa* [Sesión de conferencia]. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Bahía Blanca, Argentina.

Magrin, G. O., Travasso, M. I., y Rodríguez, G. (2014). Impactos del clima y medidas de adaptación del sistema productivo. En C. Pascale Medina, M. Zubillaga, y M. A. Taboada (Eds.), *Suelos, producción agropecuaria y cambio climático: Avances en la Argentina* (1a ed.). Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Nearing, M. A., Yin, S.-Q., Borrelli, P., y Polyakov, V. O. (2017). Rainfall erosivity: An historical review. *Catena, 157*, 357–362. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.004

Podestá, G., Bert, F., Rajagopalan, B., Apipattanavis, S., Laciana, C., Weber, E., Easterling, W., Katz, R., Letson, D., y Menendez, A. (2009). Decadal climate variability in the Argentine Pampas: Regional impacts of plausible climate scenarios on agricultural systems. *Climate Research, 40*(2-3), 199-210. https://doi.org/10.3354/cr00807

Saluso, J. H. (2008). *Actualización del factor R de la ecuación universal de pérdida de suelo (EUPS) para una amplia zona del país. Período 1950/2005* (Serie Extensión EEA Paraná No. 5, pp. 49-53). INTA.

Sasal, M. C., Wilson, M. G., Bedendo, D. J., y Schulz, G. (2015). Provincia de Entre Ríos. En R. R. Casas y G. F. Albarracín (Eds.), *El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina* (Vol. 2, pp. 111-120). FECIC. https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/2138

USDA-Agricultural Research Service. (2013). *Revised Universal Soil Loss Equation Version 2 (RUSLE2)*. https://www.ars.usda.gov/southeast-area/oxford-ms/national-sedimentation-laboratory/watershed-physical-processes-research/research/rusle2/

Wischmeier, W. H., y Smith, D. D. (1958). Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Eos, Transactions American Geophysical Union, 39*(2), 285-291. https://doi.org/10.1029/TR039I002P00285

Wischmeier, W. H., y Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning* (Agriculture Handbook No. 537). U.S. Department of Agriculture.

SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CAFÉ COMPARADOS A MONOCULTIVO DE CAFÉ E PASTAGEM

Silva, A. de A.[1*], Costa, A. M.[2], Fernades, L. J.[3], Bertini, S. C. B.[4]

[1] Universidade Federal de Uberlândia; * Rodovia LMG 746 KM 01, s/n - Bloco 1AMC, Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil, addriane@ufu.br; [2]Universidade Federal de Minas Gerais; [3]MSc em Qualidade Ambiental-UFU; [4]Professora Visitante Programa de pós graduação em Qualidade Ambiental UFU;

RESUMO: Grandes mudanças climáticas são observadas em distintas áreas como no Cerrado Brasileiro, onde a cafeicultura se destaca em regiões de maior altitude. Porém, a cada ano a temperatura tem sofrido muitas alterações, o que levantou a hipótese de mudar os sistemas de produção para sistemas agroflorestais, com café produzido em sombreamento. Objetivou-se verificar como o sombreamento e as diferenças climáticas de análise de components principais influenciam a temperature, umidade do ar, velocidade do vento. Utilizou-se um Sistema agroflorestal estabelecido com presença de frutas, árvores de espécies nativas e 4 areas distintas de cultivares de café (catuaí, IBC, Mundo Novo, Topázio), área de café em monocultivo a sol pleno, e área de pastagem. Utilizou-se uma mini estação metereológica e avaliação em distintas épocas do ano (julho, setembro, outubro, novembro e dezembro) e quatro horários ao longo do dia, com análise de componentes principais. Observou-se diferenças significativas entre os meses avaliados e os distintos meses de manejo. No mês de Julho, pela menor temperatura media, apresentou uma maior similaridade entre os manejos dos sistemas agroflorestais (SAF) e os a pleno sol. Já no mês de setembro houve uma diferenciação entre os manejos climáticos em que os SAF apresentaram uma maior proximidade em relação a pastagem. Em outubro, já um período marcado pelo período de seca mais severo, o distanciamento entre os quadantes dos SAF e das áreas de monocultivo se concentraram e os dados climáticos se apresentaram com melhores indicadores nas áreas nos SAF. Resultado que se manteve nos meses de novembro e dezembro, mesmo que os dados climáticos tenham sido melhor distribuidos, em função do início da estação chuvosa na região. Concluindo que os sistemas agroflorestais, apresentam um melhor microclima para a produção vegetal, de espécies como o café, que se favorecem pelo sombreamento e temperaturas mais amenas.

PALAVRAS CHAVE: Análise de componentes principais, Mudanças climáticas, Cultivo sustentável.

1190

INTRODUÇÃO

A agricultura moderna está revendo valores e buscando práticas mais sustentáveis de produção. Com a crescente demanda por alimentos, o processo de modernização da agricultura trouxe ao longo dos anos consequências negativas ao meio ambiente, principalmente relacionados ao uso indevido dos solos, destruição de vegetações nativas para abertura de novas áreas para plantio e a contaminação de recursos naturais e dos alimentos. Existem vários sistemas e manejos de cultivo que contribuem para a sustentabilidade agrícola, como a produção de agroenergia com os programas de produção de etanol e biodiesel, produção agroecológica, sistemas agroflorestais, integração lavoura-pecuária-floresta, o manejo integrado de pragas e não se pode deixar de citar o sistema de plantio direto.

Na cafeicultura a utilização de sombreamento é uma prática muito antiga no mundo, particularmente difundido na Colômbia, Costa Rica, Guatemala, El Salvador e México. No norte da América Latina, antes da década de setenta, o café era produzido predominantemente em sistemas sombreados, altamente diversificados, caracterizados pelo baixo impacto ecológico e a baixa produtividade (Jaramillo-Botero et al., 2006). Entre os

benefícios atribuídos a presença de árvores para sombreamento observa-se a promoção de um maior equilíbrio térmico do ambiente; diminui riscos com erosão; aumenta a serapilheira e presença de simbiontes; mantém a umidade relativa em níveis maiores, promovendo um maior conforto as espécies vegetais e animais; auxilia no sequestro de carbono e aumenta a diversidade de animais, além de ter um impacto maior na redução de déficit hídrico nos cultivos (MACÊDO, 2007). Objetiva-se avaliar variáveis climáticas que influenciam os manejos de diferentes variedades de café cultivados na implantação de um sistema agroecológico na cidade de Monte Carmelo, no Cerrado Brasileirol.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O experimento foi conduzido na área experimental da Universidade Federal de Uberlândia *campus* Monte Carmelo - MG, com latitude 18°43' e 27" S e longitude 47°31' e 27", em uma altitude média de 890 m acima do nível do mar. A região é caracterizada por apresentar um clima sazonal, com duas estações bem definidas, uma com verão quente e chuvoso, e outra com inverno frio e seco. A temperatura e o índice pluviométrico médios anuais são de 20,7°C, e 1569,1 mm, respectivamente. Esses valores condizem com o clima tropical com estação seca do tipo Aw, segundo o sistema de Köppen (1948). A área experimental é definida como área de manejo agroecológico do campus de Monte Carmelo, conduzida pelo núcleo de pesquisa em agroecologia do cerrado Mineiro (NACEM). Nesta área está implantado um sistema agroflorestal com consórcio de café, frutíferas e espécies nativas (conduzida em manejo de transição agroecológica pelo período de 2 anos), em que realizou-se no ano de 2018 a implantação de mudas de café de quatro cultivares diferentes em 9 linhas com média de 40 plantas por linha, sendo 10 plantas de cada cultivar, esse desenho amostral permite que em cada linha estejam presentes os 4 cultivares. As cultivares escolhidos foram Mundo Novo, IBC, Catuaí e Topázio, que são amplamente utilizadas na região, permitindo avaliar sua adaptabilidade na região. O sistema foi prioritariamente implantado com as espécies frutíferas e nativas em 2017, com consórcio de hortaliças e em 2018, com as frutíferas já implantadas realizou-se o plantio do café. O solo da área é caracterizado como LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, de textura argilosa (EMBRAPA, 2013). Mensalmente foram coletados dados microclimáticos em cada parcela com uma miniestação meteorológica. Foram recolhidos dados na superfície do solo e a 2 m de altitude, sendo eles velocidade do vento (m/s), umidade relativa do ar (%) e temperatura (°C). Foram coletados dados climáticos de uma lavoura de café convencional ao lado do SAF e de um pasto consorciado com espécies arbóreas para efeito de comparação com o SAF. As coletas foram realizadas nos meses de julho, setembro, outubro, novembro e dezembro de 2019, em 4 horários distintos, às 8:00, 10:00, 14:00 e 16 horas. Foram realizados testes de análises multivariadas, para compreender as correlações possíveis dentro do sistema agroflorestal e o componente principal café, e suas diferentes variedades. A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para visualizar as associações entre os tratamentos (i.e cultivares do sistema agroflorestal e culturas adicionais) e os dados climáticos amostrados em diferentes horários do dia, e para verificar se os dados climáticos e os horários de avaliação interferem sobre os tratamentos, mostrando dissimilaridades ou similaridades entre esses grupos (Lepš & Šmilauer 2003). ACP foi realizada usando o programa Canoco versão 4.5 (Biometris, Netherlands

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No mês de julho, o eixo 1 separou o pasto dos demais tratamentos (Figura 1). Eixo 1 explicou 40.4% da variabilidade dos dados climáticos enquanto que o eixo 2 17.7%. Pasto foi positivamente associado aos ventos a 2 metros do solo e a umidade relativa na superfície do solo e a 2 metros de altura nos horários de 8 horas e 10 horas, e negativamente associado a todas as temperaturas, independentemente do horário de medição. As cultivares de café no sistema SAF permaneceram agrupadas e foram positivamente associadas as temperaturas na superfície do solo e a 2 metros de altura, independente do horário de medição. Café foi positivamente associado a umidade relativa superficial e a 2 metros de altura do solo e negativamente associado as temperaturas no horário de 16 horas. O café foi separado dos

demais tratamentos pelo eixo 2. As umidades relativas no horário de 13 horas e temperaturas medidas às 16 horas foram negativamente associadas ao café.
Os tratamentos são representados pelas seguintes siglas: SAF IBC – Sistema agroflorestal com a cultivar de café IBC; SAF MN - Sistema agroflorestal com a cultivar de café Mundo Novo; SAF TOP - Sistema agroflorestal com a cultivar de café Topázio; SAF CAT - Sistema agroflorestal com a cultivar de café Catuaí; CAFÉ – plantio convencional; PASTO – pasto. As variáveis são representadas pelas setas e são seguintes: TEMPSU - Temperatura superficial do solo; TEMP2M – Temperatura a 2 metros do solo; VENTSU – Velocidade do vento na superfície do solo; VENT2M – Velocidade do vento a 2 metros do solo; URSUP – Umidade relativa na superfície do solo; UR2M – Umidade relativa a 2 metros do solo. Os horários de amostragem dos parâmetros climáticos são representados da seguinte forma: 8 – 8 horas; 10 – 10 horas; 13 – 13 horas; 16 – 16 horas.(dados utilizados em todas as figuras)

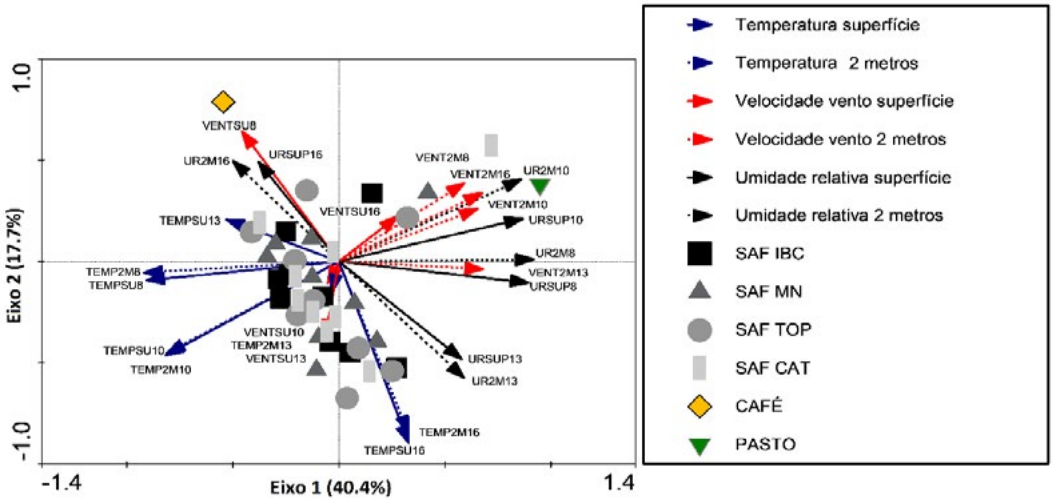


Figura 1. Análise de componentes principais (PCA) baseados em dados climáticos coletados no mês de julho em cultivares de café no sistema agroflorestal (SAF), café e pasto.

No mês de setembro, café e pasto foram separados dos tratamentos do sistema agroflorestal por meio do eixo 1 (Figura 2). Os dois primeiros eixos explicaram 68.1% da variabilidade dos dados climáticos. As velocidades de vento na superfície do solo e a 2 metros de altura foram positivamente associadas ao pasto. Café foi positivamente associado as velocidades de vento superficial e a 2 metros solo, exceto para o horário de 16 horas. Pasto foi negativamente associado as temperaturas e umidades relativas na superfície do solo e a 2 metros de altura, enquanto que as cultivares do sistema agroflorestal foram todas positivamente associados a essas variáveis, independente do horário de coleta de dados.

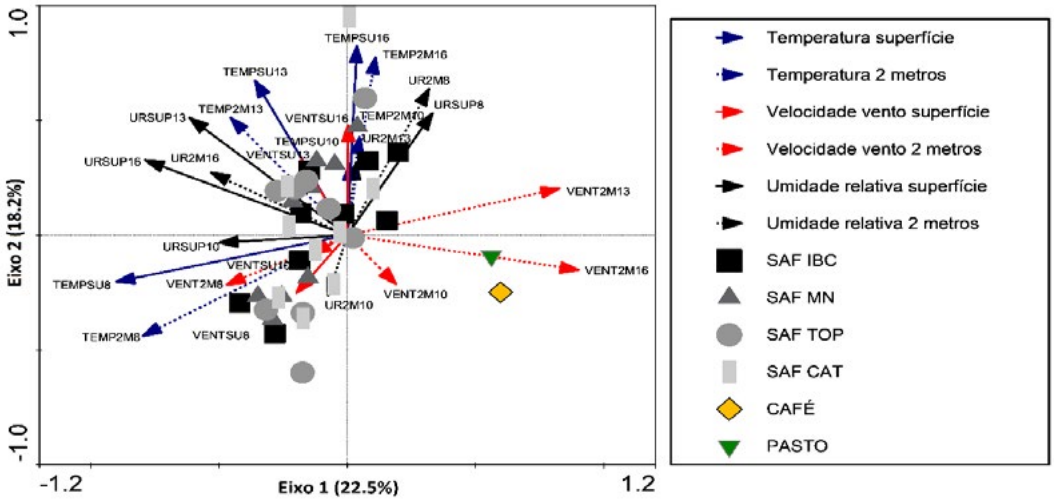


Figura 2. Análise de componentes principais (PCA) baseados em dados climáticos coletados no mês de setembro em cultivares de café no sistema agroflorestal (SAF), café e pasto.

No mês de outubro, as cultivares do sistema agroflorestal ficaram agrupadas e se separaram do café e pasto pelo eixo 1 (Figura 7). Os dois primeiros eixos explicaram 40.7% da variabilidade dos dados climáticos. Café e pasto estiveram positivamente associados a velocidade de vento a 2 metros de altura nos horários de 10 horas, 13 horas e 16 horas, e foram negativamente associados a velocidade de vento na superfície do solo, temperaturas e umidades relativas.

No mês de novembro (Figura 3), café e pasto estiveram agrupados, e negativamente associados as cultivares de café no sistema agroflorestal (Figura 8). As velocidades do vento na superfície e a 2 metros de altura do solo foram associadas positivamente ao pasto e café, e negativamente associados as cultivares do sistema agroflorestal. As cultivares do sistema agroflorestal foram positivamente associadas às temperaturas e umidades relativas na superfície do solo e a 2 metros de altura, exceto umidades relativas no horário de 8 horas. O eixo 1 explicou 53% da variabilidade dos dados climáticos, enquanto que o eixo 2 explicou 12.3%.

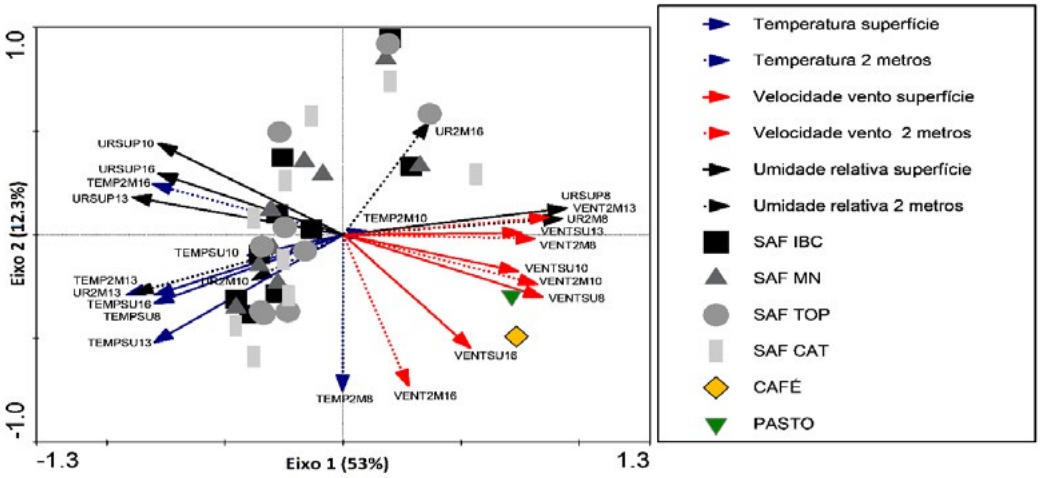


Figura 3. Análise de componentes principais (PCA) baseados em dados climáticos coletados no mês de outubro em cultivares de café no sistema agroflorestal (SAF), café e pasto.

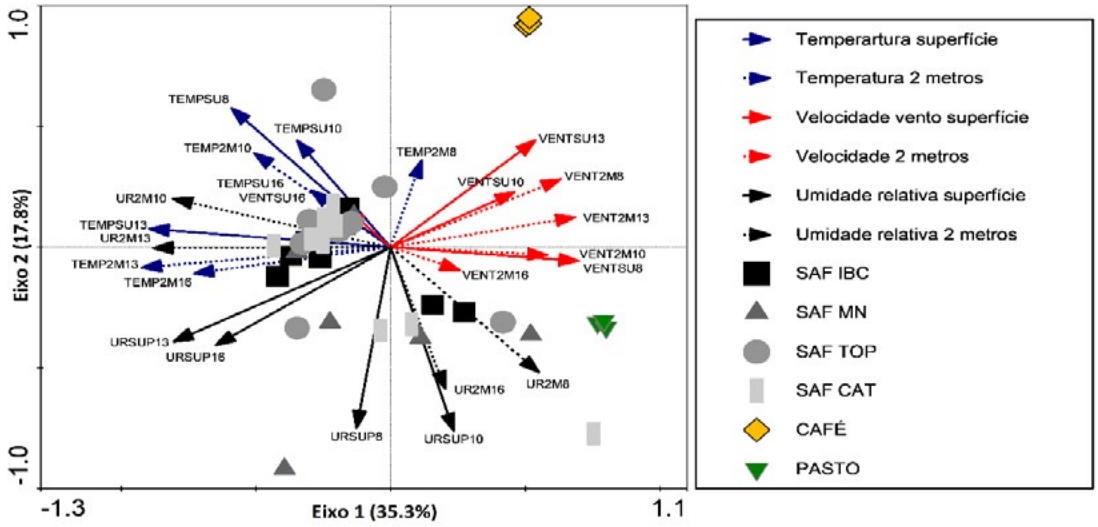


Figura 4. Análise de componentes principais (PCA) baseados em dados climáticos coletados no mês de outubro em cultivares de café no sistema agroflorestal (SAF), café e pasto.

No mês de dezembro, o café se separou dos demais tratamentos por meio do eixo 2 e apresentou associação negativa com a umidade relativa (Figura 4). Pasto e café foram positivamente associados com as de velocidades do vento. O pasto foi negativamente associado as temperaturas. As cultivares do sistema agroflorestal foram positivamente associadas as temperaturas e umidades relativas, independente dos horários amostrados.

1194

Os dados climáticos e os horários de avaliação não diferenciaram as cultivares de café dentro do sistema agroflorestal. Os dados climáticos diferenciaram o café e o pasto das cultivares do sistema agroflorestal.

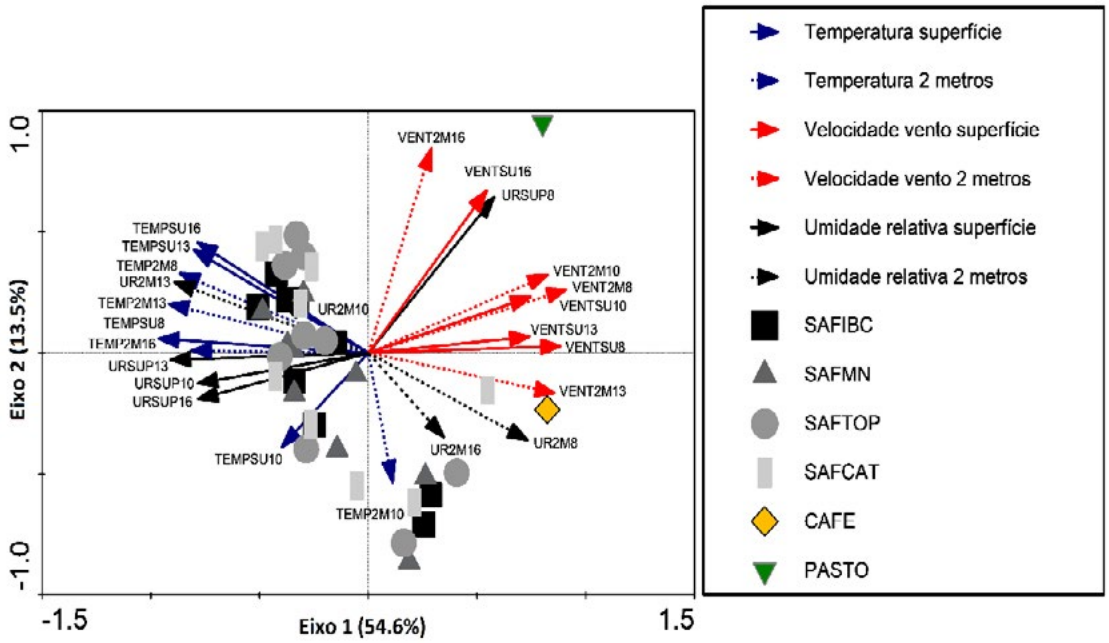


Figura 5. Análise de componentes principais (PCA) baseados em dados climáticos coletados no mês de dezembro em cultivares de café no sistema agroflorestal (SAF), café e pasto.

CONCLUSÕES

Os dados climáticos e os horários de avaliação não diferenciaram as cultivares de café dentro do sistema agroflorestal. Os dados climáticos diferenciaram o café e o pasto das cultivares do sistema agroflorestal. As análises mostraram que a medida que se tem temperaturas e umidades relativas mais elevadas, as velocidades de vento são mais baixas, exceto no mês de julho. O pasto e o café tendem a ter ventos com alta velocidade e temperaturas mais baixas na superfície e a 2 metros do solo do que as cultivares do sistema agroflorestal.

AGRADECIMENTOS: Ao CNPq projeto de apoio aos núcleos de agroecologia Edital 01/2025-Projeto 441900/2025 – NACEM-UFU e a UFU- Universidade Federal de Uberlândia e ao Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental. A Fapemig projeto APQ05719-24 e todos os apoios as pesquisas no Estado de Minas Gerais. Agradecimentos ao PPGGEO-UFMG e ao NEPZAP-UFMG. Ao colégio Doutoral Tordesilhas e a CAPES (Código de Financiamento 001).

BIBLIOGRAFÍA

Apellido, A. (1999). Relaciones suelo-vegetación en saladares del SE de España. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia. Publicación en CD. España.

Empresa Brasilera de pesquisa agropecuária - EMBRAPA. (2013) Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3. ed. rev. ampl. – Brasília, DF: Embrapa.

Koppen, W. (1948) Climatologia. Fundo de Cultura. Economia, México, 478p.

Jaramillo-Botero, C., Martinez, H. E. P., Santos, R. H. S. (2006) Características do café (coffea arabica l.) sombreado no norte da América Latina e no Brasil: análise comparativa. Coffee Science, Lavras, v. 1, n. 2, p. 94-102, jul./dez.

Macëdo, Jeferson Luis Vasconcelos de. (2007) CULTIVO DE FRUTEIRAS EM SISTEMAS Agroflorestais. I Encontro de Frutas Nativas do Norte e Nordeste do Brasil, São Luis, v. 1, n. 1, 7 nov. 2007. Embrapa Amazônia Ocidental, p. 1-29. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/112716/1/Cultivo-de-Fruteiras-em-Sistemas-Agroflorestais.pdf.

HISTORIA DE CULTIVO DE MANÍ Y CALIDAD FÍSICA DEL SUELO EN EL OESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Steinbach, H. S.[1*], Rimski-Korsakov, H.[1], Nocerez, A. S.[1], Caffaro, M. M.[1], Alvarez, C. R.[1], Varela, N.[1], Blanco Pinto, M. M.[1], Robredo, S.[1]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. *steinbac@agro.uba.ar

RESUMEN: La inclusión del maní en rotaciones agrícolas puede incrementar el riesgo de degradación física y erosión eólica en suelos arenosos debido a la remoción de suelo durante la cosecha y a la reducción temporaria de cobertura. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la historia reciente del maní sobre indicadores de calidad física del suelo. El estudio se realizó en el establecimiento Bersee, luego de la cosecha de soja (7/7/2025), comparando tres historias de rotación: Sin maní, Maní 1 año (maní 2023/24) y Maní 4 años (maní 2020/21), en dos posiciones del paisaje (loma y media loma). Se caracterizó el suelo (0–30 cm) mediante carbono orgánico (Walkley–Black) y textura (Bouyoucos). Se determinaron densidad aparente (DAP) en estratos de suelo 0–5; 5–15; 15–30 cm, infiltración (infiltrómetro de anillo), resistencia mecánica (0–30 cm cada 5 cm) y humedad gravimétrica asociada, cobertura y biomasa de residuos, estabilidad estructural (Le Bissonnais) y fracción erosionable. Los datos se analizaron con modelos mixtos (efecto fijo: historia de maní; efectos aleatorios: lote y posición topográfica) y se integraron mediante análisis de componentes principales (ACP). No se detectaron diferencias significativas atribuibles a la historia de maní en DAP, infiltración, resistencia mecánica, cobertura, estabilidad estructural ni fracción erosionable. La infiltración fue mayor en loma que en media loma (266 vs 102 mm h^{-1}; p=0,005). La resistencia mecánica se relacionó inversamente con la humedad (p<0,0002; R^2=0,34). El ACP indicó que la variabilidad de las propiedades físicas del suelo estuvo principalmente controlada por la textura, el carbono orgánico y la posición topográfica, sin un efecto consistente de la historia de cultivo de maní.

PALABRAS CLAVE: maní, calidad física del suelo, residuos de cosecha.

INTRODUCCIÓN

La inclusión del maní en la rotación agrícola se presenta como una alternativa para mejorar la rentabilidad del sistema productivo y diversificar la producción (Fernández & Giayetto, 2017). Sin embargo, en ambientes de textura arenosa, su incorporación puede incrementar el riesgo de degradación física del suelo y de erosión eólica. Este riesgo se asocia a características propias del cultivo, tales como la remoción intensa del suelo durante la cosecha, la reducción temporaria de la cobertura superficial y la baja estabilidad estructural, particularmente en suelos con bajo contenido de carbono orgánico (Colazo et al., 2023). No obstante, la magnitud de estos procesos puede verse condicionada por factores edáficos intrínsecos, como la textura y la posición en el paisaje, que regulan el funcionamiento físico del suelo y su respuesta frente a las prácticas de manejo particularmente en sistemas con historia reciente de maní. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la historia de maní sobre la calidad física del suelo y su susceptibilidad a la erosión.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el establecimiento Bersee (Henderson, prov. Buenos Aires). Luego de la cosecha de soja (7/7/2025) se evaluaron seis situaciones representativas combinando tres historias de maní: Sin maní, Maní 1 año (campaña 2023/24) y Maní 4 años (campaña 2020/21), y dos posiciones topográficas: loma (L) y media loma (ML). Se obtuvo una

muestra de suelo compuesta (10 submuestras) por lote (0–30 cm) para determinar carbono orgánico (COT) Walkley y Black (Nelson y Sommers 1996) y la composición granulométrica por Bouyoucos (Bouyoucos 1936). La densidad aparente (DAP) del suelo se determinó por el método del cilindro (100 cm^3) en los estratos 0–5 cm, 7,5–12,5 cm (representativo 5–15 cm) y 20–25 cm (representativo 15–30 cm). Se tomaron 10 repeticiones en 0–5 cm y 5 repeticiones en las otras profundidades. Con la DAP y la concentración de COT se calculó el stock de carbono orgánico (Mg ha^{-}) 0-30 cm. A partir de la información de textura y COT, se estimó la lámina de agua útil del suelo mediante ecuaciones de pedotransferencia, de acuerdo con Rawls et al. (2003). La infiltración se determinó con el infiltrómetro de simple anillo modelo INTA Anguil (4 registros por lote). La resistencia mecánica (RM) se determinó de 0–30 cm cada 5 cm con penetrómetro dinámico de golpes (Modelo INTA Villegas), con 10 repeticiones por situación y profundidad. Paralelamente se tomaron muestras para humedad gravimétrica por estrato, obteniendo una muestra compuesta por lote y profundidad. Se calculó el porcentaje de cobertura del suelo mediante la observación de la presencia de rastrojo en 12 puntos a intervalos regulares de una vara de madera. Se realizaron 10 determinaciones por lote. La biomasa de rastrojo se estimó mediante la recolección de cuatro submuestras por lote, cada una correspondiente a una superficie de 40 × 40 cm. Las muestras se lavaron para retirar el suelo y se las secó en estufa a 60ºC hasta peso constante y se registró el peso seco. Se extrajeron tres muestras de suelo (15 × 15 cm y 10 cm de espesor), y en cada muestra se determinó el diámetro medio ponderado de agregados estables (DMP) (método de Le Bissonnais, agregados 3–5 mm) y la fracción erosionable (<0,84 mm). Para el análisis de los datos se ajustaron modelos mixtos con historia de maní como efecto fijo y lote y posición topográfica como efectos aleatorios. Para integrar la información se realizó un análisis de componentes principales (ACP).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración de carbono orgánico (COT) y la composición granulométrica del estrato de suelo 0–30 cm para cada historia de maní y posición topográfica se presentan en la Tabla 1. Los valores de COT variaron entre 0,85 y 1,88 %, observándose una marcada heterogeneidad asociada principalmente a diferencias texturales y a la posición en el paisaje.

Tabla 1. Carbono orgánico (COT, %) y composición granulométrica del estrato de suelo 0–30 cm según historia de cultivo de maní y posición topográfica.

Tratamiento	Posición	COT	Textura (%)		
		(%)	Arena	Limo	Arcilla
Sin maní	Loma	0,92	77,6	12,0	10,4
Maní 1 año	Loma	1,26	71,4	13,8	14,8
Maní 4 años	Loma	1,88	66,6	20,2	13,2
Sin maní	Media loma	1,42	64,4	21,2	14,4
Maní 1 año	Media loma	0,85	65,7	19,2	15,1
Maní 4 años	Media loma	1,01	74,4	15,6	10,1

Densidad aparente

La densidad aparente no mostró diferencias significativas asociadas a la historia de cultivo de maní, a la posición topográfica ni a su interacción (Figura 1). Los valores observados se mantuvieron dentro de rangos típicos para suelos de textura franca a arenosa, sin evidenciar procesos de compactación atribuibles a la inclusión del maní en la rotación.

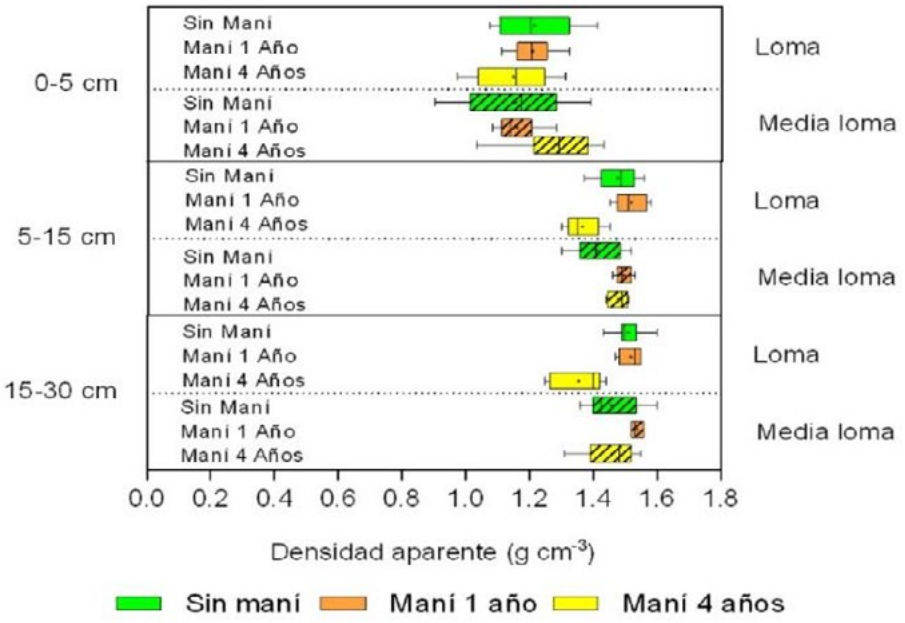


Figura 1. Densidad aparente del suelo (DAP, g cm^{-3}) según la historia de cultivo de maní (Sin maní, Maní 1 año y Maní 4 años) y la posición topográfica (Loma y Media loma). El diagrama de caja muestra los cuartiles 0,25–0,75 y la mediana; los bigotes indican los valores mínimos y máximos, y los símbolos (+) las medias.

1198

Infiltración

La infiltración no fue afectada por la historia de cultivo de maní, pero sí por la posición topográfica (p = 0,005). Los sitios ubicados en loma presentaron tasas de infiltración significativamente mayores (266 mm h^{-1}) que los de media loma (102 mm h^{-1}) (Figura 2). No se observó una relación significativa entre la DAP superficial y la infiltración, lo que sugiere que factores texturales y estructurales asociados al paisaje tuvieron un rol predominante.

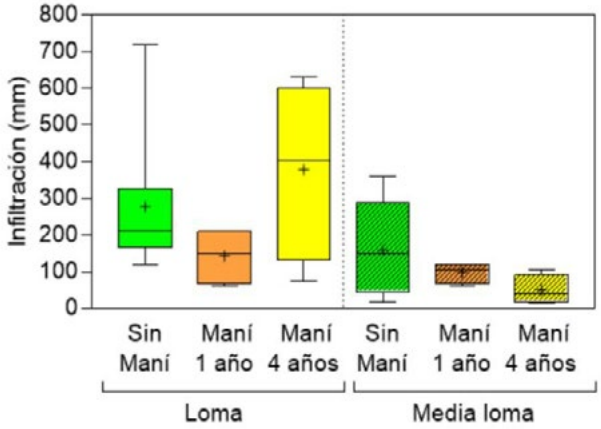


Figura 2. Infiltración (mm h^{-1}) según la historia de cultivo de maní (Sin maní, Maní 1 año y Maní 4 años) y la posición topográfica (Loma y Media loma). El diagrama de caja muestra los cuartiles 0,25–0,75 y la mediana; los bigotes indican los valores mínimos y máximos, y los símbolos (+) las medias.

Resistencia mecánica y humedad gravimétrica

No se detectaron diferencias significativas en la resistencia mecánica del suelo asociadas a la historia de cultivo de maní, a la posición topográfica ni a su interacción, en ninguna de las profundidades evaluadas (Figura 3A). En la mayoría de las situaciones, los valores de resistencia mecánica se mantuvieron por debajo del umbral crítico de 2,5 MPa, superándose

este valor solo en casos puntuales correspondientes a la historia de maní de un año. La humedad gravimétrica presentó una distribución similar entre tratamientos y posiciones topográficas (Figura 3B). Al analizar ambas variables en conjunto, se observó una relación inversa significativa entre la resistencia mecánica y la humedad gravimétrica ($p < 0,0002$; $R^2 = 0,34$), indicando que el contenido hídrico del suelo fue un factor determinante en la variabilidad de la resistencia a la penetración (Figura 3 C).

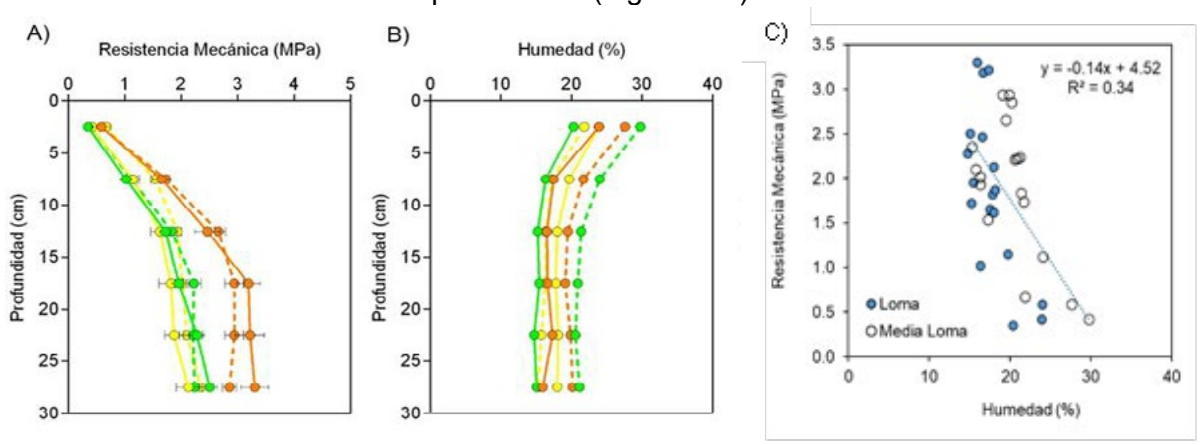


Figura 3. A) Resistencia mecánica (MPa) y B) Humedad gravimétrica (Humedad %) según la historia de maní: Sin maní (verde), Maní 1 año (naranja), Maní 4 años (amarillo) y la posición topográfica: Loma (línea quebrada) y Media loma (línea llena) de 0 a 30 cm. Líneas: error estándar. C) Relación entre la resistencia mecánica y la humedad gravimétrica.

Cobertura del suelo y biomasa de residuos vegetales

La cobertura superficial del suelo no presentó diferencias significativas atribuibles a la historia de cultivo de maní, a la posición topográfica ni a su interacción (Figura 4A). La biomasa de residuos vegetales mostró variabilidad entre situaciones, aunque no fue posible realizar un análisis estadístico debido a la falta de repeticiones (Figura 4B). En conjunto, estos resultados sugieren que, al momento del muestreo, la cobertura no constituyó un factor diferencial entre los tratamientos evaluados.

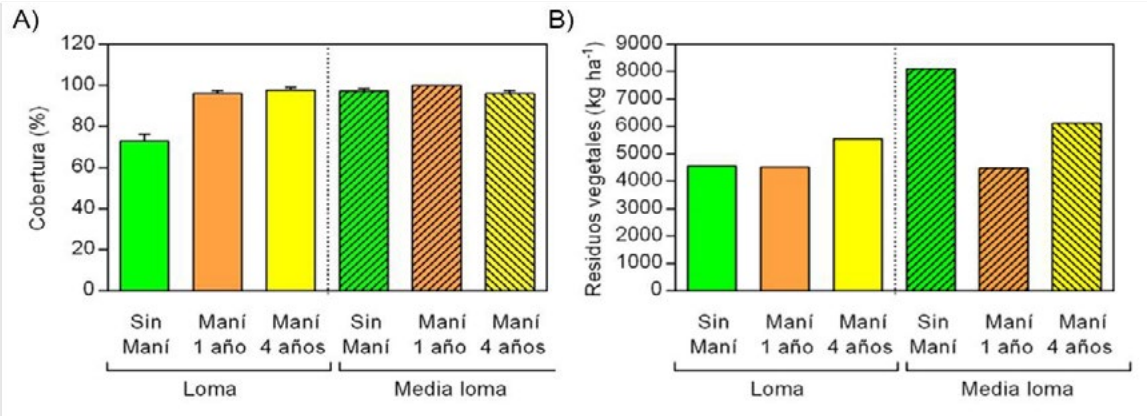


Figura 4. A) Cobertura del suelo (%) y B) Residuos vegetales (kg ha^{-1}) en relación con la historia de maní (Sin maní, Maní 1 año, Maní 4 años y la posición topográfica (Loma y Media loma). Líneas: error estándar.

Estabilidad estructural

La estabilidad estructural del suelo, evaluada mediante el diámetro medio ponderado de agregados (DMP), no presentó diferencias significativas asociadas a la historia de cultivo de maní, a la posición topográfica ni a la interacción entre ambos factores (Tabla 2). Los valores de DMP obtenidos indicaron una estabilidad estructural moderada a buena en la mayoría de las situaciones evaluadas, sin evidenciar un deterioro atribuible a la inclusión reciente del maní en la rotación. Del mismo modo, la fracción erosionable no mostró

variaciones significativas entre tratamientos (Tabla 2), lo que sugiere que la susceptibilidad a la erosión eólica no fue modificada por la historia del cultivo.

Tabla 2. Diámetro medio ponderado de agregados estables (DMP, mm) y fracción erosionable (FE, %) según historia de maní y posición topográfica. Los valores entre paréntesis corresponden al error estándar.

Propiedad	Loma			Media loma		
	Sin maní	Maní 1 año	Maní 4 años	Sin maní	Maní 1 año	Maní 4 años
DMP (mm)	1,25 (0,34)	1,55 (0,04)	2,04 (0,23)	2,22 (0,12)	1,61 (0,03)	2,04 (0,03)
FE (%)	54,78 (12,06)	38,48 (2,00)	27,95 (3,11)	16,21 (1,50)	24,5 (6,12)	15,13 (5,13)

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales permitió integrar de manera conjunta las propiedades físicas, hídricas y estructurales del suelo (Figura 5).

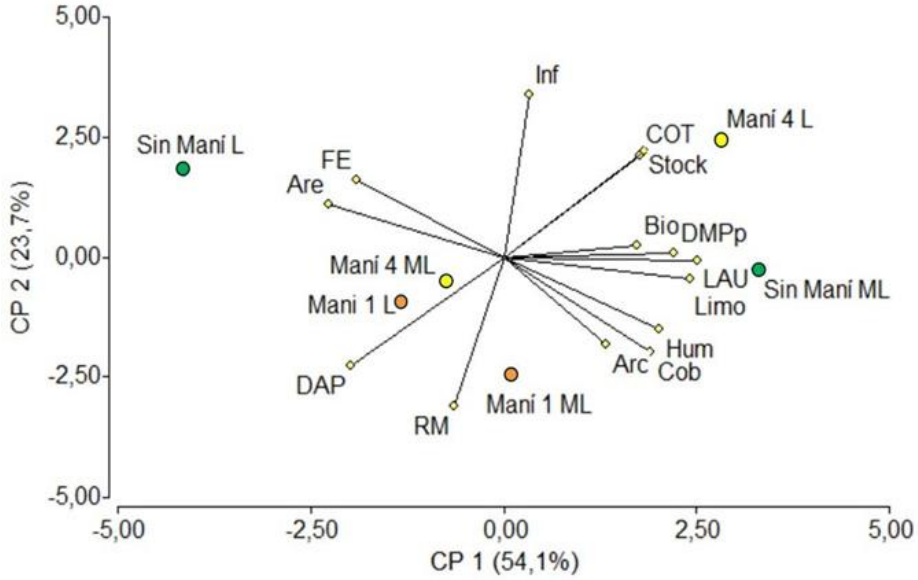


Figura 5. Análisis de Componentes Principales. Variables: COT (Carbono orgánico 0-30 cm; %); Stock (Stock de carbono orgánico 0-30 cm; t ha^{-1}); Bio (Biomasa de residuos vegetales; kg ha^{-1}); Cob (Porcentaje de suelo cubierto; %); Are (Arena 0-30 cm; %); Arc (Arcilla 0-30 cm; %); Limo (Limo 0-30 cm; %); FE (Fracción erosionable; %); DMP (Diámetro medio ponderado promedio); DAP (Densidad aparente promedio de 0-30 cm; g cm^{-3}); RM (Resistencia mecánica promedio de 0-30 cm; MPa); Hum (Humedad gravimétrica promedio de 0-30 cm; %); LAU (Lámina de agua útil promedio de 0-30 cm; mm), Inf (Infiltración; mm h^{-1}). Los puntos de colores muestran el ordenamiento de cada lote (Sin Maní, Maní hace 1 año y Maní hace 4 años, en las posiciones Loma y Media Loma respecto de los ejes.

Los dos primeros componentes explicaron el 77,8 % de la variabilidad total. El primer componente (CP1, 54,1 %) representó un gradiente asociado principalmente al contenido de carbono orgánico, fracciones granulométricas finas, estabilidad estructural, cobertura y capacidad de retención hídrica, en oposición a la DAP, la fracción arena y la fracción erosionable. El segundo componente (CP2, 23,7 %) estuvo vinculado al comportamiento hídrico y mecánico del suelo, diferenciando principalmente la infiltración y la resistencia mecánica. El ordenamiento de los lotes en el espacio multivariado no mostró una separación clara según la historia de cultivo de maní, reforzando que las diferencias observadas estuvieron dominadas por características intrínsecas del suelo y la posición topográfica sin evidenciar un efecto consistente de la historia de cultivo de maní, tal como ha sido reportado para suelos de textura arenosa (Dexter, 2004; Reichert et al., 2016).

CONCLUSIONES

En las condiciones evaluadas, la historia de cultivo de maní no generó cambios significativos en los indicadores de calidad física del suelo analizados. La densidad aparente, infiltración, resistencia mecánica, estabilidad estructural, fracción erosionable y cobertura superficial no mostraron variaciones atribuibles a la inclusión del maní en la rotación. Las diferencias observadas entre sitios estuvieron principalmente asociadas a la textura, el contenido de carbono orgánico y la humedad del suelo, así como a la posición topográfica. El análisis multivariado confirmó que estos factores explicaron la mayor parte de la variabilidad, mientras que la historia de maní no emergió como un factor diferenciador. El monitoreo en el tiempo permitirá evaluar si el efecto del maní es de corto plazo o se prolonga en el tiempo.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la región CREA Oeste, y al CREA Henderson-Daireaux por brindar el acceso a los lotes de producción, el financiamiento de los viajes de muestreo y por la colaboración brindada durante las tareas de muestreo a campo.

BIBLIOGRAFÍA

Bouyoucos, G. J. (1936). Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. Soil Science, 42, 225–238.

Colazo, J. C., Buschiazzo, D. E. y Peinemann, N. (2023). Soil physical degradation and wind erosion risk in sandy soils under contrasting crop management. Soil & Tillage Research, 225, 105518.

Dexter, A. R. (2004). Soil physical quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter. Geoderma, 120, 201–214.

Fernández, E. y Giayetto, O. (2017). El cultivo de maní en sistemas agrícolas de la región pampeana. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, 49, 45–58.

Nelson, D. W., y Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In D. L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. *Part 3. Chemical Methods* (pp. 961–1010). Soil Science Society of America, Madison, WI.

Rawls, W. J., Pachepsky, Y. A., Ritchie, J. C., Sobecki, T. M., y Bloodworth, H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. Geoderma, 116, 61–76.

Reichert, J. M., Suzuki, L. E. A. S., Reinert, D. J., Horn, R. y Håkansson, I. (2016). Reference bulk density and critical degree of compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. Soil & Tillage Research, 159, 1–10.

EFECTO DEL CULTIVO DE COBERTURA SOBRE LA RESISTENCIA MECÁNICA DEL SUELO Y LA ACUMULACIÓN DE AGUA EN EL SO DE CORDOBA

Urrutia, S.[1], Alvarez, C. R.[2*], Andreoni, L.[3], Stieglitz, S.[4]

[1]Danglar Agronegocios SA, [2]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, [3]Consultora BioRed, [4]AgroDesign.
[*]alvarezc@agro.uba.ar

RESUMEN: Los cultivos de cobertura (CC) constituyen una herramienta clave para mejorar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas, aunque su adopción en ambientes semiáridos plantea interrogantes vinculados al uso del agua. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de una consociación vicia (*Vicia villosa*)–centeno (*Secale cereale* L.) en siembra directa sobre la producción de biomasa, la resistencia mecánica del suelo (RM) y la disponibilidad hídrica a la siembra del cultivo de renta, en el sudoeste de la provincia de Córdoba. El estudio se realizó en diez lotes productivos con suelos Hapludoles franco-arenosos, comparando dos tratamientos: cultivo de cobertura (CC) y barbecho químico (Barbecho). Se determinó la biomasa aérea al momento del secado del CC, la humedad del suelo hasta 120 cm de profundidad al secado del CC y a la siembra de maíz, y la RM y RM máxima (RMmáx) hasta 80 cm de profundidad mediante penetrómetro estático. La producción promedio de biomasa del CC fue de 3104 kg MS ha^{-1}, asociada a una campaña con elevada disponibilidad hídrica. Al momento del secado del CC, el contenido hídrico del suelo fue 19 mm inferior al barbecho, diferencia concentrada en profundidades mayores a 40 cm. Sin embargo, a la siembra del maíz no se registraron diferencias significativas en la humedad del perfil entre tratamientos, como consecuencia de las precipitaciones ocurridas durante el barbecho posterior. La RM y la RMmáx fueron significativamente menores en el tratamiento con CC en los primeros 50 cm del perfil, con reducciones de hasta 10% en RM y 15% en RMmáx respecto del Barbecho, sin superar el valor de 3 MPa de RM. Estos resultados destacan el rol de los CC como una estrategia para mejorar la condición física del suelo sin comprometer la disponibilidad hídrica a la siembra en campañas con adecuada recarga hídrica.

PALABRAS CLAVE: propiedades físicas, lámina de agua, cobertura.

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) se han consolidado como una práctica clave para mejorar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas modernos. A diferencia de los cultivos de renta, su función principal no es la producción de grano, sino la provisión de otros múltiples servicios ecosistémicos, entre los que se destacan la reducción de la erosión, la mejora de las propiedades físicas del suelo, el aumento de la materia orgánica, el reciclado de nutrientes, la fijación biológica de nitrógeno, el control de malezas y la regulación hídrica, además de su contribución a la mitigación del cambio climático mediante la captura de carbono (Blanco-Canqui, 2015). Estos efectos se explican fundamentalmente por la cobertura continua del suelo, la producción de biomasa y la actividad radical, que en conjunto mejoran la resiliencia y estabilidad de los sistemas productivos. Entre las propiedades físicas del suelo, la resistencia mecánica (RM) resulta particularmente relevante por su asociación directa con el crecimiento radical. Valores elevados de RM pueden restringir la penetración de raíces y limitar la exploración del perfil, afectando la absorción de agua y nutrientes por parte de los cultivos (Taboada et al., 2008). En este contexto, los CC pueden modificar la RM del suelo a través de la acción

de las raíces y del aporte de biomasa, favoreciendo cambios en la estructura y en la continuidad de los macroporos, especialmente en los primeros centímetros del perfil. En la Región Pampeana, diversos estudios han demostrado que los CC generan beneficios productivos y ambientales, como mejora de la cobertura del suelo, reducción de malezas y aporte de nitrógeno biológico al cultivo siguiente (Álvarez et al., 2017; Rimski-Korsakov et al., 2015).
Sin embargo, su implementación en ambientes con limitaciones hídricas presenta desafíos importantes. El consumo de agua por parte de los CC puede reducir la humedad disponible en el perfil al momento de la siembra del cultivo de renta, afectando su rendimiento potencial, especialmente en regiones subhúmedas y semiáridas donde el agua constituye el principal factor de riesgo productivo (Garba et al., 2022). Por ello, resulta fundamental definir estrategias de manejo que maximicen los beneficios de los CC sin comprometer el recurso hídrico.
El presente estudio se desarrolló en la región semiárida pampeana, caracterizada por precipitaciones anuales del orden de 700–750 mm, alta variabilidad interanual y suelos Hapludoles franco-arenosos, con bajos contenidos de materia orgánica, buena infiltración, pero limitada capacidad de retención de agua (Ministerio de Agricultura y Ganadería de Córdoba, 2026). En este contexto, los barbechos largos son una práctica habitual para acumular agua, aunque incrementan el riesgo de erosión, pérdida de cobertura y proliferación de malezas (Licona, 2019, Nielsen y Calderón, 2019). Frente a este escenario, persisten interrogantes clave sobre los efectos reales de los CC en ambientes semiáridos, particularmente en relación con su impacto sobre el consumo hídrico, la disponibilidad de agua a la siembra del cultivo de renta y la resistencia mecánica del suelo. En este marco, el objetivo de este trabajo fue analizar el impacto de la consociación vicia–centeno en un sistema de siembra directa, evaluando la biomasa producida, la resistencia mecánica del suelo y la humedad a la siembra del cultivo de renta, con el fin de generar información técnica que contribuya a la toma de decisiones productivas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

La zona de estudio se ubica entre Villa Sarmiento y Washington, departamento Río Cuarto, Provincia de Córdoba, Argentina (33°59'51.0"S 64°46'45.0"W). La precipitación media anual es 737 mm (periodo 2004/2005 - 2024/25) con una fuerte concentración de lluvias entre octubre y abril. Los suelos son Hapludoles Típicos correspondiente a la carta de suelo de Villa Sarmiento, Córdoba, Hoja 3566-6 Villa Sarmiento (Ministerio de Agricultura y Ganadería de Córdoba, 2026). Los lotes se manejan bajo siembra directa desde hace varios años, en una secuencia histórica de rotación que incluye: Maíz-CC de centeno/Soja- Maíz. En la campaña previa al ensayo se realizó soja sin fertilización en todos los lotes evaluados en este trabajo, siguiendo la práctica habitual del establecimiento.

Diseño experimental, tratamientos y manejo de los cultivos

Se establecieron dos tratamientos en diez lotes del establecimiento: 1. Cultivo de cobertura (CC); 2. Barbecho químico (Barbecho). El tratamiento CC consistió en la siembra de una mezcla de vicia (*Vicia villosa*, 24 $kgha^{-1}$) y centeno (*Secale cereale* L., variedad Quehué, 5 $kgha^{-1}$). La implantación se realizó mediante siembra a chorrillo, distribuyendo la semilla en surcos continuos a 26 cm de distancia. Esta combinación de especies busca integrar los beneficios de una leguminosa fijadora de nitrógeno (*Vicia villosa*) y raíz pivotante, con los de una gramínea de alto aporte en biomasa (centeno). La vicia se inoculó el mismo día de siembra, utilizando la cepa *Rhizobium leguminosarum biovar viceae*. Las fechas de siembra de los distintos lotes fueron del 16 al 28 de abril de 2025 y las fechas de secado químico de los CC fueron del 9 al 18 de septiembre de 2025.

Determinaciones

Al momento de la interrupción del CC se determinó la biomasa aérea acumulada. Para ello se tomaron cinco cuadrantes de 20 x 20 cm distribuidos en forma aleatoria a lo largo de la franja del tratamiento CC. El material cosechado se secó en estufa a 60ºC hasta peso constante y se expresó como peso seco por unidad de superficie. La determinación de la humedad gravimétrica del suelo se realizó en dos momentos: al momento del secado del CC (11 de septiembre de 2025) y a la siembra del cultivo de renta (maíz, 20 de noviembre de 2025). Las muestras

se obtuvieron hasta 1,20 m de profundidad, a intervalos de 20 cm. En cada tratamiento, en cada lote (repetición), se conformó una muestra compuesta para cada profundidad a partir de cinco piques por parcela. La humedad gravimétrica se determinó en laboratorio mediante el secado de las muestras a estufa a 105ºC hasta humedad constante, expresándose como porcentaje de agua respecto al peso seco del suelo, expresando luego la humedad en mm y considerando una densidad aparente de 1,3 gcm^{-3} para todas las profundidades y tratamientos (Bonadeo et al., 2016). Se determinó la RM y la resistencia máxima (RMmáx) de 0-80 cm de profundidad, a intervalos de 10 cm (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm, 50-60, 60-70 cm y 70-80 cm), con penetrómetro estático digital (Copains). Se realizaron 5 determinaciones por cada tratamiento en cada lote. Los datos se analizaron utilizando el test de t apareado (n= 10) utilizando el Statistix.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción de biomasa de los cultivos de cobertura

La producción promedio fue de 3104 $kgha^{-1}$, con un rango que varió entre 2299 y 4451 $kgha^{-1}$ de biomasa (Tabla 1).

Tabla 1. Biomasa producida por el cultivo de cobertura en cada lote o repetición al 11 de septiembre de 2025.

Lote	Biomasa aérea (kg $MSha^{-1}$)
12S	2435
16S	3738
3	2812
14	4451
16N	3651
12N	2531
15S	2392
15N	4391
17S	2299
17N	2341
Media	**3104**
CV	**27,95%**

La precipitación acumulada durante el período de crecimiento del cultivo de cobertura fue de 183 mm. Comparando este valor con los valores correspondientes al mismo período de los últimos 21 años (2005-2025) es el valor más alto de todo este período (Figura 1), siendo un

año excepcional desde el punto de vista de la disponibilidad hídrica para el cultivo de cobertura.

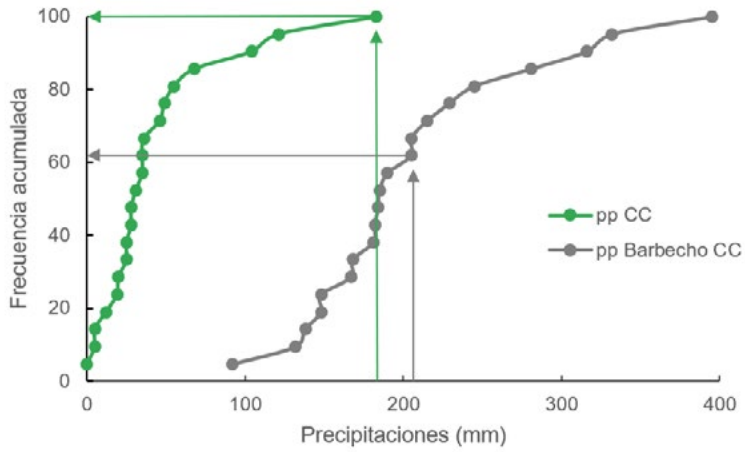


Figura 1. Distribución de frecuencias relativas acumuladas de las precipitaciones durante el cultivo de cobertura (mayo a agosto inclusive, pp CC) y durante el barbecho posterior al cultivo de cobertura (septiembre a noviembre inclusive, pp Barbecho CC). Las flechas indican las precipitaciones correspondientes a la investigación y la frecuencia acumulada.

En la localidad de General Levalle en 2024 se reportaron producciones promedio de 3973 kgha^{-1} en CC consociados de vicia y centeno, sembrados a fines de abril (Andreoni et al., 2024). La producción promedio de biomasa aérea del cultivo de cobertura del presente trabajo se considera adecuada y acorde la disponibilidad hídrica de la campaña. Resulta de interés evaluar los factores que resultaron en un rango de variación de biomasa producida. Entre los posibles factores asociados a esta variabilidad se destacan diferencias en el manejo y en el historial de los lotes. Asimismo, si bien se observó una buena nodulación de *Vicia villosa*, no puede descartarse que su efectividad haya variado entre repeticiones, lo que podría haber incidido en la producción final de biomasa.

Humedad del suelo

Al momento del secado del cultivo de cobertura, se cuantificó la humedad del suelo entre 0 y 120 cm de profundidad en ambos tratamientos, obteniéndose un promedio de 136 mm en el CC y 156 mm en el Barbecho (Figura 2A). Esto representó una diferencia de 19 mm a favor del Barbecho, con un rango máximo de 44 mm y un rango mínimo de -1 mm. Las diferencias de contenido hídrico fueron significativas a partir del estrato de 40-60 cm ($P<0,05$) siendo más marcadas en los estratos 60-80 cm, 80-100 cm y 100-120 cm ($P<0,01$). La humedad del suelo al momento de la siembra del maíz no presentó diferencias estadísticas significativas en ninguno de los estratos evaluados, acumulándose 149 mm en el CC y 146 mm en el Barbecho (Figura 2B). Entre el momento de secado del CC y el momento de siembra del maíz, llovieron 205 mm (septiembre a noviembre inclusive, Figura 1), suficientes para reponer los 19 mm de diferencia de humedad de 0 a 120 cm del perfil entre el barbecho y el CC, con un excedente de 186 mm. En este contexto, los resultados cuestionan hasta qué punto el uso de barbechos largos constituye una estrategia eficiente para la retención de agua en el perfil del suelo.

Las precipitaciones del año 2025 de septiembre a noviembre se encuentran en el 62% de probabilidad acumulada. O sea, el 62% de los años llueve menos que 205 mm en ese período.

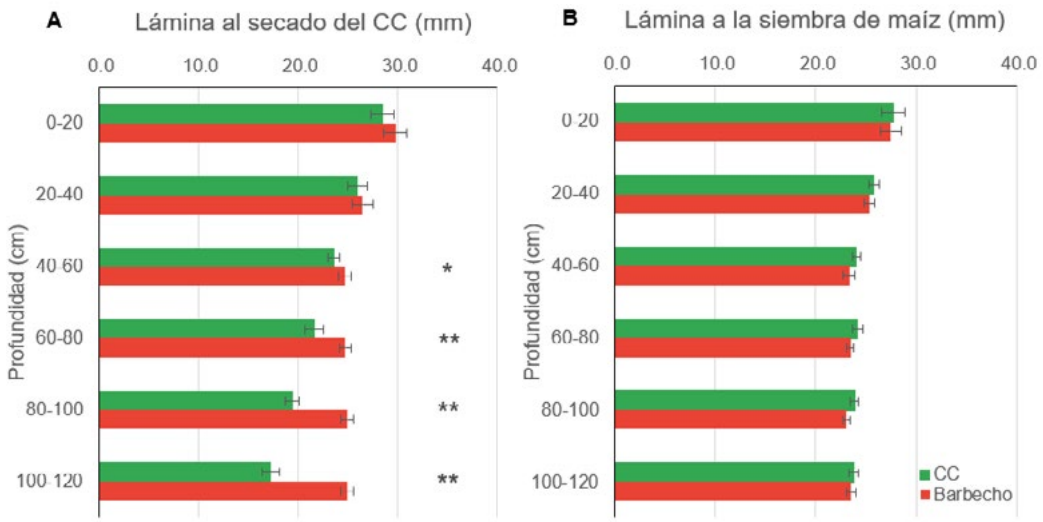


Figura 2. Humedad (mm) del suelo hasta los 120 cm de profundidad **A.** Al momento de secado del cultivo de cobertura (11/09/2025); **B.** Al momento de la siembra de maíz (20/11/2025) en los tratamientos de barbecho y cultivo de cobertura (CC). Los ** indican diferencias estadísticas significativas entre tratamientos dentro de cada profundidad p<0,01 y * p<0,05. Las barras indican el error estándar.

Resistencia mecánica

Las determinaciones de RM y RMmáx se realizaron el 9 de noviembre de 2025, 48 horas después de una lluvia de 46 mm, asumiendo una condición hídrica cercana a capacidad de campo, similar a la observada en la Figura 2B. Para todos los rangos evaluados, tanto la RM como la RMmáx fueron mayores en el tratamiento Barbecho (Figura 3A y 3B). Los valores de RM mostraron diferencias muy significativas entre tratamientos en el rango de 0-30 cm de profundidad (P<0,01), y diferencias significativas entre 30-50 cm (P<0,05). La RM más alta se registró en Barbecho (3,15 MPa) en el intervalo 20-30 cm, mientras que a esa misma profundidad la RM en el tratamiento con CC fue de 2,82 MPa, lo que representó una disminución de 0,33 MPa (10%) entre tratamientos. Por otro lado, el mayor valor de RM en el CC se observó entre 30-40 cm de profundidad (2,97 MPa), frente a 3,14 MPa en Barbecho.

La RMmáx mostró diferencias muy significativas entre tratamientos (P<0,01) desde 0 a 60 cm de profundidad, siendo siempre mayor en el Barbecho. Las curvas de RMmáx presentaron un comportamiento similar al de las curvas de RM a lo largo del perfil del suelo, con patrones consistentes entre tratamientos en función de la profundidad. El valor más alto de RMmáx también se registró en el Barbecho (3,69 MPa) entre 20-30 cm de profundidad, frente a 3,13 MPa en el CC, representando una disminución del 15%. A su vez en CC, el mayor valor de RMmáx se observó entre 30-40 cm de profundidad, con 3,20 MPa, contra 3,61 MPa en el Barbecho.

A partir de los 50 y 60 cm de profundidad no se registraron diferencias significativas entre los tratamientos de la RM y RMmáx respectivamente. Esta respuesta podría estar asociada a una menor concentración de raíces del CC por debajo de los 50 cm de profundidad. Frasier et al. (2018) evaluó la distribución vertical de raíces de CC vicia -centeno observando que la mayor concentración de las raíces se encuentra en los primeros 40 cm. En este sentido, se destaca la importancia del sistema radical en la generación de la macroporosidad del suelo, actuando como formador de estructura, favoreciendo la infiltración y reduciendo la RM en los primeros 50 cm del perfil. En el tratamiento con CC, la RM no superó el umbral de 3 MPa, lo que permitiría al cultivo sucesor explorar el perfil con menor gasto energético y facilitar la absorción de agua y nutrientes. El pico de RM observado entre 20-30 cm podría estar vinculado al tránsito de maquinaria, con valores en barbecho que superaron el umbral crítico. Por otro lado, el pico de RM en el CC podría haberse desplazado a los 30-40 cm gracias a la mayor densidad de raíces en la parte superior del perfil que ayudaron a reducir la RM. De este modo, los CC

se posicionan como una herramienta multifuncional, con influencia sobre la fertilidad física, química y biológica del suelo. El CC produjo una mayor disminución de la RMmáx que de la RM promedio.

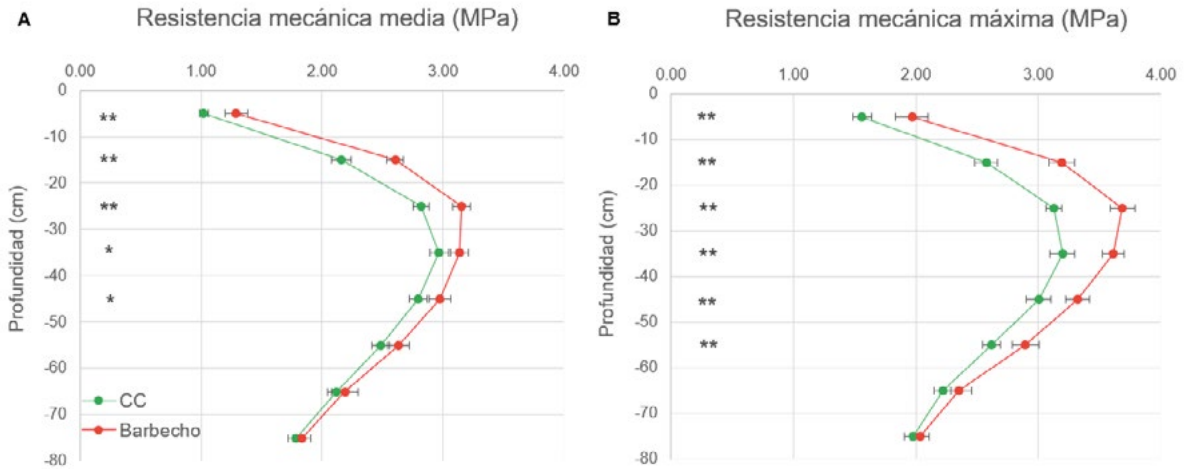


Figura 3. **A.** Resistencia mecánica media hasta los 80 cm de profundidad en el barbecho y en el cultivo de cobertura (CC). **B.** Resistencia mecánica máxima a lo hasta los 80 cm de profundidad en el barbecho y en el cultivo de cobertura (CC). Los ** indican diferencias estadísticas significativas entre tratamientos dentro de cada profundidad p<0,01 y * p<0,05. Las barras indican el error estándar.

CONCLUSIONES

La consociación vicia–centeno produjo niveles adecuados de biomasa aérea, aun en un ambiente semiárido, cuando la disponibilidad hídrica durante su crecimiento fue favorable. El uso de CC generó una disminución transitoria del contenido hídrico del suelo al momento del secado; sin embargo, dicha diferencia fue completamente compensada por las precipitaciones posteriores, sin afectar la humedad a la siembra del maíz. La resistencia mecánica del suelo fue consistentemente menor bajo CC, especialmente en los primeros 50 cm del perfil, manteniéndose por debajo de umbrales críticos para el crecimiento radical. Los resultados indican que, bajo condiciones climáticas favorables, los cultivos de cobertura pueden mejorar la condición física del suelo sin comprometer la disponibilidad de agua para el cultivo de renta, cuestionando la eficiencia de los barbechos largos como única estrategia de acumulación hídrica.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Danglar Agronegocios S.A. por el financiamiento y la confianza brindada para la ejecución del estudio, al Ing. Agr. Guillermo Ruival y al equipo de Agtex (Ing. Agr. Marcos Lucero e Ing. Agr. Agustín Durquet) por el soporte técnico bridado.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez, R., Steinbach, H. S., y De Paepe, J. L. (2017). Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. Soil and Tillage Research, 170, 53-65.

Andreoni, L., Bassino, S., Perotti, L., de la Torre, F., Stieglitz, S. y Martínez, S. (2024). Ensayo cultivos de servicio. BIORED. Informe técnico.

Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A. y Hergert, G. W. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. Agronomy journal, 107(6), 2449-2474.

Bonadeo, E., Degioannni, A., Cisneros, J., Amín, S., Chilano, Y., Bongiovanni, M., Marzari, R. Mattalía, L., Masseda, E. y Cantero, A. (2016). Guía para reconocimiento de suelos. Gira Edafológica XXV Congreso Argentino. 31pp.

Frasier, I., Fernández, R., Gómez, M., Gaggioli, C., Alvarez, C., Oderiz, A, Uhaldegaray, M., Scherger, E., Noellemeyer, E. y Quiroga, A. (2018). 10. Contribución a la evaluación de un recurso clave en la sustentabilidad de los suelos. Abundancia y distribución de raíces. En:

Análisis y evaluación de propiedades físico hídrica de los suelos, A. Quiroga, R. Fernández, C. Álvarez (Compiladores), Ediciones INTA: 95-102.
Garba, I. I., Bell, L. W. y Williams, A. (2022). Cover crop legacy impacts on soil water and nitrogen dynamics, and on subsequent crop yields in drylands: A meta-analysis. Agronomy for Sustainable Development, 42, 34.
Ministerio de Agricultura y Ganadería de Córdoba. (2026). Mapa de suelos de Córdoba. Secretaría de Agricultura. Recuperado de https://suelos.cba.gov.ar/VILLASARMIENTO/
Licona, L. S. y Estupiñán, L. H. (2019). Barbecho como práctica cultural: una revisión histórica y alcances frente a la sostenibilidad. Revista Luna Azul, (49), 21-37.
Municipalidad de Río Cuarto. (2019). Estudio de Impacto Ambiental y Social – Caracterización ambiental del departamento Río Cuarto. Secretaría de Ambiente.
Nielsen, D. C. y Calderón, F. J. (2019). Fallow Effects on Soil. Advances in Agronomy (Vol. 156, pp. 295–345). Academic Press.
Rimski-Korsakov, H., Alvarez, C. R. y Lavado, R. S. (2015). Cover crops in the agricultural systems of the Argentine Pampas. Journal of Soil and Water Conservation, 70(6), 134A-140A.
Taboada, M. A., F. G. Micucci y C. R. Alvarez (2008). Impedancias mecánicas y compactación de suelos agricolas. En: Fertilidad física de los suelos. MA Taboada, CR Alvarez (Eds,): 94-154.

VARIACIÓN TEMPORAL DEL FÓSFORO DISPONIBLE EN EL PARTIDO DE PATAGONES (1980-2024)

Vanzolini, J.[1, 2*], Ciccone, G.[3], Ombrosi, D.[1], Logiúdice, A.[1]

[1] INTA, EEA Hilario Ascasubi, Ruta Nacional N°3, km 794, (8142), Hilario Ascasubi; [2] UNS, Departamento de Agronomía; [3] UNS, Departamento de Química. * vanzolini.juan@inta.gob.ar

RESUMEN: Uno de los procesos de degradación de suelos más importante en ecosistemas áridos y semiáridos es la erosión eólica, que puede afectar la provisión de nutrientes como el fósforo (P). Una pérdida de 1% en el contenido de materia orgánica puede representar una disminución de 80-120 kg P ha^{-1} de la capa superficial. Durante el fin de la primera década de 2000, los suelos del extremo austral bonaerense se vieron afectados por severos procesos de erosión eólica, vinculados a la sequía ocurrida entre los años 2007 y 2010. Tomando como referencia estudios precedentes, se delimitó un área en el centro-sur del partido de Patagones, de aproximadamente 465.000 ha, en el epicentro del destacado evento de erosión ocurrido en 2009. En ella se establecieron 50 puntos aleatorios de muestreo y se extrajeron muestras compuestas a 0-12 cm de profundidad. Mediante observación cualitativa se registró el uso actual, clasificando los suelos en las siguientes categorías: ganadero-agrícola (A), ganadero (G), ganadero en pastizal (GP), ganadero de monte (GM), desmonte reciente o suelo desnudo (D). El 42% de los suelos estuvieron por debajo del umbral promedio (20 ppm), lo cual se observó fundamentalmente bajo manejo A y G. La comparación en el tiempo indicó una leve disminución de la disponibilidad de P respecto a la medida en el área en 1980. Esta reducción se relacionó con el cambio en el uso y la cobertura del suelo, la escasa reposición del nutriente como fertilizante y la erosión derivada del uso del suelo bajo labranza. En suelos bajo estos usos resultará de valor corregir las deficiencias de P, tanto para favorecer la producción vegetal como para asegurar cobertura en los suelos.

PALABRAS CLAVE: Degradación de suelos, Erosión, Disponibilidad de P.

INTRODUCCIÓN

La cantidad de fósforo (P) presente en el suelo está relacionada fundamentalmente con las características del material parental, y su disponibilidad, al grado de meteorización que haya alcanzado. Los contenidos y tipos de fosfatos predominantes en los suelos dependerán de la textura y el pH; así, las variaciones texturales genéticas -asociadas al material parental- como las inducidas por erosión, pueden producir diferencias en la cantidad y calidad de fosfatos entre suelos y en un mismo suelo, y el incremento del pH puede producir condiciones favorables para la formación de fosfatos de calcio (Lindsay, 1979; Hepper et al., 1996; García et al., 2015). Por ejemplo, los suelos calcáreos de textura gruesa presentan una cantidad apreciable de apatita y baja incidencia de pérdidas por lavado, al ser suelos menos evolucionados.

La provisión de nutrientes como el P también puede verse afectada por procesos de degradación. Varios autores observaron que una pérdida de 1% en el contenido de materia orgánica (MO) puede representar una disminución de 80-120 kg P ha^{-1} de la capa superficial (Tiessen et al., 1982, Vázquez, 2002). El uso agrícola con labranzas puede causar pérdidas de P por el incremento en la tasa de mineralización (Hepper et al., 1996) y por la exposición de los suelos a la erosión eólica (Lorda y Caviglia, 2012).

Hace más de 40 años, Sánchez (1980) realizó un relevamiento de los niveles de P disponible en los suelos de Patagones. La experiencia consistió en la distribución de 50 puntos de

observación, a razón de uno cada 27.200 ha para la medición del P disponible en los primeros 12 cm de suelo, separando entre suelos con uso agrícola y suelos bajo manejo de monte. Los rangos utilizados para calificar el estado de los suelos fueron de 0 a 10,9 ppm de P como provisión baja; 11 a 30 ppm como de provisión media y > 30 ppm como de provisión alta. En su estudio, Sánchez (1980) evidenció una disminución de los niveles de P disponible en los suelos agrícolas respecto de los de monte. Esta reducción en la disponibilidad del nutriente se atribuyó a la erosión, ocasionada por la exposición de los suelos debido al desmonte, y a la extracción por parte de los cultivos de cereales de invierno, generalmente en una rotación trigo-barbecho-trigo.

Durante el fin de la primera década de 2000, los suelos del extremo austral del sur bonaerense se vieron afectados por severos procesos de erosión eólica, vinculados a la sequía ocurrida entre los años 2007 y 2010 (Ferrelli, 2011; Ferrelli & Bohn, 2012). En estos eventos se perdieron grandes cantidades de nutrientes y se vio afectada la calidad de suelo (Pezzola et al., 2012).

El objetivo de este trabajo fue realizar una estimación de los niveles de disponibilidad de P actuales en suelos de un área definida en el partido de Patagones.

MATERIALES Y MÉTODOS

El partido de Patagones se encuentra ubicado en el extremo sur de la provincia de Buenos Aires (Figura 1) en lo que se considera el sector patagónico de esta provincia (Sfeir et al., 2015). Según la clasificación climática realizada por Köeppen, la región se inscribe dentro de un clima árido estepario. Los registros pluviométricos de la Chacra Experimental de Patagones (MDA-PBA) señalan, para el período 1991-2020, una precipitación anual promedio de 423 mm. La temperatura media es de 14,6 °C, con estaciones térmicas bien diferenciadas: veranos e inviernos rigurosos y primaveras y otoños intermedios. Los vientos predominantes son del NO con velocidades medias de 16 $km.h^{-1}$, con mayor frecuencia durante la primavera y el verano.

En general, los suelos del partido de Patagones se clasifican como Entisoles, Molisoles y Aridisoles, y tienen origen en la deposición de arenas eólicas (Rodríguez et al., 2024). Este material parental da lugar a suelos de texturas con altos contenidos de partículas entre 0,06 y 2 mm, que son susceptibles a sufrir erosión por viento debido a su escasa capacidad de generar estructura estable (Colazo & Buschiazzo, 2010).

Se estableció un área de interés, en el centro-sur del partido de Patagones, de aproximadamente 465.000 ha, ubicadas en el epicentro del proceso de erosión ocurrida en 2009 (Figura 1), sobre la que se posee información de relevamientos anteriores (Sánchez 1980; Pezzola et al., 2012; Winschel, 2017).

Dentro del área delimitada, se distribuyeron aleatoriamente 50 puntos de muestreo, utilizando el software QGis. En cada punto se estableció una estación de muestreo, distante a 150 m de los límites y evitando zonas disturbadas. Durante la primavera de 2024, se extrajeron muestras compuestas de cada estación en un radio de 50 m del punto georreferenciado a 0-12 cm de profundidad. La profundidad de muestreo concuerda con el criterio planteado por Loewy (2017) en estudios de diagnóstico y monitoreo para zonas áridas y semiáridas. Para la recolección de las muestras se empleó un muestreador de suelos de capa arable.

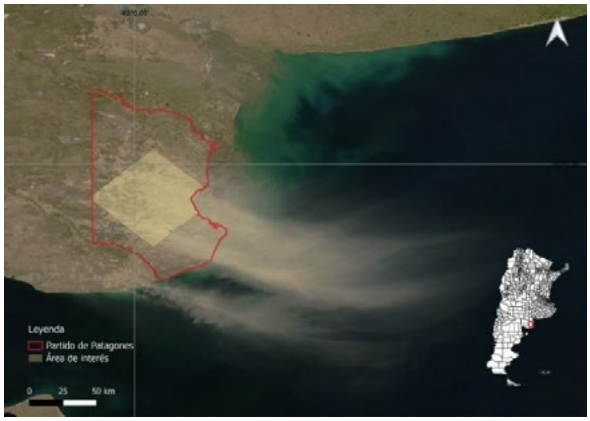


Figura 1. Ubicación del área de interés en el partido de Patagones en superposición con la imagen de la NASA (2009).

Mediante observación cualitativa se registró el uso actual cada lote. Así, se clasificaron en alguna de las siguientes categorías: A: ganadero-agrícola; suelos con cultivos invernales de trigo o avena, para pastoreo o grano; G: ganadero; suelos con pasturas implantadas, incluyendo viejas pasturas degradadas, con presencia de especies naturales; GP: ganadero en pastizal natural; suelos con pastizales de especies perennes; GM: ganadero de monte; suelos con pastizales intercalados con especies leñosas; D= desmonte reciente o suelo desnudo; suelos sin cobertura recientemente desmontados.
Las muestras se secaron al aire, se tamizaron por malla de 2 mm y se almacenaron en bolsas plásticas. La determinación de P disponible se realizó en suelos tamizados por malla de 0,5 mm, mediante Bray y Kurtz I, respetando la metodología adoptada por Sánchez (1980). Para la determinación del pH del suelo se utilizó un peachímetro modelo HI 2221 Calibration Check pH/ORP meter, marca HANNA, que se calibró con soluciones patrón de pH 4, pH 7 y pH 9,22, siguiendo la norma IRAM-SAGyP 29574:3021. Se estimó la concentración de $CaCO_3$ mediante un Calcímetro Eijkelkamp ® (norma NEN-ISO 10693). Los suelos en los que el nivel de $CaCO_3$ fue mayor a 2,00 % se excluyeron del estudio.
Los datos fueron analizados mediante INFOSTAT (Di Rienzo, 2012). Se realizaron mapas disponibilidad de P en el área de estudio utilizando la herramienta interpolación IDW del software QGis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El 72% del suelo del área estudiada estaba bajo uso ganadero-agrícola y bajo uso ganadero, en partes iguales. El 18% de los suelos presentaban uso ganadero en pastizal, mientras que la ganadería en monte y los suelos recientemente desmontados cubrían el 10% del área.
Los suelos evaluados fueron ligeramente alcalinos a fuertemente alcalinos, con un rango de pH entre 7,1 y 9,3, con una media de 8,2. En general, en suelos de regiones áridas esta alcalinidad se advierte con la concentración del Ca en el complejo de cambio, en las que las sales producidas en el proceso de meteorización quedan en el perfil por ausencia de lavado por las escasas lluvias.
El valor promedio de la concentración de $CaCO_3$ en los suelos estudiados fue de 0,47%, siendo relativamente bajo en la mayoría de los casos. Sin embargo, en tres suelos los valores estuvieron por encima del 2%. Un suelo es considerado calcáreo si tiene una fracción másica de $CaCO_3$ mayor al 2% (Pérez et al., 2019). En estos casos, sería esperable la fijación del P formando fosfatos cálcicos que podrían limitar la disponibilidad de P para las plantas. En el presente estudio, los 3 suelos que mostraron niveles de $CaCO_3$ fueron excluidos del análisis general.
La disponibilidad estimada promedio de los suelos muestreados fue de 22,7 ppm, y se ubicó dentro del rango medio según Sánchez (1980). Para el método aplicado (Bray & Kurtz I) el nivel de P en el suelo se considera medio a alto (rango entre 20-30 ppm) (García et al., 2015). Bajo manejo agrícola o ganadero, los valores promedio de P disponible estuvieron cercanos a 20 ppm, mientras que en los suelos bajo ganadería en pastizal natural fue ligeramente mayor

(Figura 2). La variabilidad de los datos pudo deberse a diferencias de manejo de los pastizales o en la ubicación de estos en el paisaje, tanto en lo que refiere a lo intrínseco de los suelos como a áreas de degradación o agradación.

Los suelos de monte o recientemente desmontados fueron los que mostraron niveles de P más altos, con medianas por encima de 40 ppm (Figura 2). Si bien, como se comentó anteriormente, el número de casos es muy reducido (GM, n=3; D, n=2), este nivel de P pudo indicar la conservación del recurso suelo o el enriquecimiento por el aporte desde otros sitios erosionados. Se remarca que los valores observados en los manejos con monte coinciden con los observados por Sánchez (1980).

Los menores niveles de P observados en el manejo agrícola y ganadero, en ausencia de pasturas perennes, podrían estar asociados a pérdidas por erosión derivados del mal manejo de los suelos, así como también a un cambio de la fracción más lábil del P hacia la fracción ligada al Ca (fosfatos de Ca), que reducen la disponibilidad del nutriente. Esta última posibilidad se relaciona con un aumento en el pH encontrado en estos suelos respecto del estudio de Sánchez (1980) y que coincide con lo observado en suelos de uso agrícola en la región Semiárida Pampeana Central (Hepper et al., 1996).

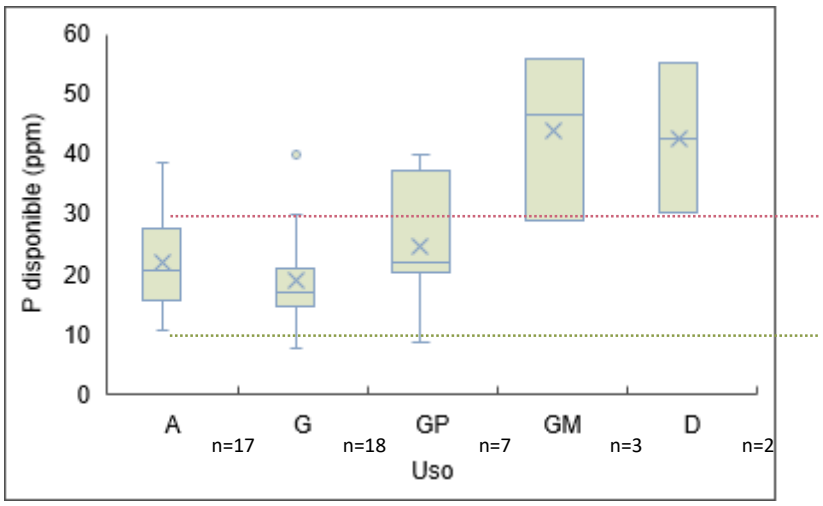


Figura 2. Fósforo disponible en los diferentes manejos de suelo. La línea roja marca el límite superior de la primera clase (0-10 ppm), la línea verde indica el límite superior de la segunda clase (10-30 ppm). Cada caja muestra la distribución del P, con la mediana (línea central), el promedio (X), los cuartiles y los valores atípicos (puntos).

El mapa obtenido por interpolación mostró deficiencias en la disponibilidad de P en el SE, entre las localidades de J. Casas y Cardenal Cagliero, y en un sector adyacente a Meridiano V (Figura 3). También al sur del paraje Kilómetro 900 la disponibilidad de P fue baja.

Teniendo en cuenta la escala planteada por Sánchez (1980), cuatro suelos muestreados (8,5 %) se ubicaron por debajo de las 10,9 ppm de P disponible. En 33 suelos (70 %) la disponibilidad fue media (11-30 ppm). Los 10 suelos restantes (21,5 %) mostraron mayor disponibilidad del nutriente (>30 ppm).

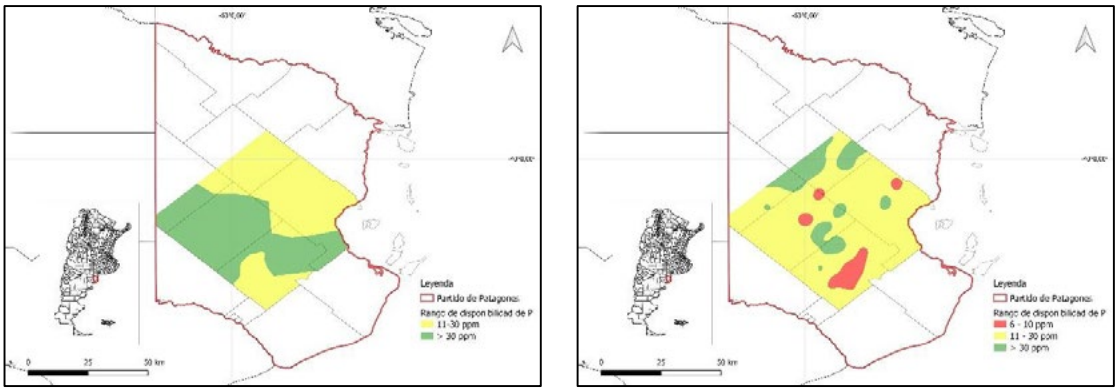


Figura 3. Mapa de la disponibilidad de P según Sánchez (1980) (izq.) y el obtenido a través de la interpolación de los datos de los suelos muestreados (der.), en el área de estudio.

Se evidenciaron cambios en la disponibilidad de P entre lo estimado en 1980 y lo medido en 2024 (Figura 3). A priori, los niveles generales de P en el área de estudio aparecen en un rango de 11 a 30 ppm, reduciendo la concentración del nutriente respecto del estudio de Sánchez (1980).

Según los datos encontrados, no parece haber limitaciones severas en cuanto a la disponibilidad de P en el suelo en los diferentes manejos. Es probable que exista una buena reserva del P total de los suelos del sector, relacionada a la composición de los materiales parentales, que mediante el ciclado permita sostener la disponibilidad del nutriente en valores cercanos al umbral para la mayoría de los cultivos que se realizan en el área. Sin embargo, el 42% de los suelos estuvieron por debajo del umbral de 20 ppm, lo cual fundamentalmente se observó bajo manejo ganadero-agrícola y ganadero con pasturas degradadas. En suelos bajo estos usos resultará de valor corregir las deficiencias del nutriente, tanto para favorecer la producción vegetal como para asegurar su cobertura.

CONCLUSIONES

La comparación de los valores observados en el área de estudio mostró una leve disminución de la disponibilidad de P desde 1980 hasta 2024. Esta reducción estuvo asociada con el cambio en el uso y la cobertura del suelo, la escasa reposición del nutriente como fertilizante y la erosión derivada de la labranza mecánica.

En el mismo sentido, los suelos manejados sin labranza mecánica mostraron niveles de P adecuados para la producción vegetal. Estos hallazgos remarcan el alto valor agronómico del empleo de prácticas de manejo de suelo conservacionistas, acordes a la reconocida fragilidad del ambiente del extremo austral bonaerense.

BIBLIOGRAFÍA

Colazo, J. C. and Buschiazzo, D. E. (2010). Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. Geoderma 159, 228–236.

Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W. (2012). InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.

Ferrelli, F. (2011). La sequía 2008-2009 en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Unpublished. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1693.9289.

Ferrelli, F. y Bohn, V. Y. (2012). Variabilidad de la precipitación y ocurrencia de eventos secos en el sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina).

García, F. O., Picone L. I. y Ciampitti, I. A. (2015). Fósforo. Pp. 229-264. En: H. E., Echeverría y F. O., García (eds). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Editorial INTA.

Hepper, E. N., Hevia, G. G., Buschiazzo, D. E., Urioste, A. M. y Bono, A. (1996). Efectos de la agricultura sobre fracciones de fósforo en suelos de la Región Semiárida Pampeana Central (Argentina). Ciencia del Suelo, 14: 96-99.

Lindsay, W. L. (1979). Chemical equilibria in soils. Wiley Interscience. New York. Pp 162-209.

Loewy, T. (2017). La profundidad de muestreo para análisis de fertilidad y calidad de suelo. En: Manual de indicadores de calidad del suelo para ecorregiones de Argentina. M. Wilson [et al.] (eds). 1ª ed. Ediciones INTA.

Lorda, H. y Caviglia, J. (2012). Incidencia económica de la degradación del suelo por erosión eólica en la Región Semiárida Pampeana. En: Manual de fertilidad y evaluación de suelos, Capítulo VIII, editores: A. Quiroga y A. Bono. Ediciones INTA.

Perez, M., Dunel, L., Storniolo, R., Vanzolini, J. y Kloster, N. (2019). Comparación de métodos para determinación de fósforo extraíble en suelos de la región semiárida pampeana. Ciencia del Suelo 37(1):11-20.

Pezzola, A., Winschel, C., Agamennoni, R., Enrique, M. y Giorgetti, H. (2012). Cuantificación de la erosión bioclimática en ambientes semiáridos: caso partido de Patagones en el sur de la prov. de Buenos Aires utilizando percepción remota. En IX Jornadas Nacionales de Geografía Física, Bahía Blanca, abril de 2012. 124 -129 pp

Rodríguez, D., Schulz, G. y Moretti, L. (2024). Carta de suelos de la República Argentina: partido de Patagones, provincia de Buenos Aires. Comp. Darío Rodríguez, Guillermo Schulz, Lucas Moretti. Ediciones INTA, Instituto de Suelos.

Sanchez, R. (1980). Estudios de los niveles de fósforo en el área de influencia de la EEA Hilario Ascasubi. Informe Técnico N° 19. EEA INTA Hilario Ascasubi

Sfeir, A., Krüger, H., Casas, R. R., Taboada, M., Damiano, F., Ferraris, G., Carfagno, P., Eiza, M., Piscitelli, M., Zilio, J., Frolla, F. y Spara, F. (2019). Provincia de Buenos Aires. En Manual de buenas prácticas de conservación del suelo y del agua en áreas de secano, editado por Roberto R, Casas; Francisco Damiano. FECIC, Fundación Ciencia, Educación y Cultura.

Tiessen, H., Stewart, B. and Moir, J. O. (1983). Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle size fractions during 60 to 90 years of cultivation. J. Soil Sci. 34: 815-823.

Vázquez, M. E. (2002). Balance y fertilidad fosforada en suelos productivos de la región pampeana. En Simposio “Enfoque sistémico de la fertilización fosfórica”. Informaciones Agronómicas del Cono Sur. N°16: 3-7. INPOFOS Cono Sur. https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2002/12/nota-1.pdf

Winschel, C. (2017). Integración por medio de geo tecnologías de la información ambiental en estudios de degradación de los suelos para los partidos de Villarino y Patagones, provincia de Buenos Aires, Argentina. Tesis de Doctorado en Geografía. Universidad Nacional del Sur.

EFECTO DE UNA QUEMA PRESCRIPTA SOBRE LAS EMISIONES DE CARBONO EQUIVALENTES EN EL SUELO DE UN PASTIZAL HÚMEDO

Vasquez, P.[1*], Lewczuk, N.[2], Garcia Conde, J. M.[3], Nanni, A.[1]

[1] IIIA, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Escuela de Hábitat y Sostenibilidad, Universidad Nacional de Gral. San Martín (CONICET-UNSAM), Buenos Aires, Argentina; [2] IPADS, INTA Balcarce [2] IPADS, INTA Balcarce. [3] Fundación Humedales | Wetlands International, Buenos Aires, Argentina. * pvasquez@unsam.edu.ar

RESUMEN: La quema prescripta es una práctica de manejo ampliamente utilizada en pastizales, aunque sus efectos sobre la dinámica de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del suelo en humedales aún no se encuentran completamente comprendidos en Argentina. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de una quema prescripta sobre la dinámica temporal de las emisiones de GEI del suelo, expresadas como carbono equivalente (C*eq*), en un pastizal húmedo. El experimento se desarrolló en un establecimiento ganadero del partido de Escobar (Buenos Aires, Argentina), bajo un diseño con dos tratamientos: quema prescripta con clausura de la ganadería y un control sin quema, ambos con tres réplicas. Las emisiones de CO_2, CH_4 y N_2O se midieron mediante cámaras estáticas ventiladas antes y después del evento de quema. Los resultados indicaron que, durante los meses posteriores a la quema, las parcelas quemadas tendieron a presentar menores emisiones de C*eq* en comparación con las parcelas sin quema, especialmente durante el período invernal. A comienzos de la primavera se observó un pico de emisión en ambos tratamientos y, hacia el final del período de estudio, una inversión del patrón, con mayores emisiones en las parcelas quemadas. Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos en las emisiones acumuladas de C*eq*. Los resultados sugieren que la quema prescripta, bajo las condiciones evaluadas, no incrementó las emisiones de GEI del suelo y que las variaciones observadas podrían responder a la actividad biológica del suelo y a las condiciones de anegamiento del sistema, en interacción con el efecto de la quema. El monitoreo a largo plazo permitirá profundizar la comprensión de los efectos de la quema sobre las emisiones de GEI en estos ecosistemas.

PALABRAS CLAVE: Humedales, Gases de efecto invernadero, Quema prescripta.

INTRODUCCIÓN

Los humedales desempeñan un rol fundamental en el balance global del carbono y en la regulación del cambio climático (Dise, 2009), ya que concentran la mayor reserva de carbono terrestre del planeta (Whiting y Chanton, 2001). Se estima que entre el 20% y el 25% del carbono total se encuentra almacenado en la vegetación y los suelos de estos ecosistemas (Mitra et al., 2005). El Corredor Fluvial Paraná-Paraguay constituye uno de los mosaicos de humedales fluviales más importantes de América Latina, debido a su gran extensión, su alta biodiversidad y las múltiples contribuciones que brindan a las personas, como la amortiguación de excedentes hídricos, el almacenamiento de agua dulce y el secuestro de carbono, entre otros (Kandus et al., 2010). En la región sur de este corredor, la ganadería representa una de las principales actividades productivas, la cual ha experimentado un marcado proceso de intensificación en las últimas décadas (Totino et al., 2024).

El fuego ha sido un factor que ha modelado la estructura de numerosos ecosistemas, permitiendo mantener su diversidad y estabilidad (Kunst et al., 2003); sin embargo, no se lo considera un factor de disturbio natural en dichos humedales. En el contexto actual del

cambio climático, los efectos del fuego se han convertido en una problemática ambiental muy relevante, dado que, en muchos casos, su ocurrencia es de origen antrópico y responde a distintos fines, entre ellos su utilización como herramienta de manejo de los pastizales. Esta práctica se emplea con el objetivo de incrementar la palatabilidad, la calidad y la producción de las especies forrajeras, así como controlar la proliferación de especies indeseables, reducir la competencia sobre las especies forrajeras y disminuir las probabilidades de ocurrencia de fuegos accidentales (Vallentine, 1989; Heady y Child, 1994). Aun bajo condiciones controladas, la quema prescripta puede generar cambios significativos en las variables del suelo, como el contenido de agua y la temperatura del suelo, así como en la biomasa vegetal aérea y subterránea y los microorganismos del suelo (Certini, 2005). Estas alteraciones pueden modificar la actividad radicular y los procesos de descomposición de la materia orgánica, con consecuencias sobre la dinámica del carbono (C) y del nitrógeno (N) del suelo y, en consecuencia, influir en el intercambio suelo–atmósfera de los principales gases de efecto invernadero (GEI), tales como el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O; Zhao et al., 2015). En este sentido, la quema puede generar impactos significativos sobre los stocks de carbono del suelo y sobre las emisiones de CO_2 equivalentes hacia la atmósfera (Burton et al., 2022).
Dado el rol central que desempeñan los suelos de humedales como reservorios de carbono y su creciente exposición a disturbios antrópicos, resulta necesario evaluar cómo la quema prescripta afecta la dinámica temporal de las emisiones de GEI del suelo en estos sistemas. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de una quema prescripta sobre la dinámica temporal de las emisiones de GEI del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:

El área de estudio se circunscribe al sistema *5d*, correspondiente a los humedales del Complejo Litoral del Paraná Inferior, con una superficie aproximada de 6410 km². En particular, el estudio se desarrolló en el subsistema *5d.iii*, denominado Bajíos Ribereños, ubicado en el extremo noroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Benzaquén et al., 2013). Dentro de este subsistema se seleccionó un establecimiento con uso de suelo ganadero, localizado en el partido de Escobar, donde se implementaron los tratamientos experimentales (*Fig. 1*). El área de estudio se encuentra bajo la influencia hidrológica del río Luján, cuyo régimen condiciona la dinámica de inundación y drenaje del sistema.

Diseño experimental:

El diseño experimental implica dos tratamientos por triplicado, implementados en parcelas de 5x5 m. Los tratamientos establecidos fueron: quema con clausura de la ganadería (Q/C) y sin quema con clausura de la ganadería (SQ/C). Las réplicas se distribuyeron en distintos sectores del terreno debido a la heterogeneidad topográfica del sitio. A partir del perfil topográfico realizado (*Fig. 1*), la réplica 1 de ambos tratamientos se ubicó en una posición intermedia, mientras que, la réplica 2 en un sector alto y la réplica 3 en un sector bajo del terreno. Para las parcelas correspondientes a los tratamientos con quema se llevó a cabo una quema prescripta a comienzos del mes de julio de 2025, cuando las condiciones climáticas fueron las adecuadas (Kunst et al., 2003). Para la ejecución de la quema prescripta fue necesario gestionar previamente una autorización ante el Ministerio de Desarrollo Agrario (MDA) de la Nación. Asimismo, dado que la normativa exige la presencia de personal especializado durante el evento, se organizó un curso teórico-práctico titulado "*Realización, Manejo y Control de Quemas de Vegetación*", destinado a bomberos y brigadistas de la región.

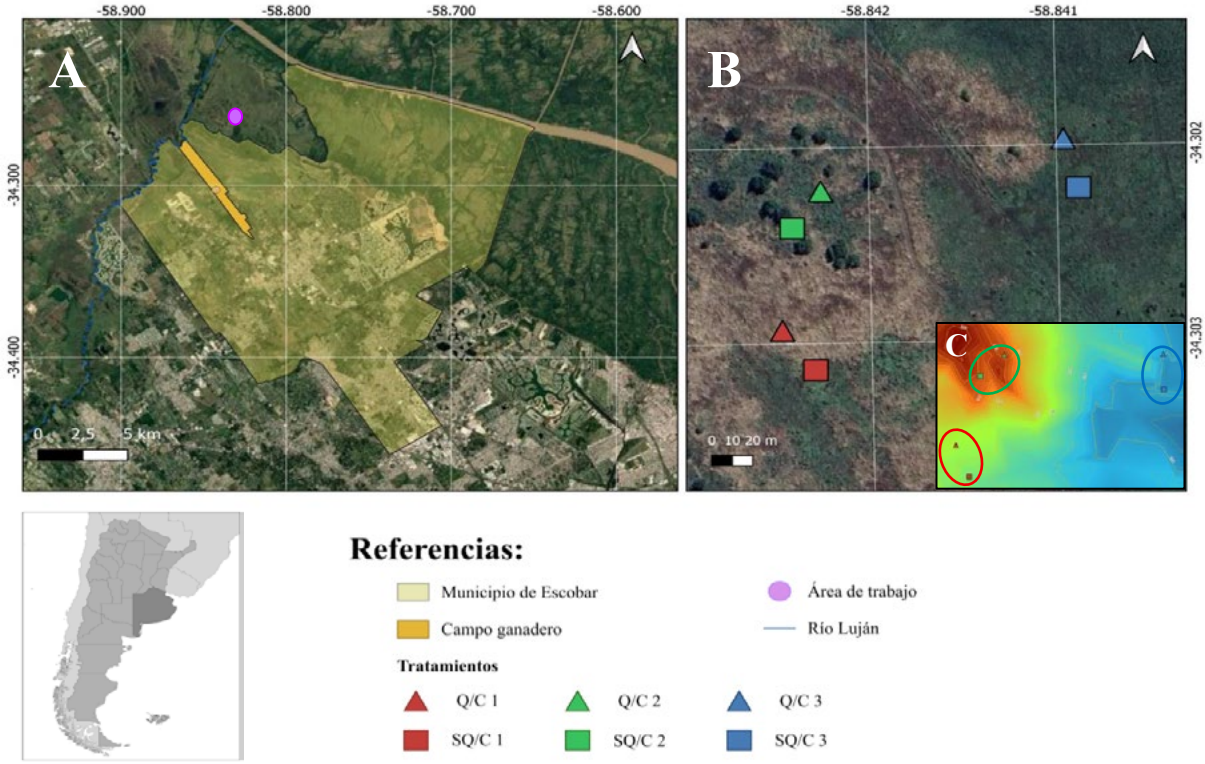


Figura 1. Localización del área de estudio. **(A)** Área de estudio en el partido de Escobar, provincia de Bs As. En naranja se indica el campo ganadero y en violeta el área de trabajo. **(B)** Ubicación de las parcelas experimentales con los distintos tratamientos. **(C)** Perfil topográfico del área de estudio y localización de las parcelas experimentales. Se muestran las curvas de nivel y la distribución de los tratamientos con clausura de la ganadería (Q/C) y sin clausura (S/QC). Las réplicas se ubicaron en tres posiciones topográficas contrastantes: zona intermedia (réplica 1, en rojo), zona alta (réplica 2, en verde) y zona baja (réplica 3, en azul).

Mediciones de las emisiones de GEI mediante cámaras estáticas:
Las emisiones de gases de efecto invernadero (CO_2, N_2O y CH_4) se midieron mediante cámaras estáticas ventiladas (Clough et al., 2020), colocando una cámara por parcela (N = 6). Se realizaron tres mediciones previas al evento de quema y tres mediciones posteriores a la quema. Las mediciones continuaron con una frecuencia mensual desde julio hasta diciembre de 2025 inclusive. Las mediciones se llevaron a cabo siempre en la misma franja horaria con el fin de minimizar la variabilidad diaria en las tasas de emisión (Parkin y Venterea, 2010). Para la determinación de la tasa de emisión, se tomaron cuatro muestras de gas acumulado dentro de cada cámara, a tiempos equidistantes (0, 20, 40 y 60 minutos). Las muestras se almacenaron en viales de vidrio de 10 ml y se mantuvieron a temperatura ambiente hasta su análisis (Lewczuk et al., 2024) mediante cromatografía gaseosa.

Cálculo de las emisiones expresadas como carbono equivalente (C*eq*):
Las tasas de emisión de cada gas se calcularon a partir de modelos de regresión lineal y, posteriormente, se estimó la emisión acumulada por interceptación lineal. Las tasas de emisión de cada gas se expresaron como C*eq* considerando 273 para N_2O y 27 para CH_4 como potencial de calentamiento (IPCC, 2023). Se compararon las emisiones acumuladas por tratamiento mediante análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el software R versión 4.4.2 (R Core Team, 2024). Las diferencias entre las medias de los tratamientos se analizaron mediante la prueba de Tukey, considerando un nivel de significancia de $p<0,05$.

RESULTADOS

Luego del evento de quema, las parcelas quemadas tendieron a presentar emisiones menores en comparación con las parcelas sin quema, tendencia que se acentuó hacia el mes de octubre, en la cual las emisiones promedio fueron de 26,77 ± 13,31 g en Q/C y 45,40 ± 27,14 g en SQ/C. Posteriormente, en los meses de noviembre y diciembre, la tendencia se invierte, registrándose mayores emisiones en las parcelas con quema en comparación con las parcelas sin quema (Fig. 2). Al analizar las emisiones acumuladas, el tratamiento con quema presentó un valor promedio de 1975,27 ± 773,76 g C*eq*, mientras que el tratamiento sin quema alcanzó un promedio de 2474,83 ± 1055,88 g C*eq* (Fig. 2). A pesar de que el tratamiento sin quema mostró valores medios más elevados, el análisis de ANOVA no detectó diferencias significativas entre tratamientos (Valor *p* = 0,545).

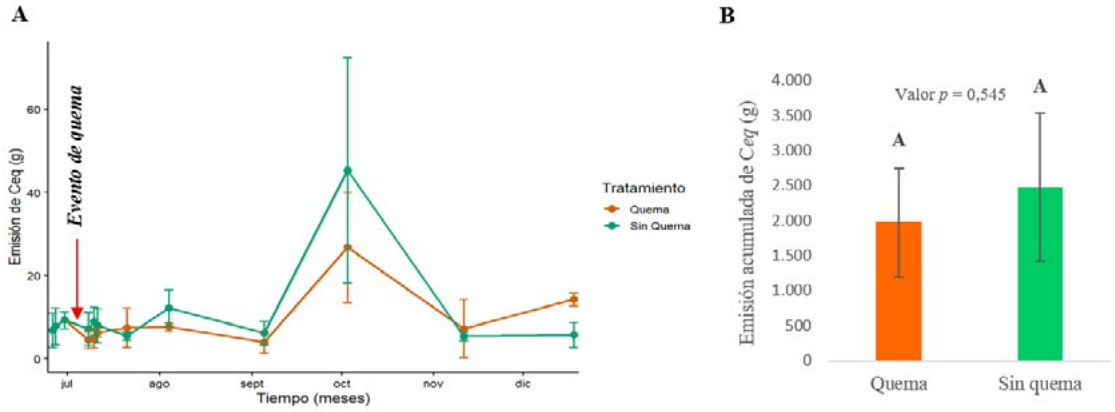


Figura 2. Dinámica temporal y acumulación de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del suelo, expresadas como carbono equivalente (Ceq), bajo los tratamientos con quema y sin quema. **(A)** Emisión de GEI del suelo a lo largo del tiempo; el día del evento de quema se indica con una flecha en rojo. **(B)** Emisiones acumuladas de GEI. Las barras representan los valores medios ± desvío estándar; letras iguales indican ausencia de diferencias significativas entre tratamientos (p > 0,05).

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio muestran que, durante el período analizado, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en las emisiones acumuladas de GEI del suelo entre las parcelas sometidas a quema y las no quemadas. Estudios previos indican que el fuego puede provocar una reducción transitoria de la respiración del suelo debido a la eliminación parcial de la biomasa aérea y a la disminución de la respiración radicular (Sawamoto et al., 2000; Kim et al., 2011; Zhao et al., 2015). En este sentido, el patrón observado podría ser consistente con una mayor contribución del CO_2 derivado de la respiración del suelo en las parcelas no quemadas durante los primeros meses posteriores a la quema, mientras que en las áreas quemadas se registran menores emisiones de GEI, asociadas a una actividad radicular reducida y, en consecuencia, a una menor respiración del suelo durante el período de medición. Asimismo, el fuego puede afectar a los microorganismos del suelo a través del aumento de la temperatura, lo que podría generar una reducción inmediata de la biomasa microbiana, especialmente en las capas superficiales del suelo (Certini, 2005). En fuegos de baja intensidad, como es el caso de las quemas prescriptas, esta disminución de la biomasa microbiana suele ser transitoria, y la recuperación depende principalmente de la intensidad y duración del fuego más que de cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo (She et al., 2024). A su vez, durante los meses de invierno (julio-agosto), estos efectos podrían verse reforzados por las bajas temperaturas y la menor actividad fisiológica de la vegetación.

Por otro lado, la tendencia observada a comienzos de la primavera (octubre) muestra un aumento de las emisiones de GEI del suelo en ambos tratamientos, particularmente en las parcelas sin quema, seguido de una inversión del patrón en noviembre y diciembre. Si bien estas diferencias no son estadísticamente significativas, el pico de emisiones registrado en

ambos tratamientos podría estar asociado a una reactivación de la actividad microbiana y radicular, favorecida por el aumento de la temperatura y por eventos de precipitación y anegamiento previos al muestreo. Cabe destacar que el año 2025 fue considerado un año lluvioso, con precipitaciones acumuladas de 1100 *mm* para Buenos Aires. En este sentido, investigaciones previas indican que, en ambientes inundables, los flujos de GEI (especialmente CO_2 y N_2O) suelen presentar un aumento transitorio inmediatamente después de los eventos de inundación, seguido por una disminución a medida que el anegamiento progresa, siendo la duración de la inundación uno de los factores clave en la modulación de los flujos de GEI (Kefelegn et al., 2025). Este comportamiento se explica porque, bajo condiciones de anegamiento prolongado, el suelo tiende a volverse más anóxico, lo que limita la difusión de gases y reduce procesos como la respiración aeróbica y la nitrificación (Vicari et al., 2011). Además de la comunidad microbiana, sería importante considerar posibles cambios en la composición y diversidad de la vegetación producto de la quema, ya que variaciones en la estructura de la comunidad vegetal pueden modificar la disponibilidad y dinámica del nitrógeno en el suelo, influyendo así en los flujos de N_2O, tal como ha sido reportado para sistemas de la región pampeana (Della Chiesa et al., 2022). Cabe destacar que el monitoreo continuará hasta agosto de 2026, lo que permitirá continuar con la evaluación de la evolución temporal del efecto de la quema sobre la dinámica de las emisiones de GEI en el suelo de este pastizal húmedo.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que, bajo las condiciones evaluadas, la quema prescripta no incrementó de manera inmediata las emisiones de GEI del suelo, particularmente cuando fue aplicada durante períodos de baja actividad biológica y previo a eventos de anegamiento. Desde una perspectiva de manejo, los resultados refuerzan la importancia de planificar las quemas prescriptas en momentos del año en los que el sistema presenta una menor sensibilidad a los disturbios (Kunst et al., 2003; Certini, 2005). Asimismo, el control de la intensidad y la frecuencia del fuego resulta un aspecto clave, dado su potencial impacto sobre las propiedades del suelo y sobre los ciclos del carbono y del nitrógeno. En este sentido, incorporar monitoreos de largo plazo resulta fundamental, ya que los efectos del fuego pueden manifestarse a escalas temporales más amplias que el efecto inmediato de la quema (Pellegrini et al., 2018). El seguimiento continuo permitirá evaluar con mayor precisión la dinámica temporal de los GEI del suelo y aportar evidencia robusta para el diseño de estrategias de manejo sustentable en ecosistemas sometidos a quema prescripta.

BIBLIOGRAFÍA

Benzaquén, L., Blanco, D., Bó, R., Kandus, P., Lingua, G., Minotti, P., Quintana, R., Sverlij, S. y Vidal, L. (Eds.). (2013). *Inventario de los humedales de Argentina: Sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná-Paraguay* (1. edición). Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

Burton, C., Kelley, D. I., Jones, C. D., Betts, R. A., Cardoso, M. y Anderson, L. (2022). South American fires and their impacts on ecosystems increase with continued emissions. *Climate Resilience and Sustainability*, *1*(1), e8. https://doi.org/10.1002/cli2.8

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, *143*(1), 1-10. https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8

Clough, T. J., Rochette, P., Thomas, S. M., Pihlatie, M., Christiansen, J. R. y Thorman, R. E. (2020). Global Research Alliance N_2 O chamber methodology guidelines: Design considerations. *Journal of Environmental Quality*, *49*(5), 1081-1091. https://doi.org/10.1002/jeq2.20117

Della Chiesa, T., Piñeiro, G., Del Grosso, S. J., Parton, W. J., Araujo, P. I. y Yahdjian, L. (2022). Higher than expected N2O emissions from soybean crops in the Pampas Region of Argentina: Estimates from DayCent simulations and field measurements. Science of The Total Environment, 835, 155408. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155408

Dise, N. B. (2009). Peatland Response to Global Change. *Science*, *326*(5954), 810-811. https://doi.org/10.1126/science.1174268

Heady, H. F. y Child, R. D. (1994). *Rangeland ecology and management* (2nd ed). Westview.
IPCC. (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/
Kandus, P., Morandeira, N. y Schivo, F. (2010). *Bienes y Servicios Ecosistémicos de los Humedales del Delta del Paraná*.
Kefelegn, G. A., Hailegnaw, N. S. y Bayabil, H. K. (2025). Soil flooding increases greenhouse gas fluxes. *Atmospheric Environment: X*, *26*, 100333. https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2025.100333
Kim, Y. S., Makoto, K., Takakai, F., Shibata, H., Satomura, T., Takagi, K., Hatano, R. y Koike, T. (2011). Greenhouse gas emissions after a prescribed fire in white birch-dwarf bamboo stands in northern Japan, focusing on the role of charcoal. *European Journal of Forest Research*, *130*(6), 1031-1044. https://doi.org/10.1007/s10342-011-0490-8
Kunst, C., Bravo, S. y Panigatti, J. L. (Eds.). (2003). *Fuego en los ecosistemas argentinos*. Ed. INTA, Inst. Nacional de Tecnología Agropecuaria.
Lewczuk, N. A., Picone, L., Echarte, M. M., Alfonso, C., Rizzalli, R. y Echarte, L. (2024). Soil respiration response to reductions in maize plant density and increased row spacing (Southeast pampas, Argentina). *Geoderma Regional*, *38*, e00828. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00828
Mitra, S., Wassmann, R. y Vlek, P. L. G. (2005). *An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock*.
Parkin, T. y Venterea, R. (2010). USDA-ARS GRACEnet Project Protocols Chapter 3. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements. *Sampling Protocols*.
Pellegrini, A. F. A., Ahlström, A., Hobbie, S. E., Reich, P. B., Nieradzik, L. P., Staver, A. C., Scharenbroch, B. C., Jumpponen, A., Anderegg, W. R. L., Randerson, J. T. y Jackson, R. B. (2018). Fire frequency drives decadal changes in soil carbon and nitrogen and ecosystem productivity. *Nature*, *553*(7687), 194-198. https://doi.org/10.1038/nature24668
R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing* (Versión 4.4.2) [R; Windows]. R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/
Sawamoto, T., Hatano, R., Yajima, T., Takahashi, K. y Isaev, A. P. (2000). Soil respiration in Siberian Taiga ecosystems with different histories of forest fire. *Soil Science and Plant Nutrition*, *46*(1), 31-42. https://doi.org/10.1080/00380768.2000.10408759
She, R., Li, J.-C., Zhang, X., Yang, Y.-Q., Zhou, F.-P., Fornacca, D., Yang, X.-Y. y Xiao, W. (2024). Heat input determines the response and rapid recovery of post-fire soil microbial biomass. *International Journal of Wildland Fire*, *33*(4), WF23095. https://doi.org/10.1071/WF23095
Totino, M., Olivelli, M. y Quintana, R. D. (2024). Collateral damages of intensive farming in central Argentina: Impacts of livestock intensification on the socio-ecosystem of the Paraná River Delta. *Regional Environmental Change*, *24*(3), 99. https://doi.org/10.1007/s10113-024-02265-w
Vallentine, J. F. (1989). *Range development and improvement* (3. ed). Academic Pr.
Whiting, G. J. y Chanton, J. P. (2001). Greenhouse carbon balance of wetlands: Methane emission versus carbon sequestration: Greenhouse carbon balance of wetlands. *Tellus B*, *53*(5), 521-528. https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.2001.530501.x
Zhao, Y., Wang, Y. Z., Xu, Z. H. y Fu, L. (2015). Impacts of prescribed burning on soil greenhouse gas fluxes in a suburban native forest of south-eastern Queensland, Australia. *Biogeosciences*, *12*(21), 6279-6290. https://doi.org/10.5194/bg-12-6279-2015

RETENCIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y SU IMPLICANCIA EN LA MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Vela, E.[1*], Febrero, D.[1, 2], Domínguez, D.[3], Pereyra. E.[1], Bravo, O.[1]

[1]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Argentina. [2]Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Provincia de Buenos Aires, Argentina. [3]Ingeosur, Departamento de Geología, UNS-CONICET, Bahía Blanca, Argentina. *estefania.b.vela@gmail.com

RESUMEN: El cambio climático es un problema ambiental y social de alcance global, en el cual el suelo cumple un papel fundamental como regulador del ciclo del carbono. La retención de carbono orgánico del suelo (COS) constituye una práctica esencial para asegurar la sustentabilidad de los agroecosistemas y mitigar el calentamiento global. El COS es el componente más dinámico y vital del sistema edáfico: mejora la estructura y porosidad, incrementa la infiltración y retención de agua, reduce la compactación y la erosión, y actúa como fuente de nutrientes para plantas y microorganismos. Su conservación resulta clave para sostener la productividad, la fertilidad y la resiliencia de los sistemas agrícolas y ganaderos. El presente trabajo estableció la relación entre el carbono orgánico, la posición en el paisaje (geoforma) y las prácticas de manejo que condicionan su conservación o pérdida. La investigación se realizó en la cuenca del arroyo Napostá (sudoeste bonaerense), en un establecimiento ganadero-agrícola, analizando trece sitios de muestreo, a tres profundidades y tomando tres réplicas (n=108). Se determinó materia orgánica total (MOT) mediante ignición (360 °C) y COS por combustión seca (LECO). Se observó una tendencia positiva en el almacenamiento de carbono entre los muestreos históricos (2006 a 2017) y el actual (2025). Las geoformas planicie de inundación y los paleocauces presentaron las mayores retenciones de COS. Los usos de la tierra ganaderos o en rotación mostraron una mayor capacidad de retención que bajo agricultura. Los resultados confirman que el sistema edáfico del área actúa como un sumidero de carbono, validando las hipótesis planteadas y destacando el papel estratégico de los suelos para la mitigación del cambio climático.

PALABRAS CLAVE: carbono orgánico del suelo, cambio climático, sustentabilidad.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural limitado, diverso y frágil, cuya formación requiere cientos a miles de años. Sustenta la vida vegetal y animal y provee servicios esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas naturales y agropecuarios, como la provisión de nutrientes y agua, la filtración y recarga de acuíferos, la eliminación de residuos y la regulación climática (Giuffré, 2011; Wilding y Lin, 2006). En las últimas décadas, este recurso se ha vuelto especialmente vulnerable frente al cambio climático, la degradación y la pérdida de biodiversidad. La FAO (2017) destaca que el suelo constituye una de las mayores reservas de carbono del planeta, almacenando más carbono que la atmósfera y la vegetación terrestre combinadas. Cerca del 80 % del carbono terrestre se encuentra en la materia orgánica del suelo, lo que evidencia su papel estratégico como sumidero de gases de efecto invernadero.

El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente dinámico que puede actuar como sumidero o fuente según los usos y manejos aplicados. Las prácticas agrícolas intensivas suelen reducir su contenido, mientras que manejos ganaderos o mixtos pueden favorecer su conservación. En este marco, gestionar los ecosistemas para aumentar el carbono almacenado constituye un desafío central para mitigar el cambio climático (Bravo, 2013). Analizar la distribución espacial del COS a escala de cuenca permite comprender cómo el paisaje, las propiedades del suelo y las decisiones humanas modifican su retención.

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar los factores que regulan la variabilidad espacial de los suelos y el almacenamiento de carbono orgánico (0-30 cm) en una sub-cuenca hídrica representativa de 100 ha de la llanura subventánica occidental. Asimismo, analiza prácticas de uso del suelo que promuevan la sustentabilidad y resiliencia climática de los agrosistemas locales. Se parte de dos hipótesis: (1) que los niveles de COS presentan una relación directa con la variabilidad espacial de los suelos y su posición en el paisaje; y (2) que los contenidos de carbono orgánico serán menores en los agro-ecosistemas agrícolas respecto de los ganaderos, debido al mayor grado de perturbación del suelo asociado al manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Establecimiento ganadero-agrícola "Chacra Napostá" (Departamento de Agronomía UNS - Ministerio de Desarrollo Agrario de la Provincia de Buenos Aires), localizado al norte del partido de Bahía Blanca, en el km 35 de la RN 33 (-38°25′32", -62°17′24"). El paisaje corresponde al valle superior del Arroyo Saladillo o Dulce. El predio posee una superficie total de 710 ha, subdividida en 33 lotes con usos diversos. El clima es templado subhúmedo seco, con una precipitación media anual de 640 mm y una temperatura media de 15,5 °C. Los suelos pertenecen mayormente al orden Molisoles, desarrollados sobre una planicie ondulada disectada por cinco cauces actuales y antiguos valles fluviales, que descargan los excesos hídricos del Sistema de Ventania al mar. Se reconocen geoformas contrastantes (lomadas, laderas, paleocauces y llanuras de inundación), que difieren en materiales parentales, profundidad efectiva, presencia de tosca, drenaje y limitaciones físico-químicas.

Se seleccionaron trece perfiles de suelo georreferenciados, ubicados en posiciones representativas del relieve y bajo distintos usos del suelo (ganadero, mixto y agrícola). Los puntos coinciden con sitios previamente muestreados, lo que permitió la comparación con determinaciones históricas de carbono, con lapsos variables de 7 a 19 años. En cada perfil se tomaron muestras a tres profundidades (0-10, 10-20 y 20-30 cm), con tres réplicas por profundidad, totalizando 108 muestras. Las extracciones se realizaron con cilindros metálicos de volumen conocido. Las determinaciones realizadas incluyen:

-Densidad aparente

La densidad aparente (Da) se determinó mediante el método del cilindro (Blake y Hartge,1986), expresándose en $Mg.m^{-3}$. Este parámetro se utilizó para el cálculo de los stocks de COS.

-Carbono orgánico del suelo (COS) por pérdida por ignición (LOI)

El contenido de materia orgánica del suelo (MOS) se estimó mediante el método de pérdida por ignición (Loss on Ignition, LOI) (Schulte y Hopkins, 1996). Las muestras se secaron al aire, se molieron y se tamizaron a 2 mm. Se colocaron aproximadamente 5 g de suelo en crisoles previamente secos a 105 °C para obtener el peso seco y luego se calcinaron en mufla a 360 °C durante 2 horas. La MOS se calculó a partir de la pérdida de peso y el COS se estimó aplicando el factor de Van Bemmelen, asumiendo que la MOS contiene 58 % de carbono (Nelson y Sommers, 1996).

-Carbono orgánico del suelo por combustión seca (LECO) y calibración entre métodos

Un grupo de muestras representativas se analizaron mediante combustión seca en un analizador elemental LECO C832, que es considerado un método de referencia para la cuantificación de COS.

Los valores obtenidos por LOI (COS_{LOI}) y por LECO (COS_{LECO}) se compararon mediante una regresión lineal simple, utilizando al método LECO como referencia. La ecuación de ajuste permitió corregir los valores de COS del conjunto de muestras obtenidas por LOI, haciéndolos comparables con datos históricos.

Cálculo del carbono orgánico del suelo (COS) almacenado

A partir de los valores de COS corregidos y de la densidad aparente, se calculó el COS almacenado por cada capa de muestreo (0-10, 10-20 y 20-30 cm), siguiendo la metodología de Batjes (1996) adaptada por Bravo (2013). El carbono orgánico total (COT) del suelo en 0-

30 cm (COS_{0-30}, $Mg.ha^{-1}$) se obtuvo sumando los valores de las tres profundidades. Para cada perfil se promedió el valor de las tres réplicas por profundidad.

Análisis estadístico

Los datos de COS_{0-30} se analizaron mediante estadística descriptiva (media y desviación estándar) y análisis de varianza (ANOVA) para evaluar diferencias significativas entre geoformas y usos del suelo ($P < 0,05$). El procesamiento de los datos se efectuó con los programas InfoStat y Microsoft Excel.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características de los sitios de estudio

El análisis se realizó sobre trece perfiles de suelo distribuidos en diferentes posiciones del paisaje (lomadas, laderas, paleocauces y planicie de inundación) dentro y fuera de la subcuenca del arroyo Napostá. Esta distribución permitió captar la variabilidad geomorfológica asociada a gradientes de drenaje, estabilidad del relieve, profundidad efectiva y uso del suelo, factores que condicionan directamente la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS). Las geoformas bajas (paleocauces y planicies de inundación) se caracterizan por mayor disponibilidad hídrica y desarrollo de suelos, mientras que las posiciones altas presentan mayor inestabilidad geomorfológica y mayor susceptibilidad a procesos erosivos.

Contenido de carbono orgánico del suelo (COS)

El COS presentó una marcada variabilidad espacial, con valores que oscilaron entre 0,80 y 6,70%. En todas las geoformas se observó un descenso sistemático del COS con la profundidad, patrón típico de suelos donde el aporte de residuos vegetales se concentra en superficie y la actividad biológica es mayor en los primeros centímetros (Figura 1). La planicie de inundación registró los valores más elevados de COS. Esto se asocia a su régimen de humedad ácuico, menores tasas de mineralización, mayor estabilidad estructural y una elevada producción radical de las pasturas implantadas. Los paleocauces presentaron valores intermedios a altos, coherentes con ambientes de mayor retención hídrica y deposición lateral de sedimentos finos. En contraste, las laderas y lomadas mostraron los valores más bajos de COS, vinculados a materiales parentales más gruesos, menor protección física de la materia orgánica y mayores tasas de oxidación.

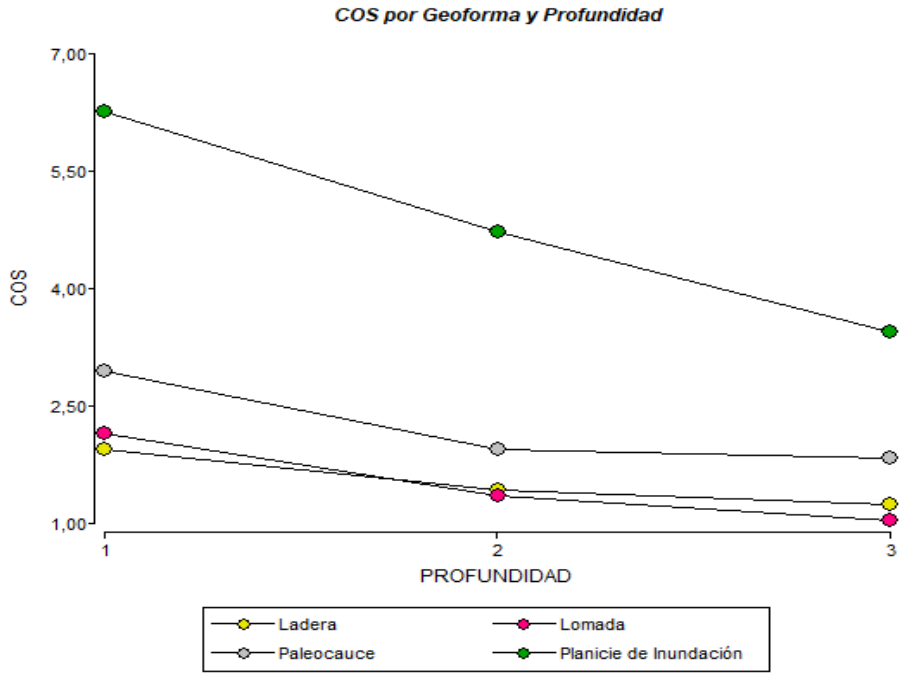


Figura 1. Contenido de carbono orgánico del suelo (COS) por geoforma y profundidad. El COS se expresa en %. Las profundidades 1,2 y 3 corresponden a 0-10, 10-20 y 20-30 cm desde la superficie del suelo, respectivamente.

El ANOVA indica con diferencias altamente significativas entre geoformas (p <0,0001), diferencias por profundidades (p <0,0001) e interacción geoforma-profundidad altamente significativa (p <0,0001). La comparación de medias por DMS indica que existen diferencias en COS según la posición, donde PI>Paleo>Lomada>Ladera (p< 0,05), con valores de 4,80; 2,24; 1,92 y 1,54 % respectivamente. Este patrón coincide con el gradiente geomorfológico de disponibilidad hídrica y estabilidad de agregados, donde las posiciones bajas favorecen la acumulación de materia orgánica y las posiciones altas presentan mayor pérdida u oxidación.

Un aspecto relevante del comportamiento del COS fue la presencia de una interacción entre geoformas y profundidades de análisis. En la Figura 1, se observa que Ladera y Lomada intercambian su orden relativo entre los primeros dos estratos. En 0-10 cm Ladera presentó valores ligeramente inferiores a Lomada, mientras que en la segunda profundidad esta relación se invierte. Este comportamiento puede vincularse a procesos de redistribución lateral, erosión, dinámica radicular y actividad biológica que responden en forma diferencial. La posición en el paisaje constituye el factor dominante en la distribución del carbono, seguido por el gradiente vertical dentro del perfil.

Retención de carbono orgánico del suelo (0-30 cm)

La retención de COS en la capa 0-30 cm mostró valores promedio entre 45,75 y 143,44 $Mg.ha^{-1}$, con los mayores stocks registrados en la planicie de inundación, seguida por los paleocauces, mientras que las laderas y lomadas presentaron los menores valores (Tabla 1). El análisis estadístico indica diferencias significativamente entre geoformas (p <0,004). La Planicie de inundación presenta valores de COS 0-30 de 143 $Mg.ha^{-1}$, superior al resto de las geoformas (p< 0,05). Ladera (62 $Mg.ha^{-1}$), Lomada (66 $Mg.ha^{-1}$) y Paleocauce (83 $Mg.ha^{-1}$) no mostraron diferencias entre sí (p> 0,15). Paleocauce presentó un valor medio mayor, pero las diferencias con las otras posiciones no superaron el umbral de significancia (DMS = 31,16 Mg/ha).

La marcada superioridad de la Planicie de inundación se relaciona con un régimen de humedad ácuico, texturas finas y menores tasas de mineralización. En contraste, las posiciones del paisaje donde predomina la inestabilidad presentaron retenciones más bajas, lo que coincide con su menor contenido de carbono orgánico y su mayor susceptibilidad a la pérdida de partículas finas y material orgánico.

Tabla 1. Retención media de COS (0-30 cm) por perfil

PERFIL	UBICACIÓN	GEOFORMA	RETENCIÓN ($Mg.ha^{-1}$)
P1	Dentro de cuenca	Lomada	72,20
P2	Dentro de cuenca	Planicie de Inundación	143,44
P21	Dentro de cuenca	Ladera	63,25
P22	Dentro de cuenca	Ladera	82,25
P26	Dentro de cuenca	Ladera	77,00
P31	Dentro de cuenca	Ladera	45,75
P33	Dentro de cuenca	Paleocauce	95,17
P40	Dentro de cuenca	Ladera	67,37
P41	Dentro de cuenca	Ladera	58,50
P4	Fuera de cuenca	Ladera	58,13
P10	Fuera de cuenca	Ladera	60,20
P48	Fuera de cuenca	Paleocauce	102,10
P51	Fuera de cuenca	Ladera	67,47

Influencia del uso y manejo del suelo sobre el COS

No se detectaron diferencias estadísticas (p> 0,65) entre los usos de suelo al comparar agrícola-ganadero, ganadero-agrícola, ganadero con pasturas implantadas y ganadero sobre campo natural, con valores de medios COS de 74, 96, 67 y 86 $Mg.ha^{-1}$, respectivamente. Los sitios bajo ganadería con pastura natural o implantada mostraron

valores muy elevados de COS. La combinación de pastura implantada y condiciones hidromórficas propias de la planicie de inundación potencia la acumulación de carbono. Los perfiles bajo uso agrícola registraron valores altos, debido a las prácticas conservacionistas adoptadas. El uso del suelo actúa como un modulador del efecto de la geoforma, amplificando la acumulación de carbono en posiciones favorables del paisaje, o acentuando las pérdidas en ambientes más vulnerables.

Dinámica temporal del carbono orgánico del suelo

El análisis comparativo de los stocks de carbono orgánico del suelo (COS_{0-30}) entre los muestreos históricos y la campaña actual (2025), muestran una tendencia al incremento del COS en la mayoría de los perfiles. Loa valores ΔCOS oscilaron entre -0,17 (liberación leve de C) y +26,03 $Mg.ha^{-1}.año^{-1}$ (muy alta retención de C). En promedio, la tasa anual de retención fue de 0,74 $Mg.ha^{-1}.año^{-1}$. Los mayores aumentos se registraron en paleocauces y laderas suaves bajo manejo ganadero estable, mientras que los perfiles con mayor componente agrícola mostraron variaciones mínimas o valores cercanos a la neutralidad. La retención de carbono depende de cada geoforma, para ser luego regida por el uso y grado de disturbio del suelo. En conjunto, la dinámica temporal observada pone de manifiesto que, bajo prácticas adecuadas de manejo, los suelos del establecimiento pueden aumentar sus niveles de carbono orgánico.

CONCLUSIONES

El presente estudio permitió demostrar que la posición en el paisaje constituye el principal factor de control de la distribución y retención del carbono orgánico del suelo (COS) en una cuenca representativa de la llanura subventánica occidental. Las geoformas deprimidas, especialmente la planicie de inundación y los paleocauces, presentaron los mayores contenidos y stocks de carbono, mientras que los relieves positivos (laderas y lomadas) registraron menores contenidos, confirmando la primera hipótesis planteada.

Los sistemas ganaderos y mixtos mostraron una mayor capacidad de conservación del carbono que los sistemas agrícolas, validando la segunda hipótesis. Sin embargo, los resultados evidenciaron que no solo el tipo de uso, sino principalmente la estabilidad del manejo, la intensidad del disturbio y el nivel tecnológico determinan el comportamiento final del COS. Incluso sin cambios de uso, la adopción de prácticas conservacionistas permitió incrementar los stocks de carbono en varios perfiles.

El análisis temporal mostró un comportamiento altamente favorable, con una tendencia general al aumento del COS en la mayoría de los sitios, particularmente en aquellos con cobertura permanente y manejo estable.

En conjunto, los resultados confirman que los suelos del predio Napostá, manejados bajo esquemas productivos conservacionistas, actúan como reservorios esenciales de carbono orgánico. Esto reafirma su valor como indicador de resiliencia y sustentabilidad, así como su importancia estratégica para mitigar el cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

A la SeGCyT-UNS por los fondos aportados a través de PGI UNS 24/A252 (2020-2024).

BIBLIOGRAFIA

Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. European Journal of Soil Science 47: 151-163.

Blake, G. R., y Hartge, K. H. (1986). Bulk density. In A. Klute (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part 1. Physical and mineralogical methods (pp. 363-375). ASA-SSSA.

Bravo, O. (2013). Factores y procesos pedogenéticos que regulan el almacenamiento de carbono orgánico en suelos de la Pampa Austral. Tesis Doctoral. Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.124 p.

FAO. (2017). Carbono orgánico del suelo: el potencial oculto. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma. 105 p.

Giuffré, L. (2011). Introducción a la Edafología. En: Edafologia, bases y aplicaciones ambientales argentinas. Capítulo 1. Facultad de Agronomía, UBA.628 p.

Nelson, D. W., y Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In D. L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3-Chemical Methods (pp. 961-1010). SSSA.

Schulte, E. E., y Hopkins, B. G. (1996). Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. In F. R. Magdoff, M. A. Tabatabai, y E. A. Hanlon (Eds.), Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation. Soil Science Society of America, 21-31.

Wilding L.P. y H. Lin. (2006). Advancing the frontiers of soil sciense towards a geoscience. *Geoderma*, (131): 257-264.

STOCK DE CARBONO Y MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL NORTE DE MISIONES

Von Wallis, A.[1*]

[1] INTA EEA Montecarlo, Misiones. Av El Libertador 2472, CP3384 - Montecarlo, Misiones. Docente Adjunta regular de Edafología, Facultad de Ciencias Forestales- UNaM.
* vonwallis.alejandra@inta.gob.ar

RESUMEN: El carbono orgánico del suelo (COS) es esencial para mantener su sostenibilidad. El uso productivo del suelo genera mermas en el stock de COS y lleva a la disminución de su calidad, que puede ser evaluada a través de la materia orgánica particulada (MOP), fracción de mayor sensibilidad frente a cambios en la calidad de la materia orgánica. En Misiones, provincia netamente forestal y yerbatera, el monocultivo genera disminuciones en la productividad asociadas a pérdida de calidad del suelo. Ante esta situación, se presentan los sistemas agroforestales como una alternativa de producción más sostenible, y, por ello, con el objetivo de determinar la calidad del suelo a través de la determinación de la proporción de materia orgánica particulada y del stock de carbono del suelo se contrastó un sistema agroforestal (SAF) de yerba mate con araucaria con un cultivo convencional de yerba mate (YM) y una forestación de *Araucaria angustifolia* (Aa) en un suelo rojo arcilloso del norte de Misiones. En cada cultivo se instalaron tres parcelas y se tomaron muestras de suelo compuestas por diez submuestras en dos profundidades, 0 a 10 cm y 10 a 30 cm en cada parcela, para determinar proporción de MOP en la materia orgánica total y Stock de C. Luego del análisis estadístico de los datos obtenidos se observó que no hubo diferencias significativas entre cultivos en los valores de MOP y de stock de C, los valores de MOP son relativamente bajos y representan entre el 12.8% y el 15.3% de la materia orgánica total. La mayor proporción correspondió a Aa y la menor a YM. El stock de C presentó el mismo comportamiento y para ambas variables evaluadas el SAF mostró valores intermedios, lo que permitiría suponer que la presencia de los árboles favorece a la calidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: sistemas agroforestales, materia organica, kandiudultes.

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) es aquel que permanece luego de la descomposición de cualquier material orgánico que se aporta al mismo. El COS es fundamental para la sostenibilidad del recurso suelo. De acuerdo con Pérez et al. (2023) los terrenos agrícolas contienen aproximadamente entre 25 y 75 % menos COS que los ecosistemas naturales, lo que indica su disminución en los suelos bajo cultivo. El agotamiento del COS tiene importantes consecuencias económicas y ecológicas adversas, ya que éste cumple numerosas funciones, valiosas para la sociedad y el bienestar humano (Lal, 2004). El C es el principal componente de la materia orgánica del suelo (MOS), 58% aproximadamente es C, por lo que se toma generalmente, de acuerdo con Gyenge et al. (2022), a la MOS o al COS como indicadores de la salud del suelo, por lo que estudiar la MOS es fundamental a la hora de determinar la calidad del suelo.

En las últimas décadas, según algunos autores como Blankinship et al. (2018) y Baveye et al. (2020), el estudio de la MOS se centró, principalmente, en comprender los mecanismos implicados en su formación y estabilización para intentar predecir y mitigar el impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el COS y la provisión de servicios ecosistémicos asociados al mismo. El C en el suelo se almacena principalmente en dos depósitos: como MO particulada (MOP), residuos orgánicos principalmente de origen vegetal y como MO asociada a los minerales (MOAM), que es la MO adherida a superficies de los minerales, principalmente a

las arcillas. De ambas fracciones, la MOP es la fracción de mayor sensibilidad frente a cambios en la calidad de la MOS, por ende, puede influir en la productividad.

Frente a los cambios en la calidad y salud del suelo, entre otros, surgen los sistemas agroforestales como una alternativa de uso más sostenible. Un sistema agroforestal (SAF), es un sistema de cultivo integrado por generalmente dos estratos, que tiene como componentes a los árboles (forestal) y los cultivos (agro) y/o animales (Sharry, 2022). Los SAF han sido considerados como benéficos en el aspecto nutritivo, ya que los árboles, favorecen el reciclaje de nutrientes al reducir las pérdidas por lixiviación y mantener la MOS por medio de la producción y descomposición de hojarasca (Palm y Sánchez, 1990; Jiménez y Muschler, 2001; Sharry, 2022), y se beneficia al cultivo agrícola que se esté realizando.

En la provincia de Misiones, entre las principales actividades productivas se encuentran la forestación y el cultivo de yerba mate. Es una de las provincias con mayor superficie forestal implantada del país. El cultivo de yerba mate (*Ilex paraguariensis*) genera importantes ingresos a la economía regional. Misiones es la principal productora de yerba mate, con el 90% de la hoja verde del país (Ministerio de Economía, 2023). En la provincia, la gran mayoría de la superficie cultivada se encuentra en forma de monocultivo. El monocultivo generalmente produce el agotamiento del suelo, por lo que disminuye la productividad de los cultivos (Belete y Yadete, 2023). En el caso de las forestaciones, generalmente, es durante la preparación del terreno y los primeros años del cultivo donde el suelo queda descubierto y está más propenso a sufrir degradaciones (Nambiar, 1999; Lupi y Fernández, 2002); una ventaja de las forestaciones de araucaria (*Araucaria angustifolia*), es que contienen altos niveles de biodiversidad por tratarse de una especie nativa (Escobar, 2019), lo que lleva a que los SAF que combinan yerba mate con araucaria, en Misiones, son la base para la recuperación de yerbales de baja productividad (Eibl et al., 2015), y, al ser la yerba una especie que crece naturalmente en el bosque subtropical y tolerante a la sombra posee características que le permiten ser cultivada en SAF (Montagnini et al., 2011).

Es por ello por lo que se plantea en este trabajo, contrastar un sistema agroforestal de yerba mate con araucaria con un cultivo convencional de yerba mate y una forestación de araucaria, con el objetivo de determinar la calidad del suelo a través de la determinación de la proporción de materia orgánica particulada presente en la materia orgánica total y del cálculo del stock de carbono del suelo en cada situación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para llevar adelante el objetivo planteado se seleccionó una plantación de yerba mate, *I. paraguariensis*, (YM) cultivada de manera tradicional, una plantación de yerba mate combinada con *A. angustifolia* bajo un esquema de sistema agroforestal (SAF), y una plantación de *A. angustifolia* (Aa). Las mismas se ubican en Colonia Caraguatay, Montecarlo, Misiones. Los suelos de la zona se corresponden con los rojo profundos, arcillosos, bien drenados, fuertemente ácidos y muy susceptibles de degradación una vez despojados de su cobertura originaria. Pertenecen a los grandes grupos de los Kandiudultes y Kandiudalfes ródicos (Ligier et al., 1990). El clima del área de estudio es subtropical, cálido y húmedo, del tipo isohigro (Silva et al., 2019).

En cada plantación seleccionada se instalaron tres parcelas de 500m^2, donde se realizó el muestreo del suelo en el espesor de 0 a 10 cm y de 10 a 30 cm de profundidad para la determinación de la proporción de MOP presente en la materia orgánica total (MOT) y del stock de C del suelo. En cada parcela de cada sitio, se tomaron 10 submuestras para conformar una muestra compuesta, la cual se secó en estufa a 40 °C hasta peso constante y se tamizó con un tamiz de 2 mm de malla para la determinación del COT con LECO en el laboratorio de la Universidad Nacional del Sur, y se realizó el fraccionamiento físico para determinar qué proporción de la MO es particulada, a través de cuantificación de las fracciones más lábiles o materia orgánica particulada (MOP). En el fraccionamiento físico se utilizó el tamiz de 53µ para separar la fracción gruesa de la fina de acuerdo con Galantini, (2008).

Se determinó la densidad aparente del suelo para poder calcular el Stock de C del suelo, mediante el método del cilindro (Burke et al., 1986), para la cual se tomaron 10 muestras en cada parcela, profundidad y sitio. El calculó el stock de C para los primeros 30 cm del suelo

de cada sitio fue corregido a una masa de suelo equivalente, utilizando un valor promedio a partir de datos propios de suelos de la zona (masa suelo - 0-30cm- bosque nativo de la zona: 2890 Mg. ha^{-1}) de acuerdo con los cálculos aplicados por Irizar, (2010).
Con los datos obtenidos se realizó el análisis de la variancia de un factor bajo un DCA y se aplicó la prueba de Tuckey con un p-valor de 0.05 para determinar si hubo diferencias estadísticas significativas entre tratamientos y se utilizó el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo con el análisis estadístico de los datos, no se detectaron diferencias de concentración de materia orgánica entre los distintos cultivos en cuanto a las fracciones analizadas. En la tabla 1 se presentan los valores promedios de MOT, MOP y la proporción de MOP presente en la MOT para los cultivos evaluados. Si bien, como se mencionó, no hay diferencias estadísticas entre las concentraciones en ninguna de las dos profundidades analizadas, se observa que tanto la MOT como la MOP presentan valores más altos en la plantación de Aa, lo que resulta lógico y consecuente con los aportes de materia orgánica fresca por parte del cultivo forestal, a su vez, como es de esperar, los valores intermedios se dan en SAF, lo que se asume que ocurre por la presencia del estrato arbóreo que genera aportes de hojarasca forestal al cultivo de yerba mate. Esta tendencia sugiere que la incorporación del estrato arbóreo en los yerbales comienza a restaurar la entrada de residuos frescos, incrementando la fracción lábil del carbono, la cual es la primera en responder a cambios de manejo según lo planteado por Blankinship et al. (2018).

Tabla 1. Valores promedios de materia orgánica total (MOT), materia orgánica particulada (MOP) y proporción de MOP de la MOT.

Uso	Profundidad (cm)	MOT (%)	MOP (%)	% MOP de la MOT
SAF*	0..10	4,32	0,58	13,49
	10..30	2,48	0,17	6,97
YM	0..10	4,33	0,56	12,84
	10..30	2,43	0,19	7,68
Aa	0..10	4,95	0,76	15,27
	10..30	2,65	0,21	8,03

* SAF: sistema agroforestal de yerba mate y Araucaria angustifolia; YM: cultivo tradicional de yerba mate y Aa: cultivo forestal de A. angustifolia.

La proporción de MOP en el espesor de suelo de 0 a 10 cm representó entre 12.8 y 15.2 % de la MOT, siendo el valor más bajo para YM y el más alto para Aa. La proporción de MOP presente en la MOS es variable, dado que depende de la composición de los aportes de materia orgánica fresca entre otros (Yu et al., 2022; Elakiya, 2024). De acuerdo con lo mencionado por Yu et al., (2022) en su estudio, casi la mitad de los suelos forestales que evaluaron, almacenaron más COS en MOP que en la fracción asociada a los minerales, lo que podría estar explicando en este estudio, porque la proporción de POM es levemente mayor en el suelo de Aa y SAF respecto de YM principalmente en el espesor de suelo de 0 a 10 cm. (Tabla 1). Los resultados obtenidos nos permiten deducir que, con un uso forestal y la presencia de árboles en el cultivo, como es el caso de los SAF, la calidad del suelo puede mejorar.
En cuanto al stock de C presente en los primeros 30 cm del suelo de los cultivos evaluados, el análisis estadístico no detecto diferencias entre los cultivos. En el gráfico se presentan los stocks de C obtenidos para cada cultivo, los cuales resultan similares entre sí. El mayor stock de C se da en el suelo del cultivo forestal, mientras que la combinación de yerba mate con araucaria y YM presentan prácticamente el mismo stock de C.

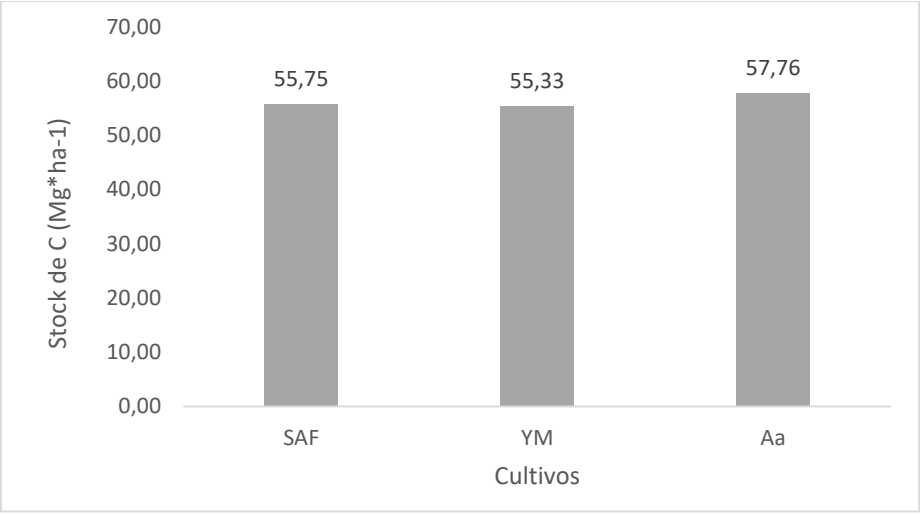


Figura 1. Stock de carbono para los primeros 30 cm de un suelo rojo de Misiones bajo distintos usos. SAF: sistema agroforestal de yerba mate y *Araucaria angustifolia*; YM: cultivo tradicional de yerba mate y Aa: cultivo forestal de *A. angustifolia*.

Estos resultados concuerdan con lo informado por Gyenge et al. (2022) quienes tampoco encontraron diferencias significativas entre usos, en ese caso bosque nativo, forestaciones y yerba mate o cultivos agrícolas leñosos para la ecorregión selva paranaense en su reporte, y atribuyen los resultados a la baja densidad de muestreo realizado, lo cual también ocurre en este caso, debiéndose incrementar los sitios a analizar, a la vez de que se debe realizar un análisis más profundo de cada situación.

1230

CONCLUSIONES

No se encontraron diferencias estadísticas entre los cultivos evaluados, aunque los mayores valores de MOT, MOP y Stock de C se encontraron en A. angustifolia, seguido del SAF y con los valores más bajos el cultivo tradicional de yerba mate. Se requiere mayor número de sitios de análisis y que abarquen distintos manejos de los cultivos en cuestión. Se podría suponer que la presencia de los árboles en el yerbal y el cultivo forestal presentarían mayores aportes al ciclo del C, lo que impactaría en la calidad del suelo.

Estos resultados obtenidos son parte de un estudio más amplio, donde también se evalúa el aporte de C a través de la hojarasca del estrato arbóreo y permitirá un mejor análisis de las situaciones evaluadas.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto regional de INTA PEI049 por la financiación de este trabajo que forma parte de una tesis doctoral, a Adrian Moller, Lucas Gimenez y Diego Aquino de la EEA INTA Montecarlo y a Nahuel Dorr de la Facultad de Ciencias Forestales de la UNaM, Eldorado, por la colaboración con las tareas de campo.

BIBLIOGRAFÍA

Baveye, P. C., Schnee, L. S., Boivin, P., Laba, M. y Radulovich, R. (2020). Soil organic matter research and climate change: merely restoring carbon versus restoring soil functions. Frontiers in Environmental Science, 8, 579904. https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904

Belete, T. y Yadete, E. (2023). Effect of mono cropping on soil health and fertility management for sustainable agriculture practices: A review. Journal of Plant Sciences, 11(6), 192-197. https://doi.org/10.11648/j.jps.20231106.13

Blankinship, J. C., Berhe, A. A., Crow, S. E., Druhan, J. L., Heckman, K. A., Keiluweit, M., Lawrence, L., Spiotta, E. M., Plante, A. F., Rasmussen, C., Schadel, C., Schimel, J. P., Sierra, C. A., Thompson, A., Wagai, R. y Wieder, V. R. (2018). Improving understanding of soil organic matter dynamics by triangulating theories, measurements, and models. Biogeochemistry, 140, 1–13. https://doi.org/10.1007/s10533-018-0478-2

Burke, W., Gabriels, D, y Bouma, J. (1986). Soil Structure Assessment. A.A. Balkema Publishers, Rotterdam.
Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W. InfoStat versión (2020). Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
Eibl, B., Montagnini, F., López, M. A., Montechiesi, R., Barth, S. R. y Esterche, E. (2015). Ilex paraguariensis A. St.-Hil., yerba mate orgánica bajo dosel de especies nativas maderables, una propuesta de producción sustentable en sistemas agroforestales funciones productivas, socioeconómicas y ambientales. (Serie técnica Informe técnico No. 402- ISBN: 978-958-9386-74-3).
Elakiya, N. 2024. Soil Particulate Organic Matter Does Matter. Just Agriculture. Vol. 4 Issue-8, April 2024 (e-ISSN: 2582-8223).
Escobar, P. (2019, 13 de agosto). Araucaria angustifolia: un gigante de la selva misionera que se encuentra bajo una iniciativa de manejo, conservación y mejora en el INTA. Argentina Forestal. https://www.argentinaforestal.com
Galantini, J. A. 2008. Fraccionamiento de la materia orgánica del suelo en Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Editor Juan Alberto Galantini. 1° a edición - Bahía Blanca – Ediuns. 309p.
Gyenge, J., Gatica, G., Sandoval, M., Lupi, A. M. y Gaute, M. (2022). Reporte nacional: Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo con plantaciones forestales y otros usos de la tierra, en distintas regiones de Argentina. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/desarrollo-foresto-industrial/silvicultura/_archivos2/Informe-CARBONO-SAGyP.pdf
Irizar, A. B. 2010. Cambios en las reservas de materia orgánica del suelo y sus fracciones granulométricas: efecto de la secuencia de cultivo, del sistema de labranza y de la fertilización nitrogenada. Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencia del Suelo.
Jiménez, F. y Muschler, R. (2001). Agroforestería y recursos naturales. En F. Jiménez, R. Muschler, y E. Köpsell (Eds.), Funciones y aplicaciones de sistemas agroforestales (pp. 25-45). CATIE.
Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration in terrestrial ecosystems. Environment Management, 33(4), 543-555.
Ligier, H., H, Matteio, H. Polo y J. Rosso. (1990). Atlas de Suelos de la República Argentina, INTA.
Lupi, A. y Fernández, R. (2002). Plantación directa versus preparación intensiva ¿Cómo responde el suelo? El Sitio Agrícola.
Ministerio de Economía. (2023). Informe productivo provincial (Año 8, No. 43). ISSN 2525-023X
Montagnini, F., Eibl, B. y Barth, S. (2011). Organic yerba mate: An environmentally, socially and financially suitable agroforestry system. Bois et Forêts des Tropiques, 308(2), 59-74.
Nambiar, S. (1999). Productivity and sustainability of plantation forests. Bosque, 20(1), 9–21.
Palm, C., y Sánchez, P. (1990). Decomposition and nutrient release of the leaves of three tropical legumes. Biotrópica, 22(3), 330-338.
Pérez, C., Landínez-Torres, A. y Silva, A. (2023). Carbono orgánico y su dinámica en suelos tropicales: una revisión. Cultura Científica, 21. https://doi.org/10.38017/1657463X.820
Sharry, S. E. (Coord.). (2022). Capítulo 1: Los sistemas agroforestales. En S. E. Sharry, R. A. Stevani, y S. P. Galarco (Coords.), Sistemas agroforestales en Argentina. EDULP. Primera edición, 2022 ISBN 978-950-34-2078-2.
Silva, F., Haberle, T., Müller, H., Münz, R. y Visentini, J. (2019). Normales del clima de la región de Montecarlo. En: Actas de Conferencias y Resúmenes de XIII Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. (pp. 547-550). Eldorado, Misiones, Argentina
Yu W., W. Huang, S. R. Weintraub-Leff y S.J. Hall. 2022. Where and why do particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) differ among diverse soils?. Soil Biology and Biochemistry 172 (2022) 108756. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108756

EFECTO DEL USO DE RASTRA MULTIPROPÓSITO EN SUELOS DE ENTRE RIOS

Wingeyer, A. B.[1, 2], Crespo, R. J.[1*], Torrent, W.[3], Diederle, A.[3], Barraud, B.[3]

[1]Dpto. de Recursos Naturales y Gestión Ambiental, EEA Paraná, INTA, Ruta 11 km 12,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos. [2]CONICET – Argentina. [3]Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER, Ruta 11 km 10,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos. *crespo.javier@inta.gob.ar

RESUMEN: El manejo de malezas en los sistemas de producción actuales desafía al manejo tradicional dependiente del uso exclusivo de herbicidas. La rastra multipropósito (RM) es un implemento que puede aportar al manejo integrado de malezas. Como otros métodos mecánicos, el uso de la RM podría afectar el suelo, pero esto no está aún estudiado. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto del uso de la RM para el control de malezas en barbecho corto a soja sobre diferentes parámetros del suelo en lotes de la provincia de Entre Ríos. Se evaluaron una y dos pasadas de RM, comparados a un barbecho químico, en dos sitios experimentales Entrerrianos. La RM redujo de forma variable la cobertura del suelo respecto al barbecho químico, con mayores disminuciones en RM2, aunque sin diferencias entre sitios. Tras la cosecha de soja, todos los tratamientos mantuvieron una cobertura total del suelo, aportada por rastrojo y vegetación verde. La
1232
rugosidad fue menor en RM2, aunque varió con el sitio. La resistencia mecánica a la penetración aumentó con la profundidad y mostró respuestas contrastantes entre sitios y tratamientos. La densidad aparente disminuyó en superficie en los tratamientos con RM, mejorando las condiciones físicas del suelo. Estos resultados resaltan la importancia del contexto edáfico y ambiental al definir prácticas de manejo. Se destaca el rol de la vegetación, los residuos del cultivo previo, el tipo de suelo y el estado hídrico como factores condicionantes de los resultados del uso de la rastra multipropósito puede potencialmente favorecer la densificación superficial y favorecer los procesos erosivos ante escenarios con lluvias intensas. Estudios de largo plazo podrán ayudar a recabar más información que brinde elementos y criterios para la toma de decisiones.

PALABRAS CLAVE: rastra de diamante, control mecánico de malezas, erosión del suelo.

INTRODUCCIÓN

El manejo de malezas constituye uno de los principales desafíos en los sistemas de producción agrícolas actuales. La producción agrícola en las últimas décadas se ha caracterizado por una alta dependencia del control químico de malezas, lo que ha derivado en diversas problemáticas, entre ellas la aparición de malezas resistentes, tolerantes y de difícil control, el aumento de los costos de producción y una creciente preocupación por los impactos ambientales y sociales asociados a su uso intensivo.

Frente a este escenario, resulta necesario avanzar hacia estrategias de manejo integrado de malezas que contemplen alternativas mecánicas y culturales, capaces de complementar o reducir la dependencia del control con herbicidas. Dentro de estas alternativas, las herramientas de control mecánico adquieren relevancia, particularmente en sistemas que buscan mayor sustentabilidad y eficiencia en el uso de insumos.

En este contexto, la rastra multipropósito (RM) se presenta como una herramienta alternativa para el control de malezas en diferentes estados fenológicos y permitiendo intervenir sobre el banco de semillas al evitar la producción de semillas. En la provincia de Entre Ríos es común observar que la RM se utiliza no solo para el control de malezas sino también para borran huellas de labores previas y emparejar el lote, reducir e incorporar

rastrojos voluminosos, entre otros motivos. Aunque la RM se reconoce como un implemento eficaz para diversas labores, el hecho de intervenir directamente sobre el suelo hace al uso de la RM una labor con potenciales efectos negativos sobre el suelo. Sin embargo, esto no ha sido investigado hasta el momento. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto del uso de la RM para el control de malezas en barbecho corto a soja sobre diferentes parámetros del suelo en lotes de la provincia de Entre Ríos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre septiembre 2024 y mayo 2025 se llevó a cabo un experimento repetido es dos lotes en producción localizados en el centro-este (La Colmena, LC y Aldea Salto, LAS) de la provincia de Entre Ríos. El experimento constó de tres tratamientos para el control de malezas: barbecho químico (BQ), una labor con una pasada de RM (RM1) y con dos pasadas consecutivas de RM (RM2) en parcelas de 18 m de ancho por 80 m de largo. Ambos sitios experimentales tenían un rastrojo de cultivo antecesor maíz, sobre un suelo Haplacuptes (80%)/Halacueptes (20%) en LC y un suelo Argiudol vértico (50%)/Argiudol paquico (30%) en LAS. En cada parcela se definieron tres subparcelas de muestreo (en cada extremo y en el medio evitando los bordes). Se midió la cobertura del suelo (CS), por el método de la transecta, y se calculó el índice de rugosidad de Saleh (IRS) (Saleh, 1993), por el método de la cadena a los tres días después de la labor (DDL) con RM. A los 50 DDL y a cosecha del cultivo de soja estival (210 y 243 DDL para LAS y LC, respectivamente) se midió la resistencia mecánica a la penetración (RMP) hasta los 25 cm de profundidad con penetrómetro de golpe, y densidad aparente (DA) hasta los 30 cm de profundidad en intervalos de 5 cm. El análisis de los datos obtenidos se realizó mediante ANOVA y la comparación de medias por la prueba de Fisher (p=0,05) utilizando el programa Infostat (Di Renzo, 2020).

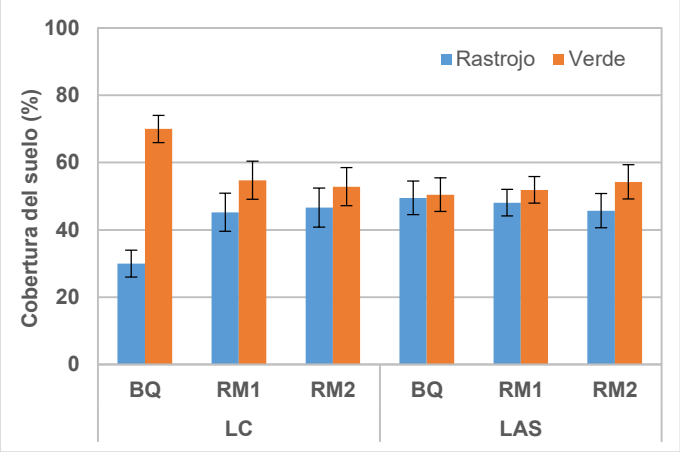
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La CS, compuesta por rastrojo y biomasa verde de malezas a los 3 DDL con RM comparado a BQ disminuyó de forma variable (Tabla 1). En RM1 la CS se redujo en 26 y 17 puntos porcentuales, mientras que fue más pronunciada (40 y 37 puntos porcentuales) en RM2 comparado al BQ sin remoción de suelo, para LC y LAS, respectivamente (Tabla 1). Para un mismo tratamiento no hubo diferencia entre sitios experimentales. Luego de la cosecha del cultivo de soja ninguno de los tratamientos con RM expuso el suelo y la CS fue total. En ambos sitios experimentales la CS en RM1 y RM2 estuvo dada en partes casi iguales por rastrojo y vegetación verde, mientras que solo en LC la cobertura verde en BQ contribuyó con el 70% de la CS (Figuras 1). Esto evidencia la influencia que pueden tener el ambiente, la vegetación presente (especie y cantidad) y el tipo del suelo sobre la eficacia de una práctica de manejo en el corto plazo.

La rugosidad en RM2 fue menor que en BQ y RM1 para ambos sitios experimentales, pero solo se diferenció estadísticamente en LC (Tabla 2). En este mismo sitio, la rugosidad en BQ y RM1 no se diferenciaron. En LAS la rugosidad del suelo en ambos tratamientos laboreados no diferenciaron entre sí, y sí lo hicieron de BQ (Tabla 2). El factor clave para mantener alta rugosidad fue la presencia de vegetación (LC: 1,8 $tn.ha^{-1}$ de materia seca; LAS: 1,2 $tn.ha^{-1}$ de materia seca) y del residuo del cultivo previo (LC: Maíz de 2da, 1,5 $tn.ha^{-1}$ de rendimiento; LAS: Maíz de 1ra, 8$tn.ha^{-1}$ de rendimiento) que contribuyeron a incrementar la cobertura y la rugosidad de la superficie. El tipo de suelo y el estado hídrico al momento del laboreo también pueden haber tenido un rol importante. Mantener la rugosidad, junto con una buena cobertura es importante para no exponer al suelo a los procesos de erosión por el impacto de la gota de lluvia sobre el suelo descubierto. Las irregularidades propias de la superficie del suelo lo protegen de la erosión al aumentar el tiempo de concentración y la infiltración del agua, y disminuir el volumen y la velocidad del escurrimiento.

Tabla 1. Cobertura del suelo a 3 DDL con una y dos pasadas de rastra multipropósito (RM1 y RM2, respectivamente) y de un tratamiento bajo barbecho químico (BQ) en dos sitios experimentales (LC y LAS) localizados sobre suelos Vertisoles del centro-este de Entre Ríos.

Sitio	Tratamientos		
	BQ	RM1	RM2
LC	96 ±1,3	70 ±5,9	56 ±5,9
LAS	97 ±1,4	80 ±3,6	60 ±4,8



1234

Figura 1. Cobertura del suelo a cosecha del cultivo de soja (243 DDL) con una y dos pasadas de rastra multipropósito (RM1 y RM2, respectivamente) comparadas a un tratamiento con barbecho químico (BQ) en dos sitios experimentales (LC y LAS) localizados sobre suelos Vertisoles del centro-este de Entre Ríos.

Tabla 2. Rugosidad del suelo expresado por el Índice de Rugosidad de Saleh 3 DDL con una y dos pasadas de rastra multipropósito (RM1 y RM2, respectivamente) comparadas a un tratamiento con barbecho químico (BQ) en dos sitios experimentales (LC y LAS) localizados sobre suelos Vertisoles del centro-este de Entre Ríos.

Sitio	Tratamientos		
	BQ	RM1	RM2
LC	8,4 ±0,5	8,2 ±0,4	6,5 ±0,4
LAS	8,7 ±0,6	7,9 ±0,6	7,4 ±0,5

Como era de esperar en suelos Vertisoles, el aumento del contenido de arcilla profundidad mostró un aumento de la RMP en la misma dirección (Figura 2). Asimismo, a igual tratamiento, la RMP no fue igual para los dos sitios (Figura 2) relacionado a las diferencias en el tipo de suelo entre sitios experimentales.

Un evento de lluvia intensa tiempo después a las labores (25/11/2025, 53mm, 78 $mm.h^{-1}$) con la RM en LAS pudo haber desencadenado un proceso erosivo estimulado por el refinamiento excesivo del suelo producir en RM2 y magnificado por las características vérticas (con arcillas expansibles) de los suelos presentes en el área. Estas condiciones contribuyeron a la densificación y “planchado” de la superficie del suelo y un aumento de la RMP (Figura 2C). En LC el uso de RM redujo la RMP en superficie, aunque se mantienen

igualmente en valores altos (~ 2MPa) (Figura 2). Al no registrarse eventos extremos de lluvias y la RMP resultó según lo esperado. A cosecha del cultivo de soja (Figura 2B y D) se observaron diferencias notorias en la respuesta de los suelos al uso de la RM. Mientras que en LAS en todos los tratamientos se observó similar RMP en los primeros 10 cm de profundidad (Figura 2D), en LC los tratamientos con uso de RM tuvieron menor RMP comparado a BQ (Figura 2B).

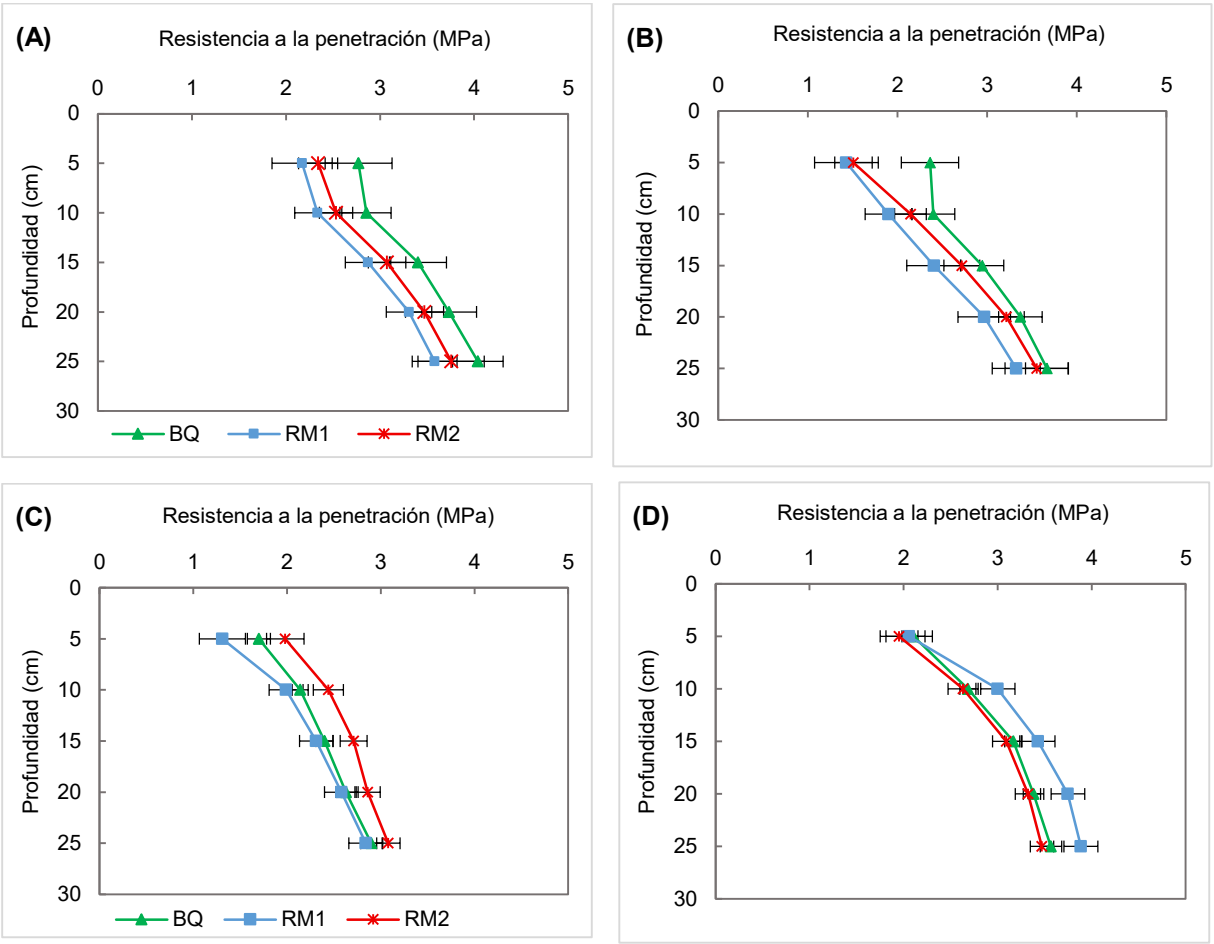


Figura 2. Resistencia mecánica a la penetración hasta 25 cm de profundidad para los tratamientos de barbecho químico (BQ), una (RM1) y dos pasadas (RM2) de rastras multipropósito en dos sitios experimentales, LC (A y B) y LAS (C y D) a los 50 DDL (A y C) y al momento de la cosecha (B y D) del cultivo de soja.

La DA al momento de la cosecha del cultivo de soja mostró un aumento con la profundidad en LAS, tal cual era esperable; sin embargo, en LC resultó tener valores de DA variables mostrando la presencia de capas densificadas que puede limitar la infiltración del agua y el crecimiento de raíces (Figura 3). El uso de la RM, sea en una o dos pasadas, disminuye la DA en torno a 1 $g.cm^{-3}$ en los centímetros superficiales lo cual puede estimular los procesos físicos, químicos y biológicos que favorecen el crecimiento y desarrollo de los cultivos.

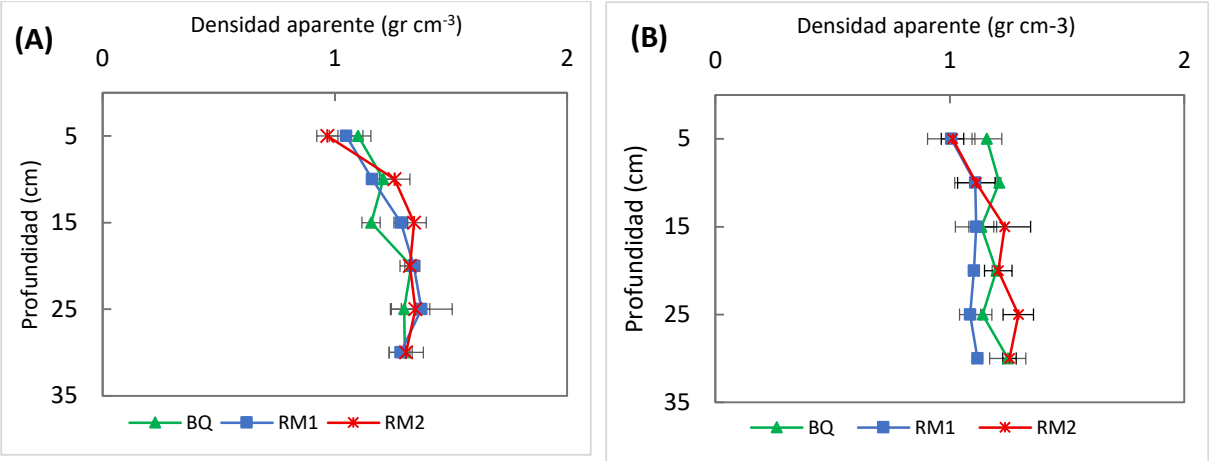


Figura 3. Densidad del suelo hasta los 30 cm de profundidad para los tratamientos de barbecho químico (BQ), una (RM1) y dos pasadas (RM2) de rastras multipropósito en dos sitios experimentales, LAS (A) y LC (B) al momento de la cosecha del cultivo de soja.

La evaluación de los resultados de RMP y DA del suelo a diferentes profundidades reafirman el conocimiento previo del efecto del uso de una labor mecánica sobre suelo, principalmente en superficie (0-10cm). Los resultados obtenidos pueden deberse en gran medida a las particularidades de cada sitio experimental principalmente el tipo de suelo y la historia previa del lote (cultivos y labores, principalmente). La toma de decisiones con relación a la conveniencia de una práctica de laboreo del suelo para el control de malezas va más allá de la labor en sí misma y es conveniente además considerar la condición de humedad del suelo.

1236

CONCLUSIONES

Para los sitios seleccionados y bajo las condiciones de estos, el uso de la RM permitió determinar que dos pasadas de RM (RM2) redujo considerablemente la CS y la rugosidad superficial respecto a RM1 y al BQ, dejando el suelo expuesto y favoreciendo la formación de una capa densificada e impermeable en superficie. En escenarios con estas condiciones de suelo, eventos climáticos extremos, tal el caso de las precipitaciones de alta intensidad, pueden tener un impacto negativo importante (i.e. erosión hídrica). El presente experimento ha permitido inicialmente obtener información local que deberá ser complementada con experimentos en el mediano y largo plazo.

BIBLIOGRAFÍA

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C.W. InfoStat versión (2020). Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Saleh, A. (1993). Soil roughness measurement: Chain method. J. Soil and Water Cons., 48:527-529.

TRABAJOS EXTENDIDOS

ÁREA TEMÁTICA 5: Génesis, Clasificación, Cartografía y Mineralogía de Suelos

DISPOSITIVOS INDICADORES DE REDUCCIÓN EN SUELOS (IRIS): UNA NUEVA PROPUESTA METODOLÓGICA

Benedito, L. D.[1*], Escobar, G.[1], Tesoriero, F.[2], López, A.[1], Navarro, M. F.[1]

[1] Instituto de Suelos, INTA-CIRN, (1686) Hurlingham, Prov. de Buenos Aires; [2] Departamento de Química Orgánica, * FCEN, UBA, (1428) CABA, benedito.luis@inta.gob.ar

RESUMEN: Los dispositivos Indicadores de Reducción en Suelos (IRIS) constituyen una herramienta eficiente para documentar condiciones anaeróbicas y reductoras, fundamentales para la identificación de suelos hídricos y la delimitación de humedales. El método se basa en el recubrimiento de tubos de PVC con pinturas sensibles al potencial redox, cuya remoción en el suelo refleja procesos de reducción y movilización de óxidos de hierro. El objetivo de este trabajo fue evaluar distintas formulaciones de pintura IRIS y proponer una alternativa metodológica más rápida y económica para su fabricación, comparando tratamientos tradicionales y simplificados. Se elaboraron suspensiones férricas mediante titulación $FeCl_3$–KOH hasta alcanzar pH 11, 12 y 13. En el caso de pH 12 se aplicaron tres modalidades de tratamiento: sin tratamiento, centrifugada y centrifugada más dializada. Los tubos recubiertos fueron instalados en tres experiencias de campo. Dos ensayos se realizaron en la planicie aluvial del arroyo Soto (Hurlingham, Buenos Aires) durante 21 días, y un tercer ensayo se efectuó en la Estación Experimental Agropecuaria Delta del INTA (Isla Talavera, Campana) durante 30 días, evaluando tres ambientes contrastantes (albardones y depresión interna). Los resultados mostraron remoción consistente de pintura en condiciones anaeróbicas y presencia ocasional de precipitados oscuros compatibles con FeS. Las pinturas sin tratamiento o solo centrifugadas presentaron respuestas comparables a las dializadas, mientras que el tratamiento tradicional no incrementó la sensibilidad del método. Se concluye que la formulación a pH 12 permite obtener dispositivos IRIS funcionales mediante procedimientos simplificados, reduciendo tiempos y costos sin afectar la capacidad diagnóstica para identificar suelos hídricos.

PALABRAS CLAVE: tubos iris, suelos hídricos, humedales.

1238

INTRODUCCIÓN

Documentar las condiciones anaeróbicas en suelos es esencial para identificar suelos hídricos, delimitar humedales, estudiar la pedogénesis y mejorar la gestión de recursos naturales (Vepraskas y Craft, 2016). Estas condiciones se desarrollan cuando el suelo permanece saturado el tiempo suficiente para que la respiración microbiana consuma el oxígeno disponible. Diversas técnicas han sido utilizadas para identificar condiciones anaeróbicas y reductoras, incluyendo electrodos de platino, tintes químicos, varillas de acero y análisis de constituyentes químicos en la solución del suelo (Bridgham et al., 1991). En los últimos 20 años, estas investigaciones impulsaron el desarrollo de tecnologías novedosas denominadas dispositivos Indicadores de Reducción en Suelos (IRIS), ampliamente documentadas en la literatura (Jenkinson, 2002; Rabenhorst, 2012; U.S. Army Corps of Engineers, 2021). El enfoque IRIS consiste en recubrir superficies (generalmente tubos de PVC o acrílico) con pinturas sintéticas a base de óxidos de hierro o manganeso, que luego se insertan en el suelo. La presencia de condiciones anaeróbicas se evidencia por la remoción de la pintura sensible al redox, como resultado de la reducción química y su translocación. Adicionalmente, en condiciones de potencial redox muy bajo pueden formarse sulfuros solubles (S^{2-}), capaces de inducir la precipitación de monosulfuro de hierro (FeS) de color gris oscuro a negro en dispositivos recubiertos con Fe. Esta precipitación ha sido utilizada para documentar anaerobiosis en suelos (Duball et al., 2019) y para cuantificar sulfuros en el agua

de poros (Rabenhorst et al., 2010). Finalmente, el enfoque IRIS presenta ventajas frente a otros métodos debido a que integra condiciones ambientales en el espacio y el tiempo, es fácil de implementar y produce resultados de interpretación directa. Este trabajo revisa la fabricación de los dispositivos IRIS tradicionales y propone una alternativa más económica y rápida para medir condiciones anaeróbicas y con ello la posibilidad de identificar suelos hídricos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación de la suspensión férrica (pintura IRIS)

La pintura para recubrir los dispositivos IRIS se elaboró a partir de una solución de cloruro férrico. Se disolvieron 16 g de $FeCl_3$ en un matraz aforado de 500 mL, completando con agua destilada hasta enrasar y agitando hasta homogeneizar. Paralelamente, se preparó una solución 1 M de hidróxido de potasio (KOH) disolviendo 56 g en un matraz de 1000 mL, completando con agua destilada y agitando hasta homogeneizar. Se adicionó KOH 1 M en alícuotas sucesivas mediante bureta, inicialmente en volúmenes de 25 mL, hasta aproximarse a pH 10. A partir de ese punto se realizaron adiciones menores (≤10 mL) hasta alcanzar pH finales de 11, 12 o 13, correspondientes a los tratamientos experimentales. Para alcanzar dichos pH, se utilizaron aproximadamente 240 mL de KOH para pH 11, 250 mL para pH 12 y 290 mL para pH 13.

Decantación, centrifugación y diálisis

Las suspensiones fueron dejadas en reposo durante 2 horas, observándose decantación de los compuestos férricos. Se extrajo el sobrenadante con pipeta aforada y la fracción decantada se centrifugó en botellas de vidrio de 250 mL a 2500 rpm durante 1 minuto. Luego se eliminó el sobrenadante y se restituyó el volumen con agua destilada. Este procedimiento se repitió en tres ocasiones para reducir la concentración de sales disueltas (principalmente KCl). Posteriormente se aplicó un proceso de diálisis utilizando membranas tubulares de celulosa regenerada (1.25'' de ancho; 14 kDa MWCO), seccionadas en segmentos de 10 cm. Las suspensiones fueron introducidas en dichas membranas y sumergidas en agua destilada, renovando el agua cada 6 h durante el primer día y cada 12 h durante los dos días siguientes. Finalizada la diálisis, las soluciones se reunieron en un recipiente y se dejaron estacionar durante al menos dos semanas, con el fin de permitir la transformación mineralógica desde ferrihidrita hacia goethita, proceso condicionado principalmente por el pH inicial y la temperatura ambiente del laboratorio (20–25 °C).

Evaluación del cambio mineralógico

La evolución mineralógica fue evaluada mediante observación colorimétrica basada en la tabla Munsell, registrándose cambios progresivos desde tonalidades rojizas (ferrihidrita dominante, 2.5YR 5/4) hacia amarillas (goethita dominante, 10YR 6/8). Adicionalmente, se intentó cuantificar la transformación mediante espectrofotometría UV-Vis (Milton Roy 601, 195–999 nm), midiendo absorbancia en rangos característicos de ferrihidrita (300–400 nm) y goethita (450–500 nm). Sin embargo, debido a resultados no concluyentes y la necesidad de dilución 1/60 por saturación de absorbancia, se priorizó la evaluación visual del cambio colorimétrico. Partiendo de una solución inicial marrón rojiza oscura (2.5YR 3/4), los colores fueron cambiando: marrón rojizo (2.5YR 5/4) a los 9 días, rojo amarillento (5YR 5/6) a los 11 días, marrón amarillento (10YR 5/8) a los 15 días, amarillo amarronado (10YR 6/8) a los 18 días y finalmente amarillo (10YR 7/8) a los 25días.

Fabricación de dispositivos IRIS y aplicación de pintura

Se evaluaron como soportes para la pintura tanto películas de PVC de 300 µm como tubos de PVC blanco de 22 mm (7/8'') de diámetro. Las películas fueron descartadas debido a problemas de adherencia de la pintura. Se seleccionaron tubos de PVC por su compatibilidad con barrenos tubulares y por permitir un adecuado contraste visual. Se ensayó el lijado de tubos con papel de lija al agua (#100, #180 y #280), observándose mejor adherencia en superficies rugosas, pero con dificultades posteriores de limpieza y riesgo de remoción mecánica durante el lavado. En consecuencia, se optó por tubos sin lijar. La pintura fue aplicada comparando rodillo de espuma de alta densidad y pincel de cerdas suaves, seleccionándose el pincel por su mayor homogeneidad y menor consumo de pintura. Se

determinó que una sola capa de pintura permitía una interpretación más precisa de la remoción por reducción, evitando superposición parcial de capas observada en tubos con dos manos. Los dispositivos IRIS consistieron en tubos de PVC blanco de 22 mm (7/8'') de diámetro y 65 cm de longitud, preparados según el diseño estándar utilizado en las experiencias previas. Los tubos se dividieron en tres sectores: A) 10 cm superiores sin pintura, destinados a permitir la identificación rápida en superficie mediante códigos; B) 50 cm centrales pintados, correspondientes a la sección evaluada para cuantificar reducción; C) 5 cm inferiores, pintados o no, destinados a recibir raspaduras durante la instalación y proteger el tramo evaluable.

Tratamientos de pintura

Se produjeron pinturas a pH 11, 12 y 13 mediante titulación $FeCl_3$–KOH. Las pinturas de pH 11 y 13 se utilizaron sin centrifugación ni diálisis. En el caso de pH 12, se evaluaron tres modalidades: sin tratamiento, centrifugada sin diálisis y centrifugada con diálisis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se realizaron tres experiencias de campo.

Ensayos de campo (INTA Castelar, Arroyo Soto, Hurlingham, Provincia Buenos Aires)

En la primera, tubos pintados con cuatro formulaciones (pH 11 sin tratar; pH 12 sin tratar; pH 12 centrifugada; pH 13 sin tratar) fueron instalados durante 21 días en la planicie aluvial del arroyo Soto (Hurlingham, Buenos Aires), en un suelo con horizonte A franco de ~30 cm y horizonte Bt arcilloso subyacente. Se registraron evidencias de reducción principalmente bajo 30 cm, con remoción notable entre 35 y 44 cm, coincidente con el límite A/Bt (Figura 1).

1240

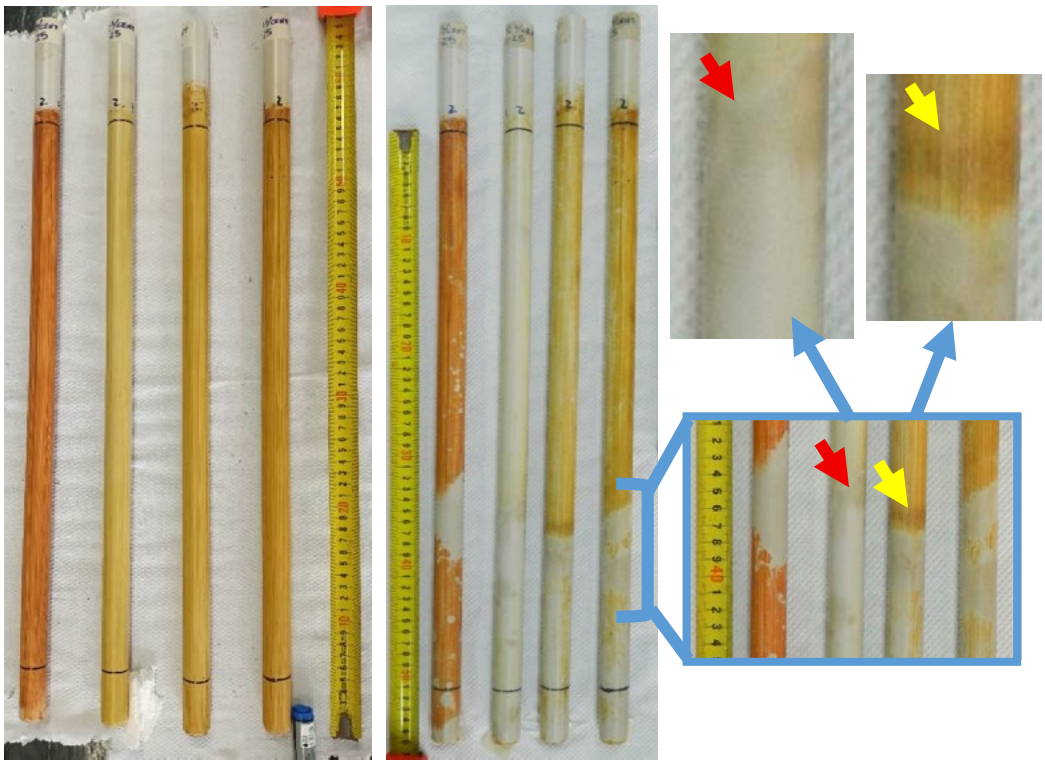


Figura 1. Tubos IRIS en la planicie de inundación del arroyo Soto. Pérdida de pintura por reducción del hierro. Condiciones anaeróbicas por debajo de los 30cm de profundidad. Flechas señalan precipitados de monosulfuros de hierro (FeS) de color negro.

En la segunda experiencia, se compararon cinco formulaciones (incluyendo pH 12 centrifugada y dializada). Los tubos fueron instalados nuevamente por 21 días en el mismo sitio, observándose reducción por debajo de 45 cm. La pintura dializada mostró menor remoción relativa, contrariamente a lo esperado. Los otros cuatro tipos de pinturas arrojaron resultados similares (Figura 2).

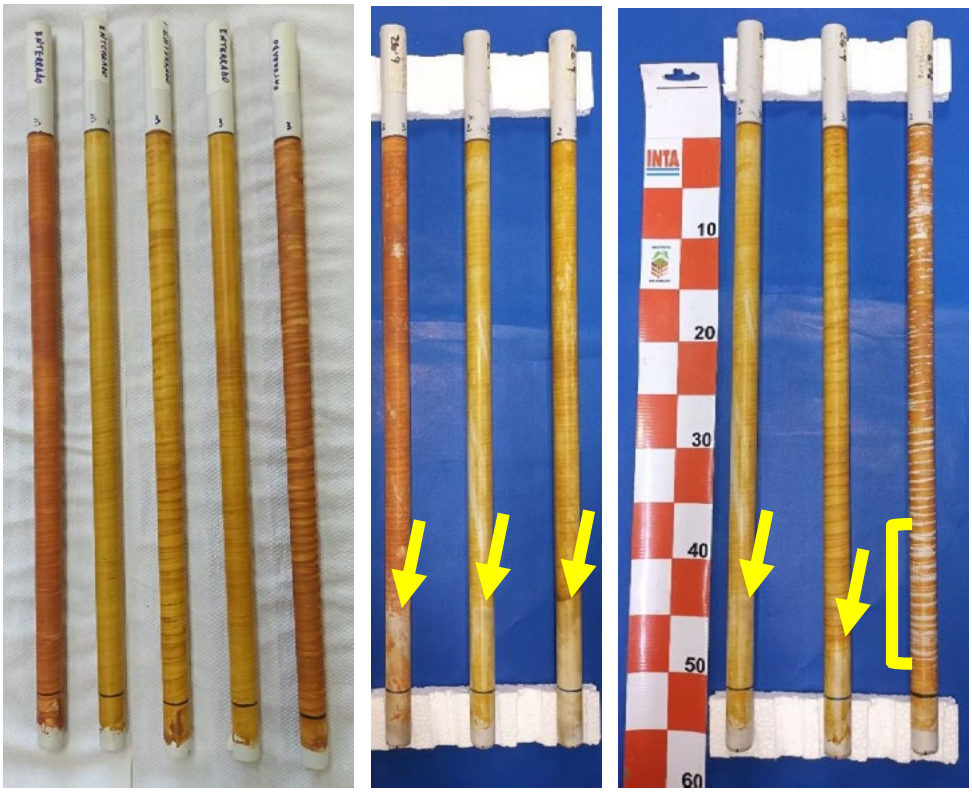


Figura 2. Tubos IRIS en la planicie de inundación del arroyo Soto. Pérdida de pintura por reducción del hierro. Condiciones anaeróbicas por debajo de los 45cm de profundidad. Flechas amarillas señalan donde comienza la reducción. Corchete señala zona con mayor reducción.

Tercera experiencia de campo (INTA Delta, Isla Talavera, Campana, Prov. Buenos Aires)
En la tercera experiencia se utilizaron únicamente pinturas a pH 12 bajo dos modalidades (centrifugada y centrifugada + dializada). Los tubos fueron instalados durante 30 días en la Estación Experimental Agropecuaria Delta del INTA (Isla Talavera, Campana, Buenos Aires) en tres ambientes: 1) albardón del río Paraná de las Palmas, 2) depresión interna con pajonal y 3) albardón del canal Laurentino Comas. Se desestimaron las formulaciones a pH 11 porque presentaban un comportamiento pulverulento (alto contenido de ferrihidrita, susceptible a remoción mecánica) y las formulaciones a pH 13 tendían a precipitar sales (principalmente KCl, como silvita) durante el secado, debido a su alto contenido residual de iones K^+ y Cl^-. Luego del período de incubación en campo, los tubos fueron extraídos y se evaluó la presencia de remoción de pintura férrica como indicador de condiciones reductoras, así como la aparición de manchas oscuras compatibles con precipitación de monosulfuro de hierro (FeS) en sectores anaeróbicos. La interpretación se realizó utilizando los criterios establecidos por la Hydric Soil Technical Standard (HSTS). Según dicho estándar, un suelo se considera reductor cuando al menos el 60% de los tubos instalados presentan una remoción de óxidos ≥30% en un tramo continuo de 15 cm, ubicado dentro de los primeros 30 cm del perfil. Este criterio permite inferir la existencia de condiciones anaeróbicas y, en consecuencia, apoyar la identificación de suelos hídricos asociados a humedales. Al cabo de los 30 días de instalación, se observó que los resultados obtenidos fueron consistentes entre ambas formulaciones (centrifugada vs. centrifugada y dializada), indicando que el tipo de tratamiento previo de la pintura no modificó sustancialmente la detección de condiciones reductoras a escala de sitio. Bajo los criterios de la HSTS, los resultados permitieron clasificar los ambientes evaluados de la siguiente manera:
A) El albardón del río Paraná de las Palmas (sitio 1) cumplió con los requisitos de reducción y fue interpretado como suelo hídrico (Figura 3);

B) La zona deprimida interna con pajonal (sitio 2) también presentó reducción suficiente para ser considerada suelo hídrico (Figura 3);
C) El albardón del canal Laurentino Comas (sitio 3) no presentó remoción suficiente dentro de los 30 cm superiores en la mayoría de los tubos, por lo cual no fue interpretado como suelo hídrico. Sin embargo, la pintura dializada mostró reducción en los centímetros inferiores del tubo, mientras que en tubos recubiertos con pintura centrifugada sin diálisis no se registró reducción. No fue posible determinar si esta diferencia respondió a un factor ambiental local, a una variación microtopográfica o a un comportamiento diferencial de la pintura. A pesar de ello, ambas formulaciones condujeron a conclusiones coincidentes respecto a la clasificación hidromórfica general de este sitio (Figura 3).

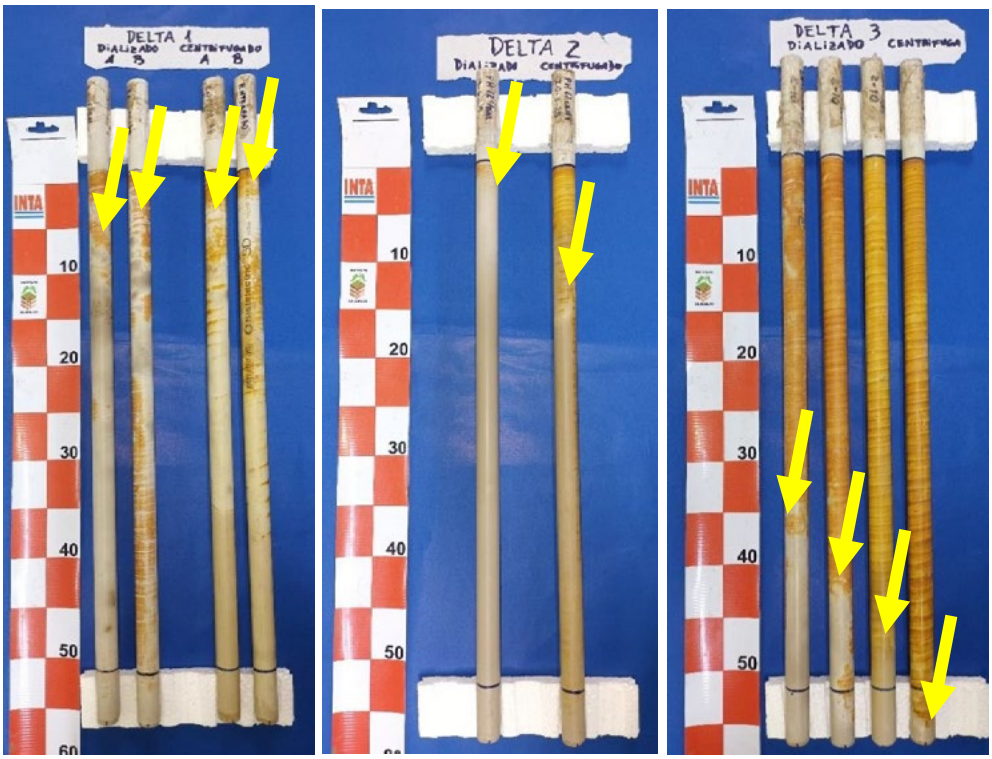


Figura 3. Tubos IRIS en la E.E.A. Delta, Campana. Delta 1: Albardón río Paraná de las Palmas; Delta 2: Bajo interno con pajonal; Delta 3: albardón del canal Laurentino Comas. Pérdida de pintura por reducción del hierro. Condiciones anaeróbicas por debajo de los 5cm en Delta 1, desde la superficie para Delta 2 y a partir de los 40 cm en Delta 3. Flechas amarillas señalan donde comienza la reducción.

CONCLUSIONES

La metodología IRIS fue efectiva para detectar condiciones reductoras y anaeróbicas, evidenciadas por la remoción de la pintura férrica y la presencia ocasional de precipitados oscuros compatibles con FeS, confirmando su utilidad para el diagnóstico de suelos hídricos. Los resultados muestran que no es estrictamente necesario aplicar el protocolo tradicional completo (centrifugación + diálisis) para obtener dispositivos funcionales, ya que las pinturas sin tratamiento o solo centrifugadas registraron niveles de remoción comparables a las pinturas dializadas en la mayoría de los casos. Esto respalda la factibilidad de una propuesta metodológica más rápida y económica.

En la segunda experiencia, la pintura a pH 12 centrifugada y dializada —teóricamente la más “pura”— fue la que mostró menor proporción de remoción, sugiriendo que el tratamiento tradicional puede incluso disminuir la sensibilidad o respuesta del recubrimiento bajo determinadas condiciones ambientales.

La experiencia realizada en el INTA Delta evidenció que el método IRIS permite diferenciar ambientes geomorfológicos e hidrológicos contrastantes, ya que los albardones y depresiones

mostraron respuestas distintas en términos de reducción y por lo tanto en su interpretación como suelos hídricos.
Bajo el criterio de la Hydric Soil Technical Standard (HSTS), se concluye que: A) el albardón del Paraná de las Palmas (sitio 1) corresponde a suelo hídrico; B) la depresión interna con pajonal (sitio 2) corresponde a suelo hídrico; C) y el albardón del canal Laurentino Comas (sitio 3) no cumple plenamente con los requisitos para ser considerado suelo hídrico.
El descarte de formulaciones a pH 11 y pH 13 está justificado experimentalmente: A) pH 11 genera recubrimientos más pulverulentos (asociados a ferrihidrita), susceptibles a remoción mecánica y por lo tanto menos confiables; B) pH 13 presenta mayor riesgo de precipitación de sales (silvita, KCl), lo cual afecta la calidad del recubrimiento. Por ello, el pH 12 surge como el más adecuado para la fabricación operativa de pinturas IRIS.
La diferencia observada en el sitio 3 (reducción solo en tubos dializados y no en centrifugados) indica que pueden existir efectos locales o microambientales (microtopografía, heterogeneidad del suelo, duración de la saturación, conectividad hidráulica) que influyen en la expresión del indicador, por lo que se recomienda complementar IRIS con observaciones morfológicas y contexto hidrológico.

AGRADECIMIENTOS
Los autores agradecen a la Fundación Williams por el financiamiento brindado mediante el Subsidio a la Ciencia 2024 al proyecto “Evaluación de indicadores de suelos hídricos para la delimitación de humedales y el desarrollo de una guía de referencia para Argentina. PD 131 - INTA”, cuyo apoyo permitió la ejecución de las actividades de campo y análisis presentadas en este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Bridgham, S.D., Faulkner, S.P. y Richardson, C.J. (1991). Steel rod oxidation as a hydrologic indicator in wetland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 55 (3), 856–862.
Dorau, K., Pohl, L., Just, C., Höschen, C., Ufer, K., Mansfeldt, T. y Mueller, C. W. (2019). Soil organic matter and phosphate sorption on natural and synthetic Fe oxides under in situ conditions. Environ. Sci. Technol. 53 (22), 13081–13087. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03260.
Jenkinson, B., (2002). Indicators of Reduction in Soils (IRIS): A Visual Method for the Identification of Hydric Soils. Purdue Univ., West Lafayette, IN. Ph.D. dis.
Rabenhorst, M. C. (2010). Visual assessment of IRIS tubes in field testing for soil reduction. Wetlands 30 (5), 847–852. https://doi.org/10.1007/s13157-010-0098-7.
Rabenhorst, M. C. (2012). Simple and reliable approach for quantifying IRIS tube data. Soil Sci. Soc. Am. J. 76 (1), 307–308. https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0267n.
U.S. Army Corps of Engineers (2021). Instructional companion for the Jacksonville District mitigation banking instrument template. US Army Corps of Engineers, Jacksonville District. Bank & ILF Establishment for USACE District, Jacksonville (army.mil).
Vepraskas, M. J. y Craft, C. B. (Eds.) (2016). Wetland Soils: Genesis, Hydrology, Landscapes, and Classification. CRC Press.

DESARROLLO DEL HORIZONTE 1A (90 AÑOS) RESPECTO AL 3A EN UNA SECUENCIA LITOCLIMÁTICA DEL SEMIÁRIDO

Berger, M. G.[1*], Buschiazzo, D. E.[1], Iturri, L. A.[1, 2]

[1] Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), Santa Rosa, Argentina; [2] Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), Santa Rosa, Argentina.
[*]mgberger@conicet.gov.ar

RESUMEN: La ceniza volcánica del Quizapú suprayace un horizonte A (3A) en los suelos del Caldenal pampeano. En dichos suelos, la ceniza permanece como una capa (2C), casi sin signos de disturbio. Un horizonte superficial (1A), de origen eólico, suprayace dicha capa. Éste último evoluciona a lo largo de un gradiente climático (de seco a húmedo) y textural (de gruesa a fina) de O a E. Se desconoce el grado de desarrollo relativo del 1A respecto al 3A, y también si los materiales eólicos sobre los cuales evolucionó el 3A siguen el mismo gradiente de textura del material parental que el 1A. Por ello, se muestrearon los horizontes 1A y 3A a lo largo de dos transectas SO-NE en el este de la provincia de La Pampa. Se evaluaron sus propiedades físicas y químicas. Los resultados indicaron que el 3A evolucionó en un gradiente de textura del material parental similar a como lo hace el 1A. Esto indicó que la sedimentación reciente (últimos 90 años) fue similar a la pasada. El grado de desarrollo del 3A, dado por valores bajos de C orgánico (1,4 % en promedio), pH (7,0) y tamaño de agregados (19,2 mm) en todos los sitios, fue mayor al del 1A, lo que indicaría que el 3A habría alcanzado el equilibrio con los factores formadores debido al tiempo transcurrido. El grado de desarrollo del 1A fue mayor de O a E en coincidencia con texturas más finas del material parental y mayores precipitaciones y temperaturas medias anuales en el mismo sentido.

1244

PALABRAS CLAVE: depositación eólica, formación de suelo, Caldenal.

INTRODUCCIÓN

La ceniza del volcán Quizapú (Viramonte et al., 2025) se depositó en 1932 sobre un horizonte A (3A) formado sobre materiales loéssicos del Holoceno y Pleistoceno, en la Región Semiárida Pampeana (RSP) (Zárate, 2003). Dicho depósito volcánico, se extiende de O a E a lo largo de cientos de kilómetros por la RSP (Larsson, 1937) y presenta espesores variables que pueden superar los 10 cm en suelos con mínimos disturbios, como los suelos del Caldenal pampeano. El depósito de ceniza puede apreciarse como una capa sin signos de disturbio (2C) (Berger et al., 2025). Por encima de esta, se puede observar un horizonte superficial (1A) cuya formación ha sido producto de sucesivos eventos de depositación eólica posteriores a la sedimentación de la ceniza en 1932. El 1A posee una textura más fina de O a E, y un mayor grado de desarrollo en el mismo sentido, en coincidencia con temperaturas más altas y precipitaciones más abundantes (Berger et al., 2024).

El horizonte 3A dataría del Holoceno medio (Zárate, 2007) y habría alcanzado el equilibrio con los factores formadores. Es una incógnita si los materiales eólicos sobre los cuales evolucionó el 3A poseen texturas más finas hacia el E, producto de una sedimentación de similares características a las que dieron lugar al horizonte 1A.

El objetivo fue determinar si el horizonte 3A evolucionó sobre sedimento eólico ordenado en un gradiente textural O-E similar al del 1A, a fin de evaluar si los procesos de sedimentación de los últimos 90 años fueron similares a los precedentes. También, evaluar el grado de desarrollo relativo del 1A respecto al 3ª.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los horizontes 1A y 3A de 6 sitios de la provincia de La Pampa, se encuentran ubicados en el bosque de Caldén, en la unidad geomorfológica de la Planicie con Tosca (INTA et al., 1980). Estos sitios fueron elegidos de acuerdo a similares condiciones de cobertura vegetal, relieve y altura sobre el nivel del mar. Los muestreos se realizaron en 2 transectas: O (sitios 1 (35°54'36,2"S 64°56'54,1"O), 2 (35°40'39,4"S 64°36'32,9"O) y 3 (35°29'49,0"S 64°41'46,3"O)) y E (sitios 4 (36°07'40,1"S 64°34'48,5"O), 5 (35°48'24,8"S 64°19'42,3"O) y 6 (35°38'22,0"S 64°12'16,3"O)) (Figura 1.b). En cada uno se tomaron 3 submuestras del 1A (desde la superficie hasta la capa de ceniza) y del 3A (desde el límite superior con la capa de ceniza volcánica y hasta 20 cm de profundidad de dicho horizonte).

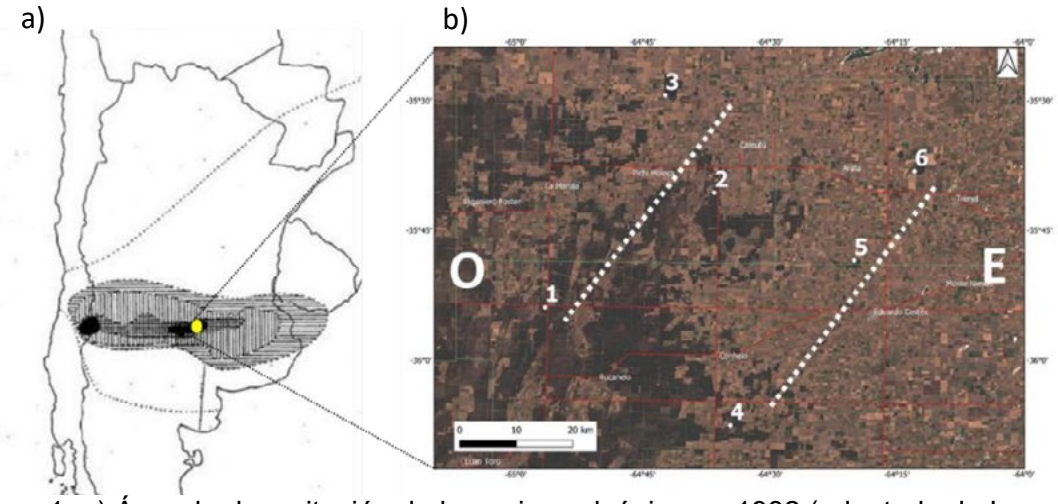


Figura 1. a) Área de depositación de la ceniza volcánica en 1932 (adaptado de Larsson, 1937) y b) ubicación de los sitios de muestreo.

En muestras de los horizontes 1A y 3A, secas al aire y tamizadas a través de una malla de 2 mm, se analizaron: la distribución por tamaño de partículas mediante un contador de partículas láser (Mastersizer 2000, Malvern Instruments) en modo húmedo, en muestras poco dispersas "PD" (sin oxidación de la materia orgánica) y "D" dispersas (con oxidación de la materia orgánica y dispersión ultrasónica). En ambas, las partículas se clasificaron como: arcilla (0,0-3,9 µm), limo fino (3,9-31,0 µm), limo grueso (31,0-62,5 µm), arena muy fina (62,5-125,0 µm), arena fina (125,0-250,0 µm), arena media (250,0-500,0 µm), arena gruesa (500,0-1000,0 µm) y arena muy gruesa (1000,0-2000,0 µm) (Wentworth, 1922); C orgánico total por oxidación húmeda (Norma IRAM-SAGPyA 29571-3:2011); y el pH en agua (pH) (1:2,5 suelo:agua destilada) (McLean, 1982). Sobre muestras sin disturbar del 1A y 3A se determinó la distribución de agregados con el tamiz rotativo (Chepil, 1962). Se realizaron observaciones con microscopio electrónico de barrido (MEB) de muestras a grano suelto, recubiertas con cromo.

La distribución del tamaño de partícula se representó en escala logarítmica. Se calcularon la media, moda y curtosis utilizando Gradistat versión 8.0 (Blott y Pye, 2001).

El pH actual y el cociente entre la concentración de C orgánico total del 1A y 3A (C_{1A}/C_{3A}) se comparó entre transectas y entre sitios de ambas transectas mediante ANOVA. Se realizó una prueba de comparaciones múltiples LSD de Fisher para evaluar qué medias diferían entre sí. Todos los análisis se realizaron con un nivel de significancia (α) de 0,05, mediante Microsoft Excel/2010 e Infostat (Di Rienzo et al., 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La composición granulométrica de los 1A de muestras PD fue similar en todos los sitios (Figura 2.a, curvas rojas). La distribución por tamaño de partículas del sitio 1 (SO) fue leptocurtica (3,1), con media de 267,0 µm y moda de 281,3 µm (arena media en ambos). En el sitio 6 (NE) fue mesocúrtica (5,5), con media de 310.1 µm (arena media) y moda de 140,6 µm (arena fina).

La granulometría de las muestras D tendió a ser más fina de O a E (Figura 2.a, curvas negras). El sitio 1 presentó una distribución mesocúrtica (3,1), media de 130,4 µm y moda de 141,0 µm (arena fina en ambos). En el sitio 6 fue platicúrtica (2,4), una media de 82,4 µm y una moda de 70,3 µm (arena muy fina en ambos).

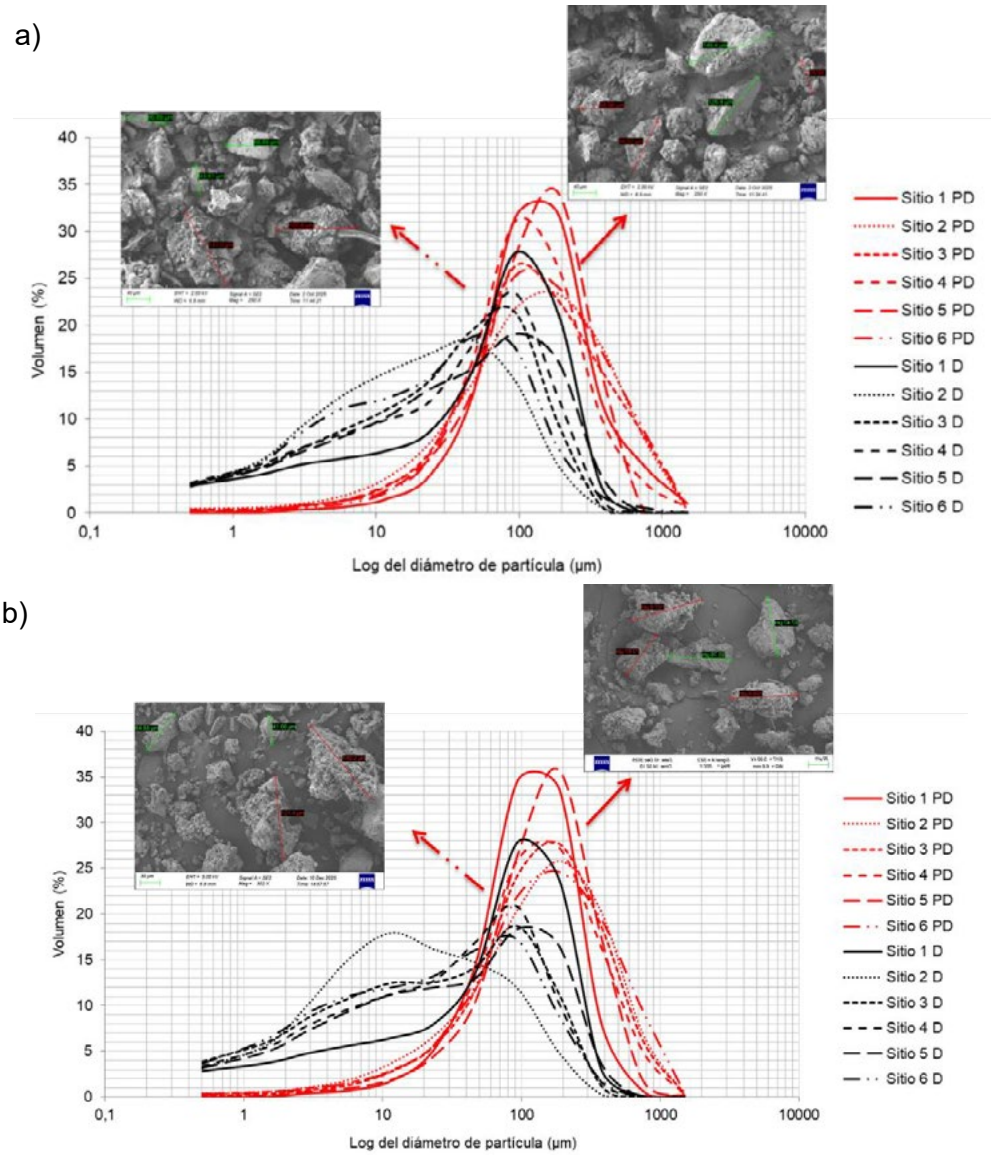


Figura 2. Distribución logarítmica del tamaño de partícula para todos los sitios de estudio, en muestras de los horizontes a) 1A y b) 3A, poco dispersas (PD) y dispersas (D). Las imágenes MEB muestran las partículas (indicando su diámetro en verde) y agregados (en rojo).

La composición granulométrica de los 3A de muestras PD fue más gruesa hacia el E (Figura 2.b, curvas rojas). El sitio 1 (SO) presentó una distribución leptocúrtica (6,5), media de 209,1 µm y moda de 140,6 µm (ambas arena fina). En el sitio 6 (NE) fue mesocúrtica (5,2), con media de 327,7 µm y moda de 281,3 µm (ambas arena media). Para muestras D (Figura 2.b, curvas negras), la granulometría tendió a ser más fina hacia el E. El sitio 1 (SO) presentó una distribución mesocurtica (3,2), media de 138,8 µm y moda de 140,6 µm (ambas arena fina). En el sitio 6 (NE) fue platicúrtica (2,2), con media de 80,6 µm (arena muy fina) y moda de 140,6 µm (arena fina). En general, para ambos horizontes, la textura tendió a ser más fina de O (arena media) a E (arena fina y arena muy fina, respectivamente para el 1A y el 3A). La comparación de las curvas de distribución por tamaño de partícula de muestras PD y D para un mismo horizonte, indicó agregación en ambos, ya que, la eliminación de la materia orgánica

incrementó la proporción de partículas más finas, principalmente en los sitios al E (Figura 2, curvas negras).
La distribución del tamaño de los agregados del 1A mostró un predominio de agregados >19,2 mm hacia el E, con el valor más alto en el sitio 5 (56,6 %). Esto puede observarse en las imágenes MEB del 1A donde, en el sitio 1, el tamaño de los agregados (70 µm) respecto de las partículas (130 µm) es menor mientras que, en el sitio 6, ocurre lo contrario (140 µm agregados; 60 µm partículas) (Figura 2.a). El 3A mostró un predomino de agregados mayores a 19,2 mm en todos los sitios (52,4 %). Estos resultados indican que en el 1A la agregación predomina hacia el E, evidenciando un mayor desarrollo del suelo en este sentido, mientras que en el 3A la similar agregación entre sitios indicaría su equilibrio con los factores formadores, debido al tiempo transcurrido (Jenny, 1941).
La relación C_{1A}/C_{3A} fue mayor a 1,0 y similar entre todos los sitios, indicando una mayor concentración de C en el 1A que en 3A. La concentración de C encontrada en 1A fue en promedio 2,5 veces más alta que la del 3A. La alta concentración de C en el 1A (3,4% en promedio) se debió, posiblemente, al aporte constante y elevado de C de la biomasa del bosque de Caldén, determinado por la caída estacional de las hojas (Avecilla et al., 2023). Debido a esto, la composición de la materia orgánica (MO) sería similar en todos los sitios. La baja concentración de C en el 3A (1,4 % en promedio para todos los sitios) estaría indicando la oxidación de la MO debida al mayor tiempo de evolución. Estudios de la composición de la MO de cada horizonte serían necesarios para confirmar estas hipótesis.
El pH del 1A tendió a disminuir hacia el E. El valor más alto se registró en el sitio 1 (5,5, fuertemente ácido). El pH del sitio 6 fue el más bajo (4,5, muy fuertemente ácido). El pH del 3A, en general, tendió a ser neutro-ligeramente ácido (6,5 en promedio para todos los sitios) con valores superiores a 7,0 en los sitios 1 y 3 (7,3 y 7,1, respectivamente). Los valores de pH medidos para el 1A fueron similares a los encontrados por Fernández et al. (2016) para suelos de bosque de Caldén (5,8). Los valores de pH medidos en suelos de Caldenal están muy por debajo de los valores esperables para suelos que se desarrollan en condiciones semiáridas, en los que la lixiviación de cationes intercambiables podría considerarse insignificante (Iturri y Buschiazzo, 2016), con un porcentaje de saturación de bases de 95% (ej., Hepper et al., 2013). Por lo tanto, la alta concentración de C y la composición de la MO serían responsables de la mayor acidez de los horizontes 1A hacia el E, en coincidencia con las mayores precipitaciones medias anuales en el mismo sentido. Los valores de pH alrededor de 7,0 en el 3A, podrían deberse al alto grado de oxidación de su MO.

CONCLUSIONES

La comparación de la granulometría de los horizontes 1A, de formación reciente, con el de horizontes 3A, de edad desconocida (≈ Holoceno medio), mostró que ambos se formaron sobre materiales parentales similares: en un gradiente de textura del material parental más fina hacia el E. Esto indicó que las condiciones recientes de sedimentación eólica del material parental (últimos 90 años) han sido similares a las pasadas. Los horizontes 1A mostraron un incremento del grado de evolución de O a E, mientras que el de los 3A fue similar en todos los sitios. En todos los casos existieron evidencias de un mayor grado de evolución de los 3A que de los 1A, lo que indica que el grado de desarrollo de los 1A es aún incipiente y estaría dado, principalmente, por texturas más finas del material parental, en combinación con precipitaciones y temperaturas más elevadas hacia el E. Por su lado, los 3A habrían alcanzado un grado de evolución máximo, dado por el equilibrio con los factores formadores debido a su mayor tiempo de evolución.

BIBLIOGRAFÍA

Avecilla, F., Panebianco, J. E., Iturri, L. A., De Oro, L. A., Comas, R. N. y Buschiazzo, D. E. (2023). Dust deposition in agricultural landscapes: Temporal and spatial dynamics along a transect into a natural forest patch. *Aeolian Research*, *63-65*. https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2023.100887

Berger, M. G., Buschiazzo, D. E. e Iturri, L. A. (2025). Formación de suelo en el caldenal ¿material parental de origen volcánico?. *Ciencia del Suelo*, en prensa.

https://cienciadelsuelo.suelos.org.ar/wp-content/uploads/2025/08/941-listoparamaquetacion.pdf
Berger, M. G., Buschiazzo, D. E., Comas, R. N. e Iturri, L. A. (2024). Evolución del suelo sobre sedimentos eólicos de acumulación reciente en el semiárido. *Ciencia Del Suelo*, *42*(2), 180-190. https://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/875
Blott, S. J. y Pye, K. (2001). Gradistat: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, *26*, 1237-1248.
Chepil, W. S. (1962). A compact rotary sieve and the importance of dry sieving in physical soil analysis. *Soil Science Society of America Journal*, *26*(1), 4-6. https://doi.org/10.2136/sssaj1962.03615995002600010002x
Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., González L., Tablada M. y Robledo C. W. (2017). Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. https://www.infostat.com.ar/
Fernández R., Quiroga, A., Álvarez, C., Lobartini, C. y Noellemeyer, E. (2016). Valores umbrales de algunos indicadores de calidad de suelos en molisoles de la región semiárida pampeana. *Ciencia del Suelo*, *34*, 279-292. https://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/249
Hepper, E. N., Larroulet, M. S., Belmonte, V. y Urioste, A. M. (2013). Propiedades edáficas de un suelo del caldenal pampeano en parches con diferente vegetación. *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, *23*(2), 5-15. https://cerac.unlpam.edu.ar/index.php/semiarida/article/view/3146/3057
INTA, Gobierno de la Provincia de La Pampa y UNLPam. (1980). Inventario Integrado de los recursos naturales de la Provincia de la Pampa. Ediciones INTA.
IRAM-SAGPyA 29571-3:2011 (2017) Calidad ambiental – calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 3 - Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante, escala micro.
Iturri, L. A. y Buschiazzo, D. E. (2016). Light acidification in N-fertilized loess soils along a climosequence affected chemical and mineralogical properties in the short-term. *CATENA*, *139*, 92-98. https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.12.007
Jenny, H. (1941). Factors of Soil Formation: A System of Quantitative Pedology. McGraw-Hill, New York.
Larsson, W. (1937). Vulkanische Asche vom Ausbruch des Chilenischen Vulkans Quizapú (1932) in Argentina gesammelt. *Bulletin of the Geological Institution of Uppsala*, *26*, 27–52.
McLean, E. O. (1982). Soil pH and lime requirement. En A. L. Page, R. H. Miller, y D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis: Part 2, Chemical and microbiological properties* (pp. 199-224). Soil Science Society of America.
Viramonte, J. G., Alonso, R. N. y Ramos, V. A. (2025). History of volcanology in Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, *161*. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2025.105554
Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, *30*(5), 377-392. https://www.jstor.org/stable/30063207
Zárate, M. A. (2007). Loess records | South America. En Elias, S. A. (Ed.), *The encyclopedia of Quaternary sciences* (pp. 1466–1479). Elsevier.
Zárate, M. A. (2003). Loess of South America. *Quaternary Science Reviews*, *22*, 1987-2006. https://doi.org/10.1016/S0277-3791(03)00165-3

CENIZA VOLCÁNICA RECIENTE ¿MATERIAL PARENTAL DEL HORIZONTE A EN PARCHES DEL CALDENAL PAMPEANO?

Berger, M. G.[1*], Buschiazzo, D. E.[1], Iturri, L. A.[1, 2]

[1] Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), Santa Rosa, Argentina; [2] Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), Santa Rosa, Argentina.
*mgberger@conicet.gov.ar

RESUMEN: En los suelos del bosque de Caldén de La Pampa se desarrolla un horizonte A sobre una capa de ceniza volcánica depositada en 1932. Existen evidencias de que el horizonte A se ha formado sobre sedimentos eólicos de depositación reciente, pero es también posible que exista cierta evolución a partir del material piroclástico. Para responder este interrogante se evaluaron algunas de las propiedades morfológicas, físicas y químicas de ambos, en dos sitios (1 y 2). En el sitio 2 las mayores precipitaciones y temperaturas medias anuales son mayores que en el 1. Los resultados indicaron que, aún en condiciones de mayor humedad, el material volcánico no presentó indicios de transformación física ni química, esto es: límite definido entre la capa de ceniza volcánica y el horizonte A suprayacente, trizas volcánicas individuales, de bordes afilados y vesículas conservadas. Los A de ambos sitios presentaron pH ácido (5,4 en promedio). Posiblemente, la escasa humedad, la acidez, y el tiempo transcurrido desde la depositación de la ceniza, habrían generado las condiciones para su no detectable, al menos al presente, transformación. La capa de ceniza volcánica no sería el material parental de los horizontes A.

PALABRAS CLAVE: formación de suelo, vidrio volcánico, semiárido.

INTRODUCCIÓN

En 1932 hizo erupción el volcán Quizapú (Chile). Esta fue una de las mayores erupciones del siglo XX (Rovere et al., 2012), la cual afectó a gran parte del territorio argentino debido a su explosividad. Las cenizas, debido a los vientos fuertes del oeste (O), fueron dispersadas hacia el este (E) llegando a depositarse en La Pampa (ej., Viramonte et al., 2025), donde Larsson (1937) registró depósitos con espesores mayores a 10 cm. A 90 años de la depositación de la ceniza volcánica, la capa se mantiene casi intacta en los suelos del Caldenal, con espesores que pueden variar desde 1 a 8 cm.

Los suelos volcánicos se encuentran en una diversidad de climas, pero están mejor expresados en climas húmedos donde la meteorización del vidrio, principal componente de la ceniza volcánica, origina minerales amorfos, principalmente alofano, imogolita y ferrihidrita (Imbellone y Barbosa, 2020). Sin embargo, en climas áridos y semiáridos como los del norte de Chile, existen suelos muy jóvenes formados en materiales volcánicos que han tenido mínima evolución pedogenética, clasificados como Entisoles o Inceptisoles (Luzio Leighton, 2010). En la Región Semiárida Pampeana (RSP) donde las temperaturas (15,8ºC) y precipitaciones medias anuales incrementan de O (400 mm) a E (600 mm), la mayor parte de los suelos se desarrollan a partir de una extensa cubierta sedimentaria de depósitos loéssicos hacia el E y mantos de arena-campos de dunas hacia el O, acumulados principalmente en los últimos ~30.000 años (Zárate y Mehl, 2020). Este material loéssico, presenta un alto contenido de vidrio volcánico producto de las erupciones ocurridas durante esas épocas. En los suelos del Caldenal, Berger et al. (2024) reportaron que por encima de la capa de ceniza del Quizapú, se está formando un horizonte A. Surge el interrogante de si la ceniza volcánica sería parte del material parental que habría dado origen al A, como ocurre en los suelos de la Región Andino Patagónica (ej., Tarabini et al., 2019).

El objetivo de este estudio fue evaluar que la capa de ceniza volcánica depositada en el año 1932 no es el material parental de los horizontes A de dos sitios del Caldenal pampeano, con diferentes condiciones climáticas (factores precipitación y temperatura).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los sitios (1 y 2) se encuentran ubicados en parches de bosque de Caldén en el E de la provincia de La Pampa, en la RSP donde las temperaturas y precipitaciones medias anuales incrementan de O a E (Ciccolella et al., 1998). Ambos sitios fueron elegidos en la zona de mayor depositación de ceniza volcánica descripta por Larsson (1937) (Figura 1.a) y donde ésta aún prevalece como una capa nítida, con mínimos signos de disturbio (Figura 1.b).

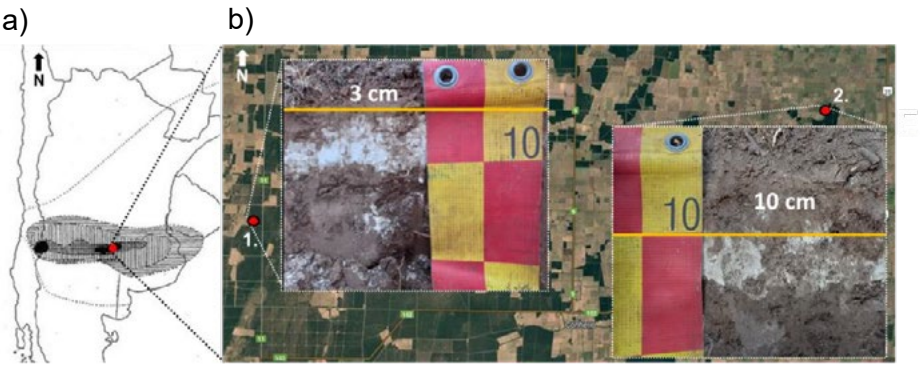


Figura 1. a) Mapa de distribución de la ceniza volcánica del Quizapú (colores más oscuros indican mayor espesor) (adaptado de Larsson, 1937) y b) ubicación de los sitios de estudio en La Pampa, mostrando el espesor del A y la capa de ceniza en los suelos del bosque de Caldén.

Se realizó la descripción morfológica del perfil de ambos sitios hasta una profundidad de aproximadamente 100 cm (Soil Survey Staff, 2017). Se evaluaron, entre otros, el espesor, la estructura y el tipo de límite, tanto del horizonte A como de la capa de ceniza volcánica.
El muestreo se realizó en el año 2022 (90 años desde la depositación de la ceniza volcánica). Para ambos sitios se tomaron muestras por triplicado del horizonte A (desde la superficie hasta el límite superior de la capa de ceniza) y de la capa de ceniza volcánica.
Tanto para el horizonte A como para la capa de ceniza de ambos sitios, se realizaron:
- análisis de la composición granulométrica con un contador de partículas láser (Malvern Mastersizer 2000) en modo húmedo, en muestras poco dispersas (PD) (sin oxidación de la materia orgánica (MO)) y dispersas (D) (con oxidación de la MO y dispersión ultrasónica). Las partículas fueron clasificadas como arcilla (0 - 3,9 µm), limo fino (3,9 - 31 µm), limo grueso (31 - 62,5 µm), arena muy fina (62,5 - 125 µm), arena fina (125 - 250 µm), arena media (250 - 500 µm), arena gruesa (500 - 1000 µm) y arena muy gruesa (1000 - 2000 µm) (Wentworth, 1922). Este análisis se realizó para evaluar si existió agregación en los A y/o en la capa de ceniza.
- observaciones microscópicas mediante un microscopio electrónico de barrido (MEB) marca Zeiss modelo GeminiSEM 360, en modo electrones secundarios (detectores SE2 e *InLens*) sobre muestras de grano suelto colocadas en tacos de aluminio y recubiertas con cromo.
- análisis de difracción de rayos X (DRX) sobre la fracción roca total mediante un difractómetro marca Rigaku modelo SmartLab III de 3 kW, equipado con una fuente de radiación de cobre (CuKα λ = 1,54060 Å), operando a 40 kV y 30 mA.
Sobre muestras del horizonte A además se determinó el pH actual (pH, 1:2,5 suelo:agua destilada) (McLean, 1982).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La capa de ceniza volcánica se encontró a los 3 cm de profundidad con un espesor de ~3 cm en el sitio 1 mientras que, en el sitio 2, se encontró a los 10 cm de profundidad con un espesor de ~5 cm (Figura 1.b). La estructura de la capa de ceniza volcánica para ambos sitios fue

clasificada como de grano simple. Su apariencia no indicó signos de disturbio, más allá de la presencia de cierto grado de bioturbación de carácter escaso y aleatorio. Por encima de la capa de ceniza, en ambos sitios, se encontró un horizonte A. Los horizontes A del sitio 1 y 2 presentaron un espesor de 3 y 10 cm, respectivamente (Figura 1.b). Ambos presentaron una estructura en bloques subangulares con grado de desarrollo débil. El tipo de límite fue de abrupto a claro y su forma de suave a ondulada.

La composición granulométrica de la ceniza volcánica en muestras PD, mostró una distribución mesocúrtica, con media de 154,5 µm y moda de 140,6 µm (tamaño arena fina para ambos) en el sitio 1. Similares resultados fueron encontrados para el sitio 2, cuya distribución fue también mesocúrtica y su media de 126,2 µm también se correspondió al tamaño arena fina. Sin embargo, el sitio 2 difirió del 1 en su moda, la cual fue de 70,3 µm (tamaño arena muy fina) (Figura 2.a). La granulometría de las muestras D fue similar en ambos sitios. El sitio 1 presentó una distribución mesocúrtica, media de 105,2 µm y moda de 70,3 µm (tamaño arena muy fina en ambos). En el sitio 2 fue mesocúrtica, con media de 85,3 µm y moda de 70,3 µm (tamaño arena muy fina en ambos). Los resultados del análisis comparativo de las modas entre muestras de ceniza PD y D parecerían indicar que la ceniza del sitio 1 (O) presentaría cierto grado de agregación ya que, al eliminar la MO, la curva de distribución se desplazó hacia una granulometría más fina (desde tamaño arena fina a arena muy fina). En el sitio 2 (E) el desplazamiento no fue significativo.

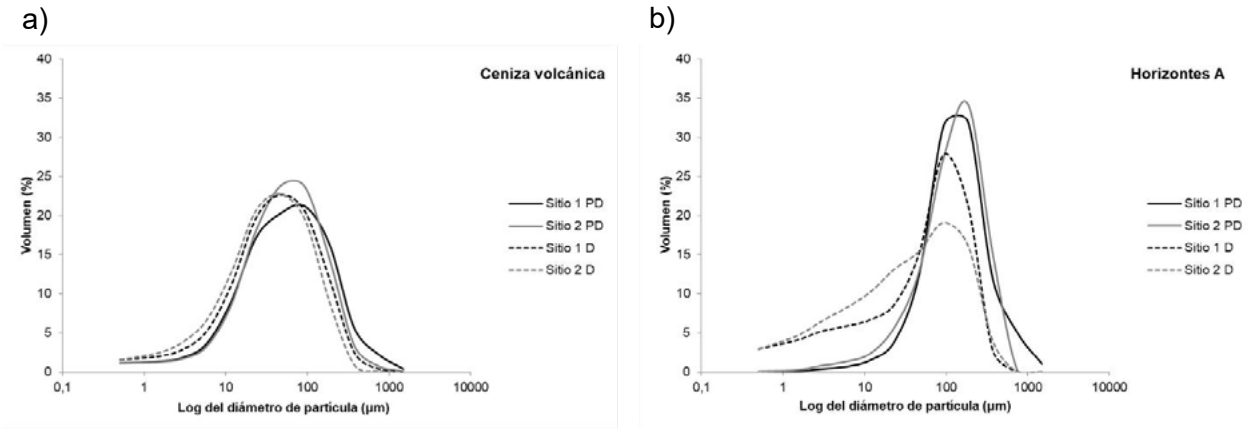


Figura 2. Distribución logarítmica del tamaño de partícula para los sitios 1 y 2, en muestras de a) ceniza volcánica y b) horizontes A; poco dispersas (PD) y dispersas (D).

Las observaciones al MEB no mostraron agregación en ninguna de las muestras de ceniza analizadas (Figura 3.a y b), tampoco signos de alteración física ni química, ya que el vidrio volcánico se presentó con apariencia de trizas volcánicas individuales, de bordes afilados y vesículas conservadas. Otros estudios han mostrado evidencias de agregación de ceniza volcánica, por ejemplo, en las cenizas de los volcanes de Eyjafjallajökull en Islandia, Soufrière Hills de la isla Montserrat, entre otros (ej., Brown et al., 2012), siendo los agregados similares a los agregados pequeños del suelo. Asimismo, el análisis de DRX de la ceniza indicó la presencia de material amorfo (vidrio volcánico) (Figura 3). Las desviaciones de carácter aleatorio encontradas en los análisis granulométricos podrían deberse, entonces, a la formación de pseudo arenas cuando estos se desarrollan en modo húmedo, es decir, en muestras de ceniza dispersas en agua, similar a la pseudo agregación que ocurre en Oxisoles, como lo muestran resultados para este Orden de suelos en Brasil (Martínez y Souza, 2020).

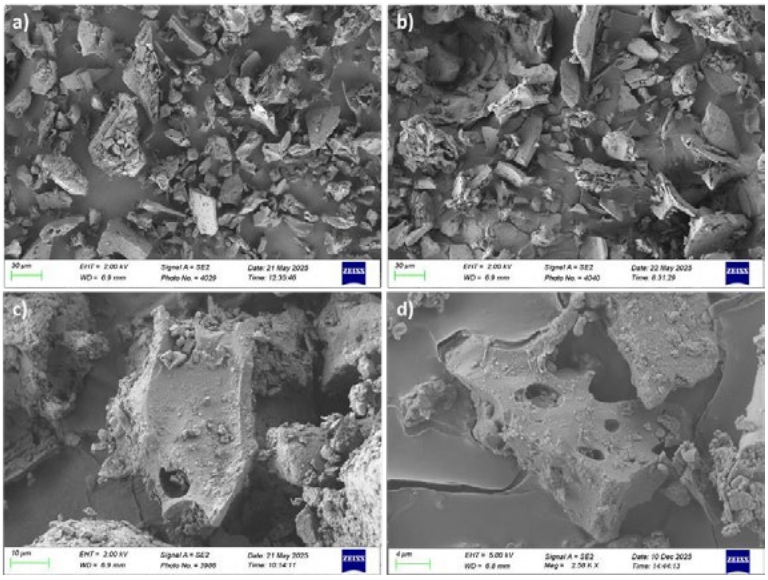


Figura 3. Imágenes MEB de vidrio volcánico de la capa de ceniza de a) sitio 1 y b) sitio 2, ambos sin evidencias de agregación, y ejemplares de vidrio volcánico sin transformación en los horizontes A de c) sitio 1 y d) sitio 2)

La composición granulométrica del A de muestras PD fue similar para ambos sitios. La distribución por tamaño de partículas del sitio 1 fue leptocúrtica, con media de 267,0 µm y moda de 281,3 µm (arena media en ambos). En el sitio 2 la distribución también fue leptocúrtica, con media de 232,8 µm y moda de 281,3 µm (arena media en ambos). La granulometría de las muestras D fue más fina en el sitio 2 que en el 1. El sitio 1 presentó una distribución mesocúrtica, media de 130,4 µm y moda de 140,6 µm (arena fina en ambos). En el sitio 2 fue platicúrtica, con media de 113,1 µm (arena muy fina) y moda de 140,6 µm (arena fina) (Figura 2.b). El análisis granulométrico de los horizontes A de ambos sitios parece indicar cierto grado de agregación de las partículas. Esto último fue más evidente en el sitio 2 (E) que en el 1 (O) ya que, cuando se eliminó la MO, las curvas de distribución se desplazaron hacia una granulometría más fina, es decir, desde una moda tamaño arena media a un tamaño arena fina. Estos resultados sí coincidieron con las observaciones de los horizontes A realizadas al MEB, las cuales indicaron agregación de las partículas para ambos sitios, siendo mayor la proporción de agregados en el sitio 2 que en el 1.

La Figura 3 muestra algunos escasos ejemplares de vidrio volcánico mezclados en los horizontes A, los cuales al igual que los que conformaron la capa de ceniza volcánica, no presentaron signos de transformación. Este vidrio podría incluso provenir de otros eventos volcánicos ocurridos durante el período estudiado (1932-2022) seguidos de su transporte por el viento y posterior depositación, y/o de su retransporte (ej., Viramonte et al., 2025). Asimismo, el análisis DRX realizado sobre la fracción roca total de los A, indicó cuarzo y feldespato para ambos casos, minerales no presentes en la ceniza. Resulta necesario ampliar este estudio a la identificación de los minerales de arcilla. Rodríguez et al. (2025), en un estudio realizado en el sitio 2 de este trabajo, analizaron la geoquímica de tierras raras (REE) tanto del horizonte A suprayacente a la ceniza como del horizonte A subyacente. Los resultados mostraron que ambos horizontes presentaron similar composición geoquímica. Esto sugiere que, si el horizonte superficial A se hubiera formado a partir de la ceniza, éste tendría una composición geoquímica diferente a la del A subsuperficial.

Díaz Zorita y Peinemann (1993) clasificaron a la ceniza del Quizapú como ácida (5,4). Sin embargo, resulta necesario determinar el pH de la capa de ceniza de ambos sitios estudiados aquí. En tanto el pH para los A fue similar entre el sitio 1 y el 2 (5,4 en promedio). La acidez de estos horizontes podría estar dada por el gran aporte de materia orgánica de similar composición del Caldenal. Valores similares de pH fueron encontrados por Fernández et al. (2016) en suelos de bosques de Caldén de la RSP. El límite bien definido entre la capa de

ceniza y el horizonte A suprayacente y la nula meteorización de la ceniza detectada por las metodologías empleadas, tanto en los ejemplares encontrados en los A como en la capa de ceniza, estaría relacionada, principalmente, con la escasez de humedad en los suelos estudiados, sumado a los bajos valores de pH encontrados en los A.
Los resultados obtenidos a partir de las metodologías ensayadas indican que la ceniza volcánica no ha sido el material parental de los horizontes A estudiados. Sin embargo, se requieren estudios adicionales, más detallados, tanto a nivel mineralógico como micro morfológico de la interfaz capa de ceniza volcánica-horizonte A suprayacente, para validar dicha hipótesis. De los resultados obtenidos al momento, y de acuerdo con la Taxonomía de Suelos (2017), los horizontes superficiales A clasificarían como 1A mientras que, la capa de ceniza, como 2C.

CONCLUSIONES

No existen indicios de que la capa de ceniza volcánica depositada en 1932 en los suelos de parches de bosque de Caldén, sea parte del material parental de los horizontes superficiales A suprayacentes. La morfología de los perfiles (limites abruptos entre el A y la ceniza), la estructura conservada del vidrio volcánico, tanto en las muestras de la capa de ceniza como en los escasos ejemplares de vidrio volcánico hallados en los horizontes A y la presencia de minerales normalmente ausentes en la ceniza (cuarzo) en los A, habrían sido factores de la no transformación del material piroclástico. Las condiciones secas de la región no habrían favorecido la meteorización, en un contexto de pH ácido.

BIBLIOGRAFÍA

Berger, M. G., Buschiazzo, D. E., Comas, R. N. e Iturri, L. A. (2024). Evolución del suelo sobre sedimentos eólicos de acumulación reciente en el semiárido. *Ciencia Del Suelo*, *42*(2), 180-190. https://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/875

Brown, R. J., Bonadonna, C. y Durant, A. J. (2012). A review of volcanic ash aggregation. *Physics and Chemistry of the Earth*, *45-46*, 65–78. https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.11.001

Ciccolella, P., Caso, M. V., Gurevich, R. y Montenegro, I. 1998. *El libro Geografía: Territorios y ambientes en la Argentina contemporánea* (3ª ed.). Aique, Buenos Aires.

Diaz-Zorita M. y Peinemann, N. (1993). Dinámica del fósforo en cenizas de los volcanes Quizapú y Hudson y su contenido de nutrientes. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata.* *69*(1), 31-36. https://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/118763/Documento_completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Fernández, R., Quiroga, A., Álvarez, C., Lobartini, C. y Noellemeyer, E. (2016). Valores umbrales de algunos indicadores de calidad de suelos en molisoles de la región semiárida pampeana. *Ciencia del Suelo,* *34*(2), 279–292. https://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/249

Imbellone, P. A. y Barbosa, O. A. (Eds.) (2020). *Suelos y vulcanismo: Argentina* (1ª ed.). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. https://doi.org/10.24215/25456377e139

Larsson, W. (1937). Vulkanische Asche vom Ausbruch des Chilenischen Vulkans Quizapú (1932) in Argentina gesammelt. *Bulletin of the Geological Institution of Uppsala*, *26*, 27–52.

Leighton, W. L. (ed.). 2010. *Suelos de Chile*. Universidad de Chile. Santiago. https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/182305

Martinez, P. y Souza, I. F. (2020). Genesis of pseudo-sand structure in Oxisols from Brazil-A review. *Geoderma Regional*, *22*. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00292

McLean, E. O. (1982). Soil pH and lime requirement. En A. L. Page, R. H. Miller, y D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis: Part 2, Chemical and microbiological properties* (pp. 199-224). Soil Science Society of America.

Rodríguez, N. J., Umazano, A. M., Gaiero, D. M. y Melchor, R. N. (2025). Procedencia geoquímica múltiple del material parental de los suelos agrícolas de la Pampa, Argentina. *XIX Reunión Argentina de Sedimentología, Córdoba*, 182. https://drive.google.com/file/d/12gt39m4R6YGCpKn1GKU3jRaGIxxd3slr/view

Rovere, E. I., Violante, R. A., Rodríguez, E., Osella, A. M. y De la Vega, M. (2012). Aspectos tefrológicos de la erupción del volcán Quizapú de 1932 en la región de la laguna Llancanelo, Payenia (Mendoza, Argentina). Asociación Argentina de Sedimentología; *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, *19*(2), 125-149. https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/2286/v19n2a04.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Soil Survey Staff. (2017). Soil Survey Manual (USDA Handbook No. 18). Washington, D.C.: U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.

Tarabini, M., Gómez, F. y La Manna, L. (2019). Ceniza volcánica reciente como indicadora de retención de partículas en los suelos de la patagonia andina. *Ciencia del Suelo*, *37*(1), 101-112. https://www.ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/458

Viramonte, J. G., Alonso, R. N. y Ramos, V. A. (2025). History of volcanology in Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 161. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2025.105554

Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, *30*, 377-392. https://www.jstor.org/stable/30063207

Zárate, M. A. y Mehl, A. E. (2020). Materiales parentales de los suelos de la Llanura Pampeana: El aporte volcánico andino. En: P. Imbellone y O. A, Barbosa (Eds.), *Suelos y Vulcanismo: Argentina* (pp. 71-87). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.

CARACTERIZACIÓN PEDOGENÉTICA Y ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN CHERNOZEMS DE LA PAMPA AUSTRAL ARGENTINA

Bravo, O.[1*]

[1] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Argentina, * obravo@@uns.edu.ar

RESUMEN: Los Chernozems son reservorios estratégicos de carbono orgánico del suelo (COS) y base de la seguridad alimentaria global, con probabilidades de identificarse en las regiones de estepa con clima templado semiárido a subhúmedo, tal como ocurre en la Pampa Austral. Son suelos de jerarquía socioeconómica y ambiental, por ser base de la producción global de cereales y reservorios cruciales de carbono orgánico del suelo (COS). Este trabajo caracteriza las propiedades morfo-analíticas de 27 perfiles representativos de Molisoles en la Pampa Austral para evaluar su afinidad pedogenética con los Chernozems y cuantificar sus stocks de carbono. Los resultados confirman una clara identidad chernozémica, validando la esencia de estos perfiles como productos maduros de la estepa. La aplicación de sistemas de correlación internacional permitió superar la "asimetría taxonómica" de la Soil Taxonomy (ST), que oculta las propiedades chérnicas bajo el orden Molisol. Mientras que el sistema ruso (RSCS) identificó al 96% de los suelos como Chernozems, la Word Reference Base (WRB) clasificó un 41% en dicho grupo y un 30% como Phaeozems que intergradan a Chernozems. Estas correlaciones precisas facilitan el intercambio científico global y convalidan la posición estratégica de la Pampa Austral en los inventarios edáficos globales. Los stocks de COS hallados presentan valores excepcionales, oscilando entre 88 y 256 Mg ha^{-1}, posicionando a la región como un sector crítico para políticas de mitigación del cambio climático. Se concluye que una clasificación taxonómica sensible a los horizontes chérnicos es el paso fundamental para una gestión sostenible que preserve estos sumideros de carbono y evite la liberación de CO_2 a la atmósfera.

PALABRAS CLAVE: clasificación de suelos, horizontes diagnósticos, correlación taxonómica.

INTRODUCCIÓN

Los Chernozems son reconocidos globalmente como suelos de fertilidad excepcional, con probabilidades de identificarse en las principales ecorregiones de estepa o pradera, con clima templado semiárido a subhúmedo de Eurasia (Ucrania, Rusia), América del Norte (Grandes Llanuras de USA y Canadá) y América del Sur (Pampa Argentina). Se caracterizan por un horizonte superficial profundo, oscuro, de estructura granular y alto contenido de materia orgánica humificada, definido como epipedón **mólico** (Soil Taxonomy), horizonte **chérmico** (Word Reference Base) o **húmico** (Russian Soil Systems). En su región de origen, los requerimientos de horizontes y propiedades diagnósticas son más amplios. Desde el punto de vista genético, un chernozem típico debe presentar un solum espeso, muy alto contenido de materia orgánica humificada, estructura granular y un horizonte subsuperficial con rasgos de calcificación (Shishov et al., 2005). El término "Chernozem" (tierra negra) tiene origen en la escuela edafológica rusa. Al tomar como objeto de estudio estos suelos, **V. Dokuchaev** estableció los fundamentos de la pedología moderna. Consideró el suelo como un **cuerpo natural independiente**, resultado de la interacción de factores formadores (clima, organismos, relieve, material parental y tiempo). Desde esta perspectiva **genética**, el Chernozem es el producto maduro del ecosistema de estepa. Así

un clima semiárido, con vegetación de gramíneas, sobre un material parental rico en bases (como loess), en posiciones de paisaje estable y actuando durante milenios, promueven una **humificación** intensa que genera un horizonte A rico en ácidos húmicos estables. Este horizonte suele superponerse a un nivel de acumulación de carbonatos (Bk/Ck), reflejo de su régimen hídrico característico. Así, un Chernozem central o típico presenta un horizonte A espeso, con contenido de materia orgánica entre 50 y 90 $g.kg^{-1}$, de estructura granular y un horizonte con carbonato de calcio acumulado dentro de los 125 cm. A partir de este concepto central pueden darse variaciones (chernozem del sur, chernozem lixiviado, chernozem arcillo-iluvial, chernozem gley).

Además de su importancia socioeconómica como base de la producción global de cereales, estos suelos son **reservorios cruciales de carbono orgánico del suelo (COS)**, por lo que su conservación es vital para la seguridad alimentaria y la mitigación del cambio climático. No obstante, la **intensificación agrícola** amenaza esta doble función, pudiendo degradar su carácter chérmico/móllico y liberar CO_2 a la atmósfera.

Cabe destacar que, mientras en Eurasia y América del Norte estos suelos se clasifican como *Chernozems* (WRB, Sistema Ruso de Clasificación de Suelos, Sistema Canadiense de Clasificación de Suelos), sus **análogos en la Pampa Austral (subregión de la Pampa Argentina)** se clasifican como *Molisol* (Soil Taxonomy). Esta **asimetría taxonómica** puede opacar su comparabilidad directa en estudios pedogenéticos y de secuestro de carbono a escala global, al quedar oculta la **potencial identidad chernozémica** de los Mollisoles de la región. Los objetivos de este trabajo son:

1. Caracterizar las propiedades morfo-analíticas clave de los Molisoles de la Pampa austral para evaluar su **afinidad pedogenética con los Chernozems**.
2. Cuantificar sus **stocks de carbono orgánico** para evaluar su potencial como reservorios en la mitigación del cambio climático.

1256

La integración de estos objetivos busca enmarcar correctamente estos suelos en el contexto global de los Chernozems y destacar su importancia estratégica para la sostenibilidad y la mitigación climática.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Pampa Austral se extiende en el SO a SE la provincia de Buenos Aires (37,45°S 63,15°W a 38,70°S 57,30°W) abarcando una superficie de 8,5 10^6 ha. Presenta un clima templado, con temperaturas medias anuales entre 15 y 16 °C y un gradiente de precipitación de norte a sur que oscila entre los 800 (húmedo) a los 450 (semiárido) mm $año^{-1}$. En el sector de estudio se cuenta con 210 perfiles de suelo pertenecientes a los Molisoles, clasificados en 53 taxas a nivel de familia. Sobre esta base se han seleccionado 27 pedones representativos de los principales suelos de la región. De la descripción morfológica y analítica de cada perfil se ha considerado especialmente: contenido de materia orgánica, el espesor, el color en húmedo y la estructura del horizonte A, la presencia de $CaCO_3$ secundario, la saturación con bases. También rasgos de bioturbación y uso del suelo. Los pedones seleccionados fueron clasificados por Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2022), Word Reference Base (IUSS, 2022) y Russian Soil Classification Systems (Gerasimova et al., 2019) a niveles taxonómicos de familia, grupos de suelos y tipos de suelo, respectivamente. Para calcular el carbono orgánico almacenado en el perfil de suelo (COA), se realizó la sumatoria del carbono orgánico por horizonte (COSH), mediante la fórmula:

$$COA\left(\frac{Mg}{ha}\right) = \Sigma COSH\left(\frac{Mg}{ha}\right) = \frac{COS\left(\frac{g}{kg}\right) * Dap\left(\frac{Mg}{m^3}\right) * espesor\ horizonte(cm)}{10}$$

Donde COS: es el contenido de carbono orgánico y Dap es la densidad aparente de cada horizonte.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se indican las principales características de los suelos analizados, Solamente el 18 % de los pedones se utilizan en agricultura pura. Las morfologías son variables según materiales parentales, posición en el paisaje y condición climática. En numerosos perfiles analizados el horizonte petrocálcico (2 Ckm) expresa su impronta regional.

Tabla 1. Principales características de los suelos bajo estudio.

Perfil	Uso[a]	Htes.genéticos (FAO)	Htes. Diagnósticos (ST)[b]	Htes. Diagnósticos- Prop. Diagnósticas (WRB)[c]	Htes. Diagnósticos- Prop. Diagnósticas(RCS)[d]
48	GA	Ap-A2-A3-AC-C-Ck	Mo engr-Ca	Cher- Pr. Protocálcicas	AU1-AU2-BCA-Cca
2	G	Ap-A2-A3-Cg1-Cg2	Mo engr- Mat. Gley	Cher-Pr. Gleycas	PU-AU-Cg
161	AG	Ap-Bt-BC-C-Ck	Mo-Argi	Mo-Argi-- Pr. Protocálcicas	PU-Bi-Cca
248	AG	Ap-AB-Bt—BC-Ck-2Ckm	Mo-Argi-PCa	Mo-Argi-PCa	PU-Bi-Cca
137	CN	Ap-A2-AC-C-2R	Mo engr-Cam	Cher-Cam.-Roca	PU-AU-R
230	GA	Ap-A2-AC-C1-C2	Mo engr	Cher- Pr. Protocálcicas	PU-AU-Cca
225	AG	Ap-A2-AC-C-Ck	Mo	Mo- Pr. Protocálcicas	PU-Cca
226	AG	Ap-A2-A3-AC-C-Ck	Mo engr	Cher- Pr. Protocálcicas	PU-AU-Cca
160	A	Ap-A2-AC-C-Ck-2Ckm	Mo engrPCa	Cher-PCa	PU-AU-CA
71	A	Ap-A2-A3-Bt1-Bt2-Ck	Mo engr-Argi-Ca	Cher-Argi-Ca	PU-AU-Bi-CA
201	GA	Ap-A2-A3k-Bwk-Ck-2Ckm-	Mo engr-Cam-Ca-PCa	Cher-Cam-Ca-PCa	PU-AU-CA
159	A	Ap-A2-Bw-Ck-2Ckm	Mo-Cam-PCa	Mo-Cam-PCa	PU-AU-CA
258	GA	Ap-A2-Bt-BC-2Ckm	Mo-Argi-PCa	Mo-Argi-PCa	PU-Bi-CA
53	AG	Ap-A2-Bt-BC-Ck-2Ckm	Mo-Argi-PCa	Mo-Argi-PCa	PU-Bi-CA
167	GA	Ap-Bt-BC-C-Ck	Mo-Argi-Ca	Mo-Argi-Ca	PU-Bi-CA
43	GA	Ap-A2-2Btk-2Ck	Mo-Argi-Ca	Cher-Argi-Ca	PU-Bi-CA
182	A	Ap-A2-AC-Ck-Cg	Mo engr.-Ca-Mat. Gley	Cher-Ca-Prop. Gleycas	PU-AU-CA-Cg
50	GA	Ap-A2-AC-C-Ck1-2Ck2	Mo-Ca	Mo-Ca	PU-CA
14	GA	Ap-A2-AC-Ck1-Ck2-2Ck3	Mo engr-Ca	Cher-Ca	PU-CA
37	AG	Ap-A2-A3-AC-C-Ck-2Ckm	Mo engr-PCa	Cher-PCa	PU-AU-CA
140	G	Ap-A2-A3-AC-Ck_2Ckm	Mo engr-Ca-PCa	Cher-Ca-PCa	PU-AU-CA
163	A	Ap-A2-AC-C-Ck	Mo engr	Cher- Pr. Protocálcicas	PU-Cca
199	AG	Ap-A2-AC-C-Ck	Mo engr	Mo- Pr. Protocálcicas	PU-Cca
129	G	Ap-A2-Bw-BC-C-2Ck	Mo engr-Cam-Ca	Cher-Cam-Ca	PU-CA
265	GA	Ap-A2-Bw-C-Ck	Mo-Cam	Mo-Cam- Pr. Protocálcicas	PU-Cca
272	G	Ap-Bt-C-2Ckm-R	Mo-Argi-PCa	Cher-Argi-PCa-Roca	PU-Bi-CA-R
273	GA	Ap-AB-Bt-2Ckm	Mo-Argi-PCa	Cher-Argi-PCa	PU-Bi-CA

[a:] A: Agrícola; AG: Agrícola-Ganadero; GA: Ganadero-Agrícola; G: Ganadero

[b:] Mo: Mólico; Mo engr: Mólico Engrosado; Argi: Argílico; Cam: Cámbico; Ca: Cálcico; PCa: Petrocálcico; Mat. Gley: Materiales Gleycos; R: Roca

[c:] Mo: Mólico; Cher: Chernico; Argi: Argílico; Cam: Cámbico; Ca: Cálcico; PCa: Petrocálcico; Pr. Gleycas: Propiedades Gleycas; Pr. Protocálcicas; Propiedades Protocálcicas

[d:] AU: Humífero natural o poco alterado; PU: Humífero Antropizado; CA: Cálcico; BCA: B con $CaCO_3$; Bi: B con iluviación; Cca: C con presencia de $CaCO_3$; Cg: C con gleyzación; R: Roca Contínua

En la tabla 2 se presentan los valores de las propiedades edáficas utilizadas para diferenciar los horizontes diagnósticos superficiales y el COA. Los materiales parentales dominantes corresponden a sedimentos loessicos, seguidos de sedimentos eólicos recientes de texturas franco arenosa a arenosa franca. Los espesores con características mólicas oscilan entre 18 y 110 cm, el contenido de carbono orgánico entre 10 y 45 g kg^{-1}. Los colores en húmedo van de negro a pardo grisáceo claro y predominan las estructuras en bloques finos y medios moderados sobre granular media a fina, moderada a fuerte. El COA oscila entre 88 y 256, con un valor medio y desvío de 140 ± 47 Mg. ha^{-1}. Los niveles de almacenamiento de

carbono en los suelos analizados son muy elevados. Para la región Pampa Austral se informan como muy probables valores de 50 a 75 Mg Mg. ha^{-1} (Bravo, 2013), En suelos de la Pampa Húmeda se indica un almacenamiento de 98 Mg. ha^{-1} de carbono orgánico en 1 m de profundidad (Alvarez y Berhongaray, 2021).

En la tabla 3 se muestra la correlación taxonómica entre los tres sistemas de clasificación analizados. En ST cinco de las taxas estudiadas (19 %) corresponden al concepto central de los grandes grupos. Otras 19 (70 %) son extragrados, por presentar horizontes mólicos engrosados o por tener el horizonte petrocálcico antes de 1 a 1,5 m de profundidad. Las restantes 3 taxas (11 %) son intergrados a nivel de Orden, Suborden o Gran Grupo. Las clases por tamaño de partícula reflejan el tipo de material originario, con alta correlación entre SL - clases franco finas a arcillosa fina, así como entre SER - clase franco gruesa.

Tabla 2. Características edáficas diferenciales de horizontes diagnósticos superficiales.

Perfil	MP*	EM (cm) †	CO (g kg^{-1}) ‡	Color (H) ††	Estructura horizonte A	COA (Mg ha^{-1})†‡
48	SL	81	26	10 YR 2/2	Granular, fina, moderada	256
2	SA	50	35	10 YR 2/2	Granular, fina, moderada	224
161	SL	21	16	10 YR 3/2	Bloques, medios, moderados	97
248	SL	23	20	10 YR 3/1	Bloques, finos, moderados	128
137	SL	52	38	10 YR 2/1	Granular, fina, moderada	228
230	SL	110	26	10 YR 2/1	Bloques, medios, moderados	214
225	SL	40	14	10 YR 3/2	Bloques, medios, débiles	147
226	SL	60	15	10 YR 3/2	Granular, fina y media, moderada	141
160	SER	31	12	10 YR 4/2	Bloques, finos, débiles	140
71	SL	40	24	10 YR 3/1	Bloques, medios, moderados	176
201	SL	42	29	10 YR 2/1	Granular, fina y media, moderada	105
159	SL	38	16	10 YR 2/2	Bloques, medios, moderados	91
258	SL	33	29	10 YR 3/2	Bloques, medios, moderados	103
53	SL	27	23	10 YR 2/2	Bloques, finos, moderados a débiles	112
167	SL	18	21	10 YR 3/2	Bloques, medios, moderados	145
43	SL	40	20	10 YR 3/2	Bloques, medios, moderados	107
182	SA	45	30	10 YR 2/2	Granular, media y gruesa, moderada	141
50	SL	47	19	10 YR 2/1	Bloques, medios, moderados	120
14	SL	52	22	10 YR 3/2	Bloques, medios, moderados	105
37	SL	37	20	10 YR 3/1	Bloques, finos, moderados	107
140	SER	44	18	10 YR 3/1	Bloques, finos, débiles	84
163	SL	64	20	10 YR 2/2	Bloques, finos y medios, moderados	169
199	SL	52	12	10 YR 3/2	Bloques, medios y finos, moderados	97
129	SL	22	25	10 YR 3/2	Bloques, medios, moderados	118
265	SER	24	10	10 YR 3/1	Granular, fina, débil a moderada	88
272	SL	20	27	10 YR 3/2	Granular, media, moderada	137
273	SL	32	45	10 YR 2/1	Granular, fina a media, moderada a fuerte	190

* MP: Material Parental; SA: Sedimentos Aluviales; SER: Sedimentos Eólicos Recientes; SL: Sedimentos Loéssicos; †: Espesor con características mólicas; ‡: Contenido de Carbono Orgánico; ††: Color Munsell en Húmedo; †‡: Carbono orgánico almacenado en el suelo

En WRB se identificaron a 16 pedones (59 %) como pertenecientes al grupo de referencia Phaeozem, mientras que los restantes 11 (41 %) se clasifican dentro del grupo de los Chernozem. Un 63 % (17 perfiles) presentan para WRB un horizonte diagnostico chérnico, pero algunos de ellos integran el grupo de Phaeozem por presentar rasgos de $CaCO_3$ por debajo de los 50 cm de suelo (lixiviado profundo): Phaeozen con calificadores como Pachic o Chernic muestran intergradación hacia los Chernozem. Para RSCS, 26 pedones corresponden al Tipo Chernozem (96 %). Solamente 1 suelo corresponde al tipo bioclimático

de Pradera. Los Subtipos dominantes son los Chernozem lixiviados (12 casos, 45 %), seguido de Arcillo-Iluvial (7 perfiles, 26 % de la muestra), Chernozem Típico (4 casos, concepto central de la taxa, 15 %), cálcicos (2) y gley (1 caso). Los valores de carbono orgánico y espesor de humificación (A, A+AC o A+AB) observados en el presente estudio y que sirven para la diferenciación de especies, mostraron valores medios a bajos en relación a los citados por otros autores (Mikhailova et al., 2003; Vysloužilová et al., 2016).

Tabla 3. Correlación entre los distintos sistemas de clasificación.

Perfil	Clasificación ST	Clasificación WRB	Clasificación RSC
48	Vermustol páquico franco fino	Vermic Chernozem (Acalcic Loamic Pachic)	Chernozem Lixiviado, Biogénico-Agregado, Medianamente Humífero, Muy Potente
2	Endoacuol cumúlico franco fino	Pachic Gleyic Chernozem (Calcic Loamic)	Chernozem-Gley, Carbonatado, Mediamente Humífero, Potente
161	Argiudol típico, franco fino	Luvic Phaeozem (Eutric Loamic)	Chernozem Arcillo-Iluvial, Pobremente Humífero, Potencia Pequeña
248	Argiudol petrocálcico, franco fino	Luvic Petrocalcic Phaeozem (Loamic)	Chernozem Arcillo-Iluvial sobre Petrocálcico, Pobremente Humífero, Potencia Pequeña
137	Hapludol páquico, franco fino	Pachic Chernozem (Acalcic Leptic Loamic)	Chernozem Lixiviado, sobre Roca, Mediamente Humífero, Potente
230	Hapludol paquico, arcilloso fino	Pachic Phaeozem(Acalcic Clayic)	Chernozem Lixiviado, Pobremente Humífero, Muy Potente
225	Hapludol típico, franco grueso	Haplic Phaeozem (Loamic Protocalcic)	Chernozem Lixiviado, de textura Franco-Arenosa, Pobremente Humífero, Poco Potente
226	Hapludol páquico, franco fino	Pachic Chernozem (Loamic Protocalcic)	Chernozem Lixiviado, de textura media, Pobremente Humífero, Potente
160	Hapludol páquico franco grueso	Pachic Bathypetrocalcic Chernozem (Loamic)	Chernozem Lixiviado, Petrocálcico, Pobremente Humífero, Potencia Pequeña
71	Argiudol petrocálcico, franco fino	Pachic Petrocalcic Phaeozem (Loamic)	Chernozem Arcillo Iluvial sobre Petrocálcico, Medianamente Humífero, Potencia Media
201	Hapludol petrocálcico (páquico), franco grueso	Pachic Petrocalcic Phaeozem (Chernic Loamic)	Chernozem Típico, sobre Petrocálcico, Medianamente Humífero, Potencia Media
159	Hapludol petrocálcico, franco grueso	Petrocalcic Phaeozem (Loamic)	Chernozem Lixiviado sobre Petrocálcico, Pobremente Humífero, Potencia pequeña
258	Argiudol petrocálcico, franco fino	Luvic Petrocalcic Phaeozem (Loamic)	Chernozem Arcillo-Iluvial sobre Petrocálcico, Medianamente Humífero, Potencia pequeña
53	Argiudol petrocálcico, arcilloso fino	Luvic Petrocalcic Phaeozem (Clayic)	Chernozem Arcillo-Iluvial sobre Petrocálcico, Medianamente Humífero, Potencia pequeña
167	Paeustol Petrocálcico franco fino	Luvic Bathypetrocalcic Phaeozem (Loamic)	Chernozem Lixiviado, Petrocálcico, Pobremente Humífero, Potencia pequeña
43	Paleustol cálcico franco fino	Pachic Luvic Calcic Phaeozem (Abruptic Chernic Loamic)	Chernozem Cálcico, Poligenético, Medianamente humífero, Potencia media
182	Haplustol ácuico (páquico), limoso fino	Pachic Gleyic Chernozem (Siltic Fluvic)	Suelo Aluvial de Pradera Gleyzado, Medianamente Humífero, Potencia Media
50	Haplustol típico franco fino	Pachic Calcic Chernozem (Loamic)	Chernozem Típico, Cálcico, Pobremente Humífero, Potente
14	Haplustol éntico (páquico) franco fino	Pachic Calcic Chernozem (Loamic)	Chernozem Típico, Cálcico, Pobremente Humífero, Medianamente Potente
37	Paleustol petrócalcico (páquico) franco grueso	Pachic Bathypetrocalcic Chernozem (Loamic)	Chernozem Típico, Petrocalcico profundo, Pobremente Humífero, Potente
140	Paleustol petrócalcico (páquico) franco fino	Pachic Petrocalcic Chernozem (Loamic)	Chernozem Lixiviado, Petrocalcico, Pobremente Humífero, Medianamente Potente
163	Haplustol páquico franco fino	Haplic Phaeozem (Pachic Loamic)	Chernozem Lixiviado, Pobremente Humífero, Medianamente Potente
199	Haplustol páquico franco grueso	Pachic Bathypetrocalcic Chernozem (Loamic)	Chernozem Lixiviado, Pobremente Humífero, Medianamente Potente
129	Haplustol típico franco fino	Haplic Phaeozem (Loamic)	Chernozem Lixiviado, Petrocalcico profundo, Medianamente Humífero, Potencia Pequeña
265	Haplustol típico franco grueso	Haplic Phaeozem (Loamic)	Chernozem Lixiviado, Pobremente Humífero, Potencia Pequeña
272	Argiudol petrocálcico franco fino	Luvic Phaeozem (Loamic Leptic)	Chernozem Arcillo-Iluvial, sobre Roca, Mediamente Humífero, Potencia Pequeña
273	Argiudol petrocálcico arcilloso fino	Luvic Pachic Phaeozem (Loamic Petric)	Chernozem Arcillo-Iluvial, Mediamente Humífero, Potencia Pequeña

Se identificaron correlaciones taxonómicas robustas entre los tres sistemas analizados: los Argiudoles Petrocálcicos (ST) corresponden a los Luvic Petrocalcic Phaeozem (WRB) y al Chernozem Arcillo-Iluvial sobre Petrocálcico (RSCS). Por su parte, los Hapludoles y Haplustoles de carácter páquico o típico se vinculan con los Pachic/Haplic Chernozem o Phaeozem de la WRB, equivalentes a los subtipos Lixiviados del sistema ruso. Esta

caracterización pedogenética retoma el concepto "Chernozoide", término que define suelos con propiedades morfológicas análogas a los Chernozem rusos, pero que presentan desviaciones debidas a los factores ambientales específicos de la región (Miaczynski y Tschapek, 1965). La aplicación de la WRB resulta fundamental para resolver la "asimetría taxonómica" que a menudo oculta la identidad chernozémica de estos perfiles bajo el orden Molisol. El sistema WRB funciona como una herramienta de correlación superior para el intercambio científico global, ofreciendo la flexibilidad necesaria para reflejar procesos pedogenéticos complejos y horizontes diagnósticos con mayor precisión (Giménez, 2011). La presente investigación convalida la posición estratégica de los suelos de la Pampa Austral dentro del inventario mundial de Chernozems y Phaeozems.

CONCLUSIONES

Los suelos de la Pampa Austral poseen una clara identidad chernozémica manteniendo la esencia de estos suelos como productos maduros de la estepa semiárida. WRB clasifica al 41 % de los pedones analizados dentro del grupo Chernozems y un 30 % a Phaeozems que intergradan a Chernozems. El RSCS permitió identificar al 96% de la muestra como Chernozems. Los dos sistemas permiten superar las limitaciones de ST, que no considera horizontes o propiedades chérnicas. Se establecieron correlaciones precisas, que facilita el intercambio científico y la comparación de datos a escala global. Estos suelos son reservorios estratégicos de Carbono Orgánico, con valores de almacenamiento que oscilan entre 88 y 256 Mg ha^{-1}. Esta capacidad de retención no solo subraya su fertilidad excepcional, sino que posiciona a la Pampa Austral como región clave para el desarrollo de políticas de mitigación del cambio climático y seguridad alimentaria global. La correcta clasificación taxonómica es el paso esencial para una gestión sostenible que preserve el carácter "chérmico" de estos suelos y evite la liberación de CO_2 a la atmósfera.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez R. y Berhongaray G. (2021). Soil organic carbon sequestration potential of Pampean soils: comparing methods and estimation for surface and deep layers. *Soil Research* 59, 346–358.

Bravo, O. (2013). Factores y procesos pedogenéticos que regulan el almacenamiento de carbono orgánico en suelos de la Pampa Austral. Tesis Doctoral. Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.124 p

Gerasimova, M. I. (2019). Russian Soil Classification System: Towards the Next Approximation.Eurasian Soil Science, **52**: 25–33.

Giménez, J. E. (2011). The World Reference Base for Soil Resources (WRB) and its application to some soils of Argentina. Geociências, 30(1), 15-21.

IUSS Working Group WRB. (2022). Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. 4a edición. Unión Internacional de las Ciencias del Suelo (IUSS), Viena, Austria.

Miaczynski, C. R. O. y Tschapek, M. (1965). Los suelos de estepa de la región pampeana. Revista de Investigaciones Agropecuarias, Serie 3: Clima y Suelo, 2(3), 36-79

Mikhailova, E. A., Noble, R. R. P. y Post, C. J. (2003). Comparison of Soil Organic Carbon Recovery by Walkley-Black and Dry Combustion Methods in the Russian Chernozem. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 34: 1853–1860.

Shishov, L. L., Tonkonogov, V. D., Gerasimova, M. I., y Lebedeva, I. I. (2005). New classification system of Russian soils.Eurasian Soil Science, 38, 35-42.

Soil Survey Staff. (2022). Keys to Soil Taxonomy, 13th edition. USDA Natural Resources Conservation Service, USDA. Washington, DC.

Vysloužilová, B., Ertlen, D., Schwartz, D., y Šefrna, L. (2016). Chernozem. From concept to classification: a review. AUC Geographica, 51(1), 85-95.

AVANCES EN LA CLASIFICACIÓN DE USOS DEL SUELO EN HUMEDALES Y OTROS ECOSISTEMAS DE CHUBUT

Curarello, J. I.[1*], Navarro De Rau, M. F.[2], Navarro, C. S.[3]

[1] EEA Chubut - Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuaria (INTA); [2] Instituto de Suelos - Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuaria (INTA); [3] EEA Reconquista - Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuaria (INTA); *curarello.juan@inta.gob.ar

RESUMEN: Los humedales patagónicos, en particular los mallines, desempeñan un rol central en la regulación hídrica y en la provisión de recursos forrajeros en ambientes áridos y semiáridos. En la provincia del Chubut, su relevancia productiva se inserta en la matriz ganadera extensiva, especialmente en la estepa, donde la disponibilidad de agua estructura el funcionamiento ecosistémico. Este trabajo caracterizó y analizó la distribución espacial de los usos productivos asociados a humedales a partir de la clasificación de coberturas de MapBiomas Argentina y de la cartografía nacional de humedales elaborada por INTA, complementadas mediante revisión visual y reducción operativa de clases. Se definió una leyenda inicial a partir de seis clases principales intgradas por 116 subclases, agrupadas en categorías de uso conservativo o restringido, infraestructura, producción extensiva (en secano y en humedal o bajo riego), producción intensiva y extractiva. La clasificación ráster fue procesada por departamento en QGIS para generar capas vectoriales, posteriormente revisadas mediante interpretación visual con imágenes de alta resolución (Google Hybrid y Bing), priorizando coherencia temática y contexto territorial. Con fines analíticos, la leyenda se simplificó identificando hasta tres usos, con un uso dominante (Uso_#1), facilitando la comparación entre departamentos y regiones. Los resultados muestran un patrón consistente con el gradiente climático provincial: en la estepa, los humedales concentran actividad ganadera extensiva y actúan como núcleos de productividad dentro de una matriz de baja oferta forrajera; en la cordillera, su relevancia relativa se integra a un contexto de mayor disponibilidad hídrica y cobertura vegetal más continua. La metodología implementada permite vincular información biofísica y productiva a escala provincial, constituyendo una herramienta replicable para la planificación y la gestión sostenible de humedales en Patagonia.

PALABRAS CLAVE: uso del suelo, humedales, sensores remotos.

INTRODUCCIÓN

Los humedales patagónicos constituyen sistemas clave en la regulación hídrica y en la provisión de servicios ecosistémicos, particularmente en regiones áridas y semiáridas donde la disponibilidad de agua estructura el funcionamiento ecológico y productivo (Jackson et al., 2001; Chimner et al., 2011). En la provincia del Chubut, los mallines representan ambientes de alta productividad relativa dentro de la estepa, sosteniendo gran parte de la ganadería ovina extensiva y funcionando como reservorios estratégicos en contextos de variabilidad climática (Utrilla et al., 2005; Mazzoni y Rabassa, 2013).

Diversos estudios han demostrado que la productividad primaria en mallines patagónicos presenta alta variabilidad espacial y temporal, controlada por gradientes de precipitación, dinámica freática y estructura de la vegetación (Buono et al., 2010; Irisarri et al., 2012; Gaitán et al., 2014). En particular, el contraste entre la estepa y la cordillera implica diferencias marcadas en precipitación media anual, cobertura vegetal y capacidad de carga ganadera, lo que condiciona los usos productivos asociados a humedales (Gaitán y Biancari, 2024; Oliva et al., 2020).

En este contexto, la cartografía sistemática del uso del suelo adquiere relevancia para la planificación territorial y la gestión sostenible. El uso de sensores remotos permite caracterizar patrones espaciales de cobertura y funcionamiento ecosistémico a escala provincial, facilitando el análisis comparativo entre departamentos y regiones (Gaitán et al., 2013; Blanco et al., 2019). Integrar esta información con una clasificación orientada a usos productivos asociados a humedales contribuye a dimensionar su importancia relativa y a generar insumos técnicos para la toma de decisiones en el marco del Proyecto Humedales (PD-L03-I131).
El objetivo de este trabajo fue caracterizar y analizar la distribución espacial de los usos productivos asociados a humedales en la provincia del Chubut, a partir de la clasificación de coberturas de MapBiomas y su adecuación analítica mediante revisión visual y reducción operativa de clases. Se busca identificar patrones territoriales a escala departamental, diferenciando contextos ambientales regionales (cordillera y estepa), con el fin de aportar información sistemática para la planificación y el manejo sostenible de estos ambientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Definición de la leyenda.

Se realizó un relevamiento preliminar de los usos potenciales del suelo para definir una leyenda inicial. En el marco del Proyecto Humedales (PD-L03-I131, 2023) y la cartografía de humedales en Argentina (Navarro et al, 2022), se efectuó una primera asignación de usos actuales a partir de las clases de cobertura del suelo de MapBiomas (2023). Se revisó la descripción temática de dichas clases (MapBiomas, 2024) para establecer su correspondencia con categorías de uso productivo relevantes, sin considerar áreas con restricciones legales. Con apoyo de conocimiento experto regional se definió una estructura de 6 clases principales que integraron 116 subclases, agrupadas en: uso conservativo o restringido, infraestructura, producción extensiva -en secano y en humedal o bajo riego-, producción intensiva y extractiva.

Generación de capas y clasificación inicial.

Se generó un archivo vectorial poligonal por departamento utilizando como insumo la clasificación ráster de MapBiomas recortada a la provincia del Chubut y la capa vectorial de límites departamentales. Mediante un modelo implementado en QGIS (Figura 1), el ráster fue procesado por departamento para generar la capa vectorial de cobertura y su estructura de atributos. A las capas resultantes se les aplicó la simbología estandarizada “Leyenda_Clas_shape_USOS.qml”.

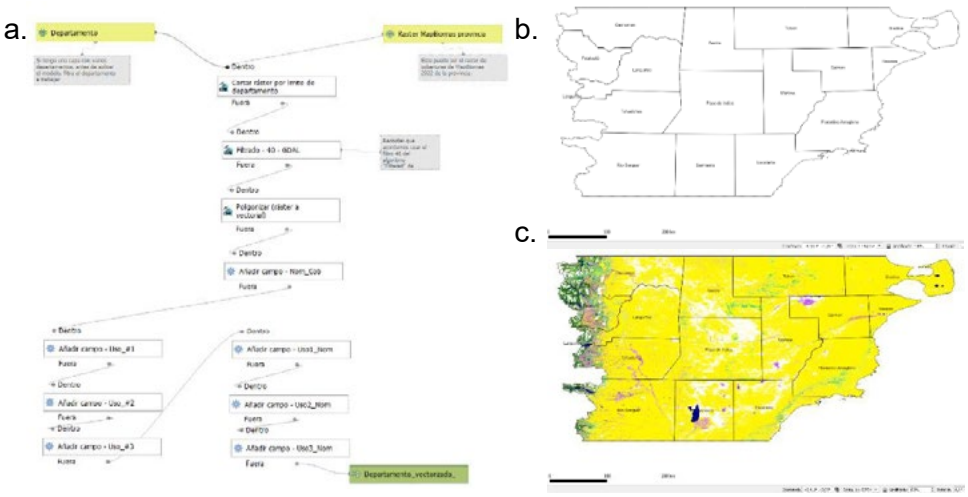


Figura 1. Proceso de reclasificación de MapBiomas. a. Modelo QGIS b. Departamentos c. Clasificación.

Revisión y adecuación analítica.

Dado que el objetivo del estudio es analizar los usos asociados a humedales, la clasificación automática fue revisada por departamento mediante interpretación visual. La adecuación se realizó utilizando imágenes Google Hybrid y Bing como referencia espacial, junto con el ráster binario “Provincia_CHUBUT” para identificar cuerpos de agua continentales. Los criterios de

asignación consideraron coherencia temática, patrón espacial y contexto territorial. Las clases redundantes o excesivamente fragmentadas fueron disueltas y homogeneizadas, priorizando categorías que representaran el uso productivo predominante con la cobrtura observada.

Reducción de clases.

Con fines analíticos, la leyenda fue simplificada. La reducción consistió en identificar hasta tres usos por unidad espacial y asignar un uso dominante (Uso_#1), con el propósito de facilitar la comparación por departamentos y regiones. De acuerdo con el Informe Técnico (Navarro et al., 2022), se consideraron las subregiones 10a Subregión Lagos, Cursos de Agua y Mallines y 10b Subregión Lagunas y Vegas de Patagonia, correspondientes con las unidades de cordillera y estepa. La selección de usos principales no modifica la estructura conceptual inicial, sino que constituye una agregación operativa orientada al análisis de los usos productivos vinculados a humedales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 2 presenta la distribución espacial de los usos clasificados para la provincia del Chubut.

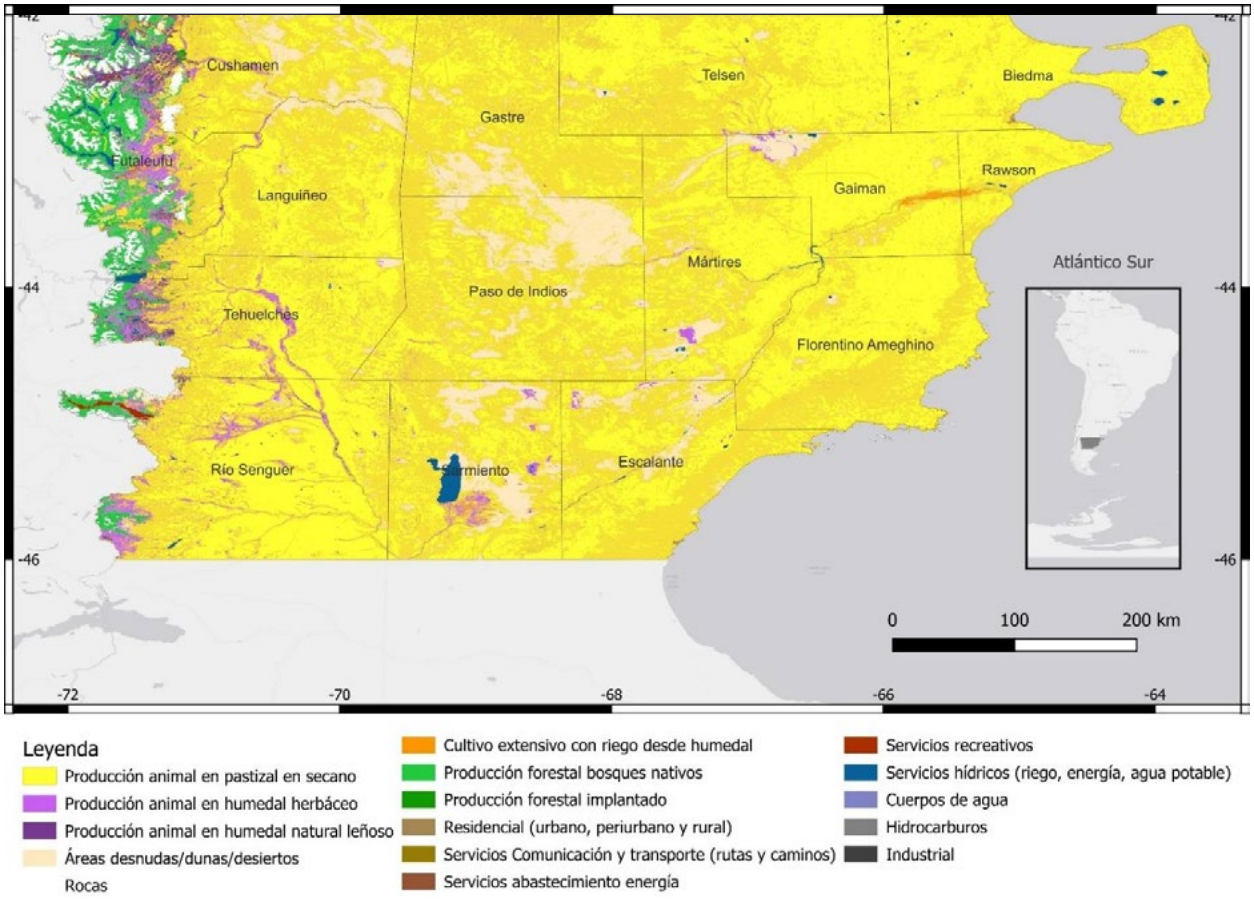


Figura 2. Mapa. Clasificación de usos del suelo para la provincia de Chubut.

En la Figura 3a se observa que la producción animal en pastizal domina ampliamente la superficie provincial, con extensiones entre 5 y 25 veces superiores al resto de los usos. La Figura 3b muestra su distribución departamental mediante la codificación cromática del mapa. En los anillos externos se incrementa la participación relativa de producción animal en humedales con leñosas (violeta oscuro) y de producción forestal (verde), especialmente en departamentos ubicados en la transición cordillera–estepa.

De manera consistente, los servicios hídricos y la producción animal en humedales presentan mayor presencia relativa en los departamentos cordilleranos, lo que refleja la mayor disponibilidad hídrica y la continuidad de la cobertura vegetal en estos ambientes.

a. b.

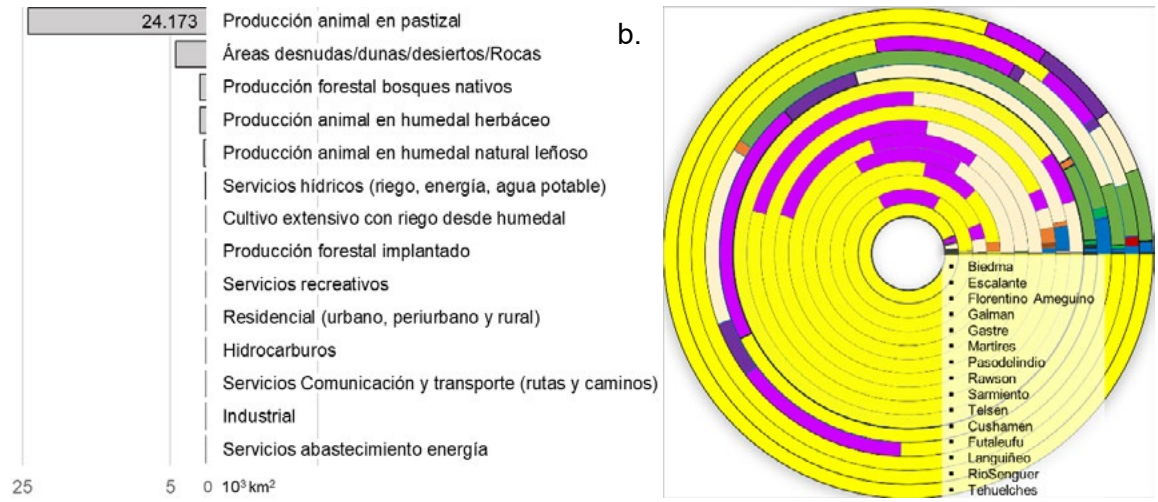


Figura 3. Superficie de los principales usos del suelo en la provincia del Chubut (a) y distribución departamental representada mediante anillos concéntricos (b).

Para profundizar esta comparación, en la Figura 4 los usos se agruparon por región (estepa y cordillera). El análisis evidencia un patrón fuertemente asociado al gradiente climático provincial. En la estepa, donde la precipitación es limitada y variable, los mallines concentran una proporción significativa de la actividad ganadera extensiva y funcionan como núcleos de productividad dentro de una matriz de baja oferta forrajera (Buono et al., 2010; Utrilla et al., 2005). En contraste, la región cordillerana presenta mayor disponibilidad hídrica y cobertura vegetal más continua, lo que reduce la dependencia productiva de los humedales.

1264

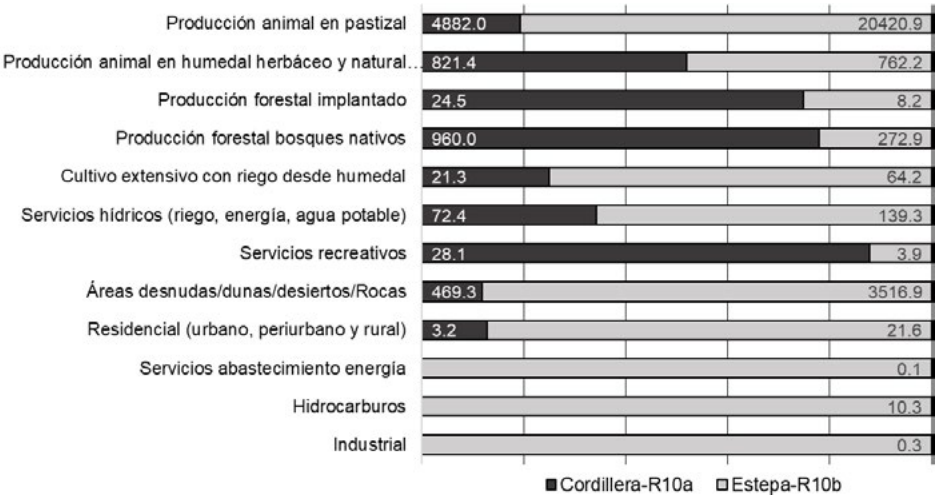


Figura 4. Distribución de la superficie (km²) de los usos por región (estepa y cordillera).

La reducción de clases a usos dominantes por departamento permitió identificar patrones territoriales consistentes con este gradiente ambiental. Estudios previos en Patagonia han señalado que la estructura de la vegetación y el régimen hídrico explican gran parte de la variabilidad en el funcionamiento ecosistémico (Gaitán et al., 2014), lo cual se refleja en la diferenciación espacial observada entre producción extensiva en secano y producción asociada a humedales.

Asimismo, la cartografía obtenida aporta un marco espacial para analizar la sostenibilidad del uso ganadero en ambientes frágiles. La evidencia regional indica que el manejo del pastoreo modula la provisión de servicios ecosistémicos en sistemas áridos (Maestre et al., 2022); en este contexto, la delimitación precisa de usos asociados a humedales constituye un insumo clave para orientar prácticas de manejo y conservación.

En conjunto, el análisis confirma que los humedales de Chubut no solo representan unidades ecológicas diferenciadas, sino también nodos productivos cuya importancia relativa varía según el contexto climático y territorial. La integración de clasificación temática, revisión

analítica y reducción operativa de clases constituye una herramienta útil para vincular información biofísica con planificación rural a escala provincial.
En términos territoriales, el patrón observado sugiere que los humedales funcionan como unidades productivas estratégicas cuya importancia relativa aumenta a medida que disminuye la disponibilidad hídrica regional, particularmente en la estepa patagónica.

CONCLUSIONES

El análisis realizado permitió sistematizar la información de cobertura y uso del suelo en una estructura operativa orientada al estudio de humedales a escala provincial. La reducción de clases a usos dominantes por departamento facilitó la comparación territorial y evidenció patrones consistentes con el gradiente climático que estructura la provincia del Chubut por regiones.
Los resultados confirman que los humedales cumplen un rol estratégico en la matriz productiva regional, especialmente en la estepa, donde concentran actividad ganadera y sostienen niveles de productividad superiores al entorno circundante. En la cordillera, su importancia relativa se integra a un contexto de mayor disponibilidad hídrica y cobertura vegetal más continua.
La metodología adoptada —basada en clasificación temática, revisión analítica y agregación operativa— constituye una herramienta replicable para otros territorios patagónicos. Su aplicación contribuye a fortalecer la base técnica para la gestión de humedales, integrando información espacial con análisis productivo a escala regional.

BIBLIOGRAFÍA

Behr, S. J., Llanos, M.E. Y Elissalde, N.O. (2016). Evaluación de la productividad ganadera ovina extensiva en la provincia de Chubut mediante sensores remotos. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.

Blanco, L., Durante, M., Ferrante, D., Quiroga, R.E., Demaría, M. y Di Bella, C.M. (2019). Red nacional de monitoreo de pastizales naturales de Argentina: productividad forrajera de la vegetación extrapampeana. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias* 45: 89–108.

Buono, G. G., Massara Paletto, V. y Behr S. J. s.f. Estimación de la productividad de pastizales naturales de Chubut a partir de imágenes satelitales.

Buono, G. G., Oesterheld, M., Paruelo, J.M. (2007). Variación espacial y temporal de la productividad de mallines patagónicos. Tesis de Maestría, Universidad de Buenos Aires.

Buono, G., Oesterheld, M., Nakamatsu, V., Paruelo, J.M. (2010). Spatial and temporal variation of primary production of Patagonian wet meadows. *Journal of Arid Environments* 74: 1257–1261.

Caruso, C.A. (2012). Variación espacial y temporal de la productividad primaria neta aérea y forrajera de estepas áridas y semiáridas del noroeste de Chubut. Tesis de Maestría, Universidad de Buenos Aires.

Chimner, R. A., Bonvissuto, G. L., Cremona, M., Gaitan, J. J., y López, C. R. (2011). Ecohydrological conditions of wetlands along a precipitation gradient in Patagonia, Argentina. Ecología austral, 21(3), 329-337.

Ciari, G. (2010). Funcionamiento hidrológico de los mallines y sus cuencas asociadas. Carpeta Técnica, Medio Ambiente, (13).

Durante, M., Lattanzi, F., Atencio, L., Jimenez, J. P., y Oyarzabal, M. (2022). Monitoreo satelital de cantidad y calidad de biomasa disponible en sistemas ganaderos pastoriles de ALC [ATN/RF-19787-RG].

Frank, F., Volante, J., Calamari, N., Peri, P. L., González Chávez, B., García Martínez, P., ... y Monjeau, A. (2023). A multi-model approach to explore sustainable food and land use pathways for Argentina. Sustainability Science, 18(1), 347-369.

Gaitan, J. J., y Biancari, L. (2024). Nueva base de datos de precipitaciones mensuales de la República Argentina (PMRAv1), 2000-2022. Meteorologica, 49.

Gaitán, J. J., Bran, D., Oliva, G., Ciari, G., Nakamatsu, V., Salomone, J., ... y Maestre, F. T. (2013). Evaluating the performance of multiple remote sensing indices to predict the spatial variability of ecosystem structure and functioning in Patagonian steppes. Ecological indicators, 34, 181-191.

Gaitan, J. J., Oliva, G. E., Bran, D. E., Maestre, F. T., Aguiar, M. R., Jobbagy, E. G., ... y Massara, V. (2014). Vegetation structure is as important as climate for explaining ecosystem function across Patagonian rangelands. Journal of Ecology, 102(6), 1419-1428.

Hobouchian, M. P., Díaz, G. M., Carrasco Galleguillos, F., de Elía, R., y Vidal, L. (2024). Estimación de precipitación diaria en base a la combinación de datos satelitales y pluviométricos en Argentina.

Irisarri, J. G. N., Oesterheld, M., Paruelo, J. M., y Texeira, M. A. (2012). Patterns and controls of above-ground net primary production in meadows of Patagonia. A remote sensing approach. Journal of Vegetation Science, 23(1), 114-126.

Maestre, F. T., Le Bagousse-Pinguet, Y., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D. J., Saiz, H., Berdugo, M., ... y Gross, N. (2022). Grazing and ecosystem service delivery in global drylands. Science, 378(6622), 915-920.

MapBiomas Argentina. (2023). Códigos y paleta de colores de las clases de cobertura y uso del suelo utilizadas en la colección 1 de MapBiomas Argentina. MapBiomas Argentina. URL: https://argentina.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/12/2024/05/Legend-Code_Argentina-Col-1-2.pdf

MapBiomas Argentina. (2024). Descripción de las clases de cobertura y uso del suelo utilizadas en la leyenda de la colección 1 de MapBiomas Argentina. https://argentina.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/12/2024/05/Descripcion-Leyenda-MapBiomas-Argentina-Col-1.pdf

Mazzoni, E., y Rabassa, J. (2013). Types and internal hydro-geomorphologic variability of mallines (wet-meadows) of Patagonia: Emphasis on volcanic plateaus. Journal of South American Earth Sciences, 46, 170-182.

Navarro, M. F., Navarro, C. S., Barrios, R. A., Dieta, V., Garcia Martinez, G. C., Iturralde Elortegui, M. D. R. M., ... y Calamari, N. C. (2022). Distribución de humedales en la República Argentina.

1266

Oliva, G., Dos Santos, E., Sofía, O., Umaña, F., Massara, V., García Martínez, G., ... y Maestre, F. T. (2020). The MARAS dataset, vegetation and soil characteristics of dryland rangelands across Patagonia. Scientific Data, 7(1), 327.

PD-L03-I131. 2023. Determinación de usos productivos, valoración económica y recomendaciones participativas para la gestión sostenible de los humedales. Proyecto disciplinario INTA. Programas nacionales: Recursos Naturales y Gestión Ambiental.

Peri, P. L., Gaitán, J., Díaz, B., Almonacid, L., Morales, C., Ferrer, F., ... y Martínez Pastur, G. (2024). Vegetation Type mapping in Southern Patagonia and its relationship with ecosystem services, soil carbon stock, and biodiversity. Sustainability, 16(5), 2025.

Polla, G. M., y Horne, F. E. (1992). 1Dinamica del agua en mallines de la patagonia I-analisis de la dinamica freatica a partir de un balance hidrico. Docentes de la Cátedra de Hidráulica e Hidrología Agrícola. UNCo. Río Negro. Real Academia Española.

QGIS project. 2026. Guía de usuario de QGIS 23. Entorno de trabajo de procesamiento de QGIS 23.5. El diseñador de modelos. Actualizado por última vez en 2026 ene 07, 06:31 +0000. En web: https://docs.qgis.org/3.40/es/docs/user_manual/processing/modeler.html

Utrilla, V., Brizuela, M., y Cibils, A. (2005). Riparian habitats (Mallines) of Patagonia: A key grazing resource for sustainable sheep-farming operations. Outlook on agriculture, 34(1), 55-59.

CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA Y TAXONÓMICA DE SUELOS EN EL CAMPO LA CIÉNAGA, DEPARTAMENTO BELÉN PROVINCIA DE CATAMARCA.

Curchod, C.[1*], Viale, S.[2], Plaza, J.[3], Dennet, G.[2], Cuenca, E.[4], Pernasetti, O.[1], Alurralde, A.[1]

[1] Cátedra de Edafología; [2] Cátedra de Uso y Manejo de Suelos; [3] Cátedra de Maquinarias Agrícola; [4] Catedra de Informática - Facultad de Ciencias Agrarias (UNCA). * Maestro Quiroga N°50 San Fernando del Valle de Catamarca, ccurchod@agrarias.unca.edu.ar

RESUMEN: El estudio de suelos realizado en Campo La Ciénaga, ubicado en el sector norte del departamento Belén (Catamarca), tuvo como objetivo realizar una caracterización y clasificación de los suelos donde se proyecta realizar la Colonia Agrícola La Ciénaga, para determinar su capacidad productiva, uso agrícola y realizar indicaciones respecto al uso del suelo. Siguiendo la metodología de Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014), con el fin de generar información básica para la planificación del uso agrícola. El área de estudio se emplaza en un ambiente intermontano árido, entre 1500 y 1600 m s.n.m., donde la interacción entre geología, geomorfología y clima condiciona fuertemente la distribución y evolución de los suelos. Desde el punto de vista geológico y geomorfológico, la zona forma parte del extremo norte de las Sierras Pampeanas Noroccidentales, con sierras, piedemontes y valles rellenos por depósitos cuaternarios. Predominan sedimentos aluviales y coluviales derivados de rocas silíceas y volcaniclásticas, con escaso grado de meteorización. En este contexto se desarrollan suelos jóvenes, poco evolucionados, mayormente arenosos, con bajo contenido de arcilla y materia orgánica, reacción alcalina y excelente drenaje, pero limitada capacidad de retención hídrica. La metodología aplicada integró análisis de gabinete, trabajo de campo mediante calicatas y estudios físico-químicos de laboratorio, permitiendo correlacionar unidades geomorfológicas con tipos de suelos. Predominan Entisoles, el factor común de todas ellas es la abundante presencia de arenas con sus variaciones de arenas gruesas, medias, finas y hasta muy finas, superando el 65%, llegando a tener un 90% en algunas capas. Se separó el material grueso, fracción correspondiente a tamaños superiores a los 2mm. Estas condiciones imponen severas limitaciones para el uso productivo, requiriendo manejo técnico cuidadoso, riego presurizado y prácticas de conservación, siendo más aptos para cultivos frutales adaptados como olivo y vid.

PALABRAS CLAVE: textura, cobertura, clasificación.

INTRODUCCIÓN

El área de estudio corresponde a Campo La Ciénaga, ubicado a 17km de la ciudad de Belén (Prov. de Catamarca), entre 1500–1600 m.s.n.m., a ambos lados de la Ruta Nacional 40. Su extensión es de aproximadamente 2545has con pendientes dominante de Oeste a Este, siendo el punto más bajo el río Belén (0%) y el más alto 28% El paisaje responde a un ambiente intermontano árido, donde unidades geomorfológicas contrastantes —sierras, piedemontes y valles rellenos— condicionan directamente la distribución y evolución de los suelos.

La zona se localiza en el extremo norte de las Sierras Pampeanas Noroccidentales, en contacto con el borde suroriental de la Puna. El basamento cristalino está conformado por metamorfitas de bajo grado (filitas, milonitas, ortogneises) y cuerpos graníticos precámbrico–cámbricos, sobre los cuales predominan granitoyes. Las sierras poseen cordones alargados

N–S, con cumbres erosionadas y valles rellenos por depósitos cuaternarios de piedemonte conocidos como Punaschotter.
En discordancia sobre el basamento se apoya la Formación Hualfín, una potente secuencia neógena de areniscas y conglomerados. Esta unidad conforma junto con el Grupo Santa María, la subcuenca Hualfín–Corral Quemado–Villa Vil, limitada por las sierras de Papachacra y Hualfín al norte, el Farallón Negro al este, el cerro Durazno al oeste y la Sierra de Belén al sur. En Puerta de San José afloran areniscas y conglomerados rojizos atribuidos a la Formación Hualfín, sobre los cuales se apoyan dos coladas. El río Belén corta areniscas grises ("Jazi") que bordean los valles. En el Cuaternario predominan depósitos aluviales de valle, piedemonte y conos de deyección. Los rellenos de valle presentan arenas y limos finos, mientras que el cono del río Belén contiene sedimentos más finos provenientes de la erosión terciaria de Corral Quemado.
El sector en estudio corresponde a la ecorregión monte de sierras y bolsones: la vegetación de esta ecorregión se caracteriza por presentar una fisonomía de arbustal, siendo la comunidad más importante el jarillal, (Larrea c, y larrea d.) ocupando amplias superficies de los bolsones y valles intramontanos**.** Está formado por arbustos de 1,5 a 2,5 m de altura, con follaje permanente, resinoso, de hojas pequeñas; las ramas son inermes y los brotes de año están cubiertos de resina. La especie de mayor porte, parcialmente afilo es la retama o retamo (Bulnesia retama).
El objetivo del trabajo fue llevar a cabo la caracterización y clasificación de los suelos donde se proyecta el desarrollo de la Colonia Agrícola La Ciénaga, con el fin de determinar su capacidad productiva, definir su aptitud para el uso agrícola y formular recomendaciones para su manejo y aprovechamiento sostenible.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de suelos en el área de Campo La Ciénaga se desarrolló siguiendo una metodología integrada que combina análisis geomorfológico, relevamiento de campo y caracterización físico–química de laboratorio
Reconocimiento preliminar y delimitación de unidades: Se realizó un análisis de gabinete utilizando: cartografía geológica y geomorfológica existente, modelos digitales de elevación para identificar pendientes, rupturas de pendiente, conos aluviales, abanicos y rellenos de valle, imágenes satelitales (color natural e infrarrojo cercano) para reconocer patrones de drenaje, zonas salinas, texturas superficiales y límites de unidades fisiográficas.
A partir de este análisis se establecieron unidades de paisaje edáfico preliminares, que guiaron el diseño del muestreo.
Trabajo de campo: selección de sitios y apertura de calicatas: para cada unidad geomorfológica se seleccionaron sitios representativos donde se abrieron calicatas de 1,2 a 1,5 m de profundidad, o hasta alcanzar la roca o gravas cementadas. Las calicatas se describieron siguiendo los criterios del *Soil Survey Manual USDA (1993) y de la Guía para Descripción de Suelos FAO (2015).*
Descripción morfológica: las características externas del sitio en estudio fueron: pendiente topográfica, escurrimiento superficial, erosión hídrica, se infirieron la permeabilidad y el drenaje; la pedregosidad, rocosidad, vegetación predominante, porcentaje de cobertura. Posteriormente, se describieron las características internas como: profundidad, espesor, límites de horizontes: formas y tipo; color: en seco y húmedo; textura; estructura: tipo, clase y grado; consistencia; presencia de carbonatos; humedad; raíces: abundancia y grosor, compactaciones, etc.
Se tomaron muestras de cada horizonte para análisis de laboratorio.
Se utilizó para la clasificación de los suelos: Claves para la Taxonomía de Suelos, Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014)
Análisis de laboratorio: se analizaron propiedades físico–químicas y químicas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El relevamiento y reconocimiento de suelos se ha realizado en su totalidad mediante observaciones detalladas en calicatas y observaciones de control con barreno. En total se realizaron 19 calicatas. (fig. 1)

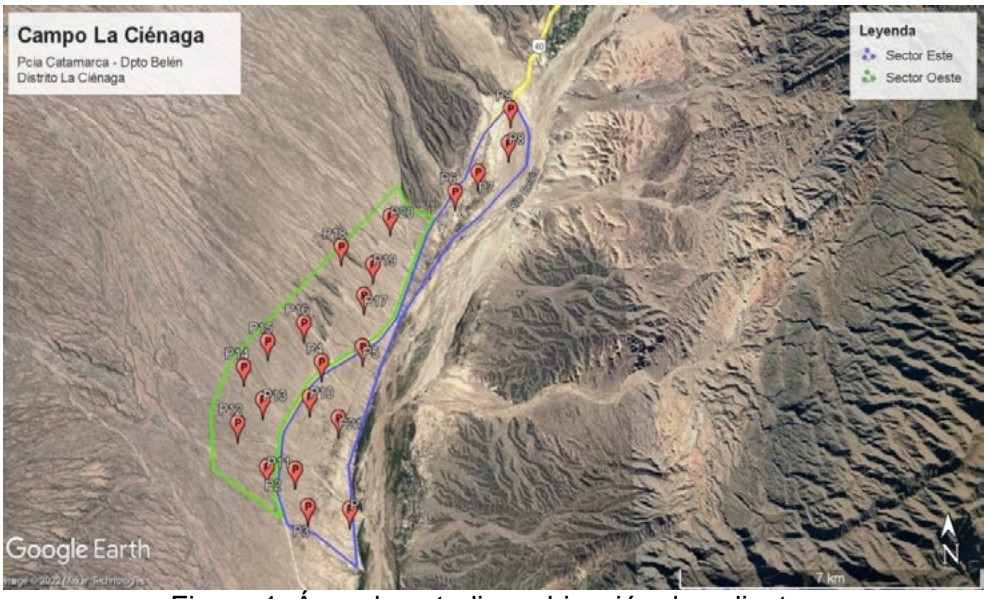


Figura 1. Área de estudio y ubicación de calicatas

Los suelos descriptos fueron clasificados en el Orden Entisol; Suborden: Fluvent y Psamment; Grandes Grupos: Torrifluvent y Torrisamment; Subgrupo: típico. Se trata de una Consociación con inclusiones o pequeños sectores con características especiales, los cuales se clasificaron como grupos indiferenciados y tierras misceláneas. Dentro de los grupos indiferenciado se determinaron sectores con cárcavas profundas de material más fino probablemente llevado por erosión y depósito a lugares más bajos del campo. Como tierras miscelaneas las llamadas tierras pedregosas: áreas que tienen piedras y cantos rodados suficientes para obstaculizar otras características de los suelos. La presencia de piedras puede ser entre el 15 y 90%. (Foto 2) y un área de más del 90% de piedra (ripio) siendo una cantera

Tabla 1. superficie de las tierras misceláneas y grupos indiferenciados

	CARCAVAS	***CANTERA***	***COMPACTADO***	***PEDREGOSIDAD***	***TOTAL has***
Superficie	61,5	13,4	4,7	88,6	168.2

En la totalidad de las observaciones realizadas se verificaron características semejantes donde el factor común de todas ellas es la abundante presencia de arenas con sus variaciones de arenas gruesas, finas, medias hasta muy finas, superando el 65% llegando a tener un 90% en algunas capas. Se separó el material grueso, fracción correspondiente a tamaños superiores a los 2mm. La clase textural determinada (M. Bouyoucus) se clasifico como Franco Arenosa, Arenosa franca y Arenosa en un 95%, solo 5% se determinó una clase textural Franca. (fig.2)

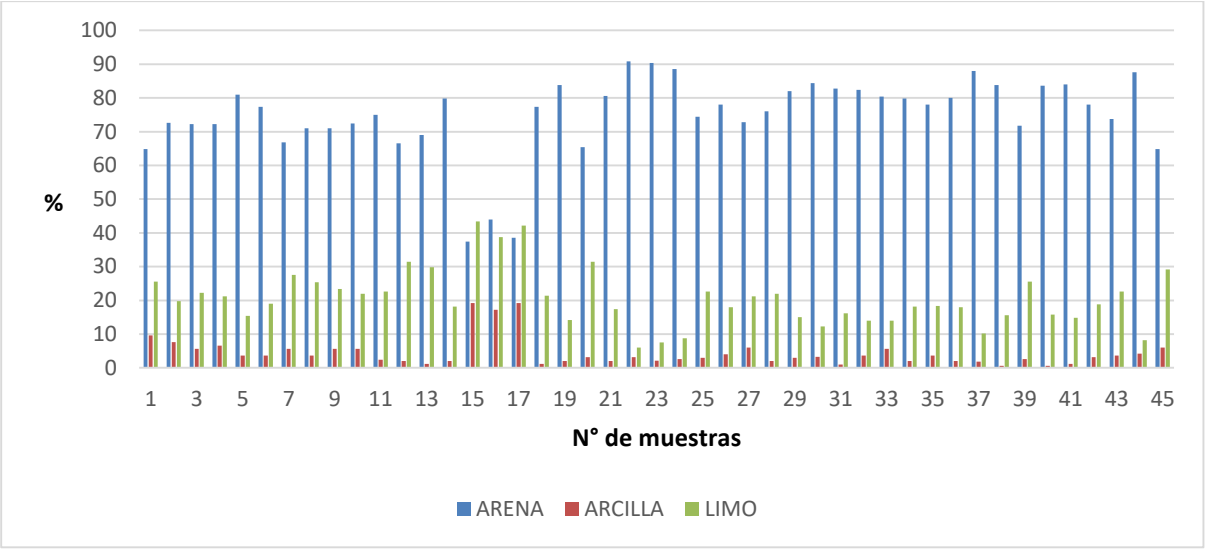


Figura 2. Componentes de la textura

La estructura de los suelos es frágil de grado suelto la mayoría, en muy pocos casos grado moderado, se rompen a la mínima presión, la consistencia en seco es suelta. No presentan adhesividad ni plasticidad. La mayoría presenta colores muy claros y muy parejos sin mucha variabilidad a lo largo del perfil por la ausencia de materia orgánica y arcillas. En muchos casos fue difícil su determinación por la abundancia de gravillas, arenas gruesas, etc. Las cuales tienen una gran variación de colores por los diferentes minerales que las componen.

Foto 1. Perfil típico.

Dentro de las partículas mayores de 2 mm se encontraron gravas, gravillas guijas y guijarros, entre angulosas y redondeadas. En los sectores donde hay cierta elevación (lomas bajas) la pedregosidad aumenta, sin afloramientos rocosos, solo acumulación de piedras en la superficie formándose lo que se denomina “pavimento del desierto”, en forma de capa impermeable donde el agua escurre fácilmente pudiendo infiltrar entre las grietas de las piedras. En estas elevaciones se observa vegetación típica como la jarilla. La cobertura es muy baja de 0% a un 20%. (Ver fig. 3)

Foto 2. Elevaciones con pavimento.

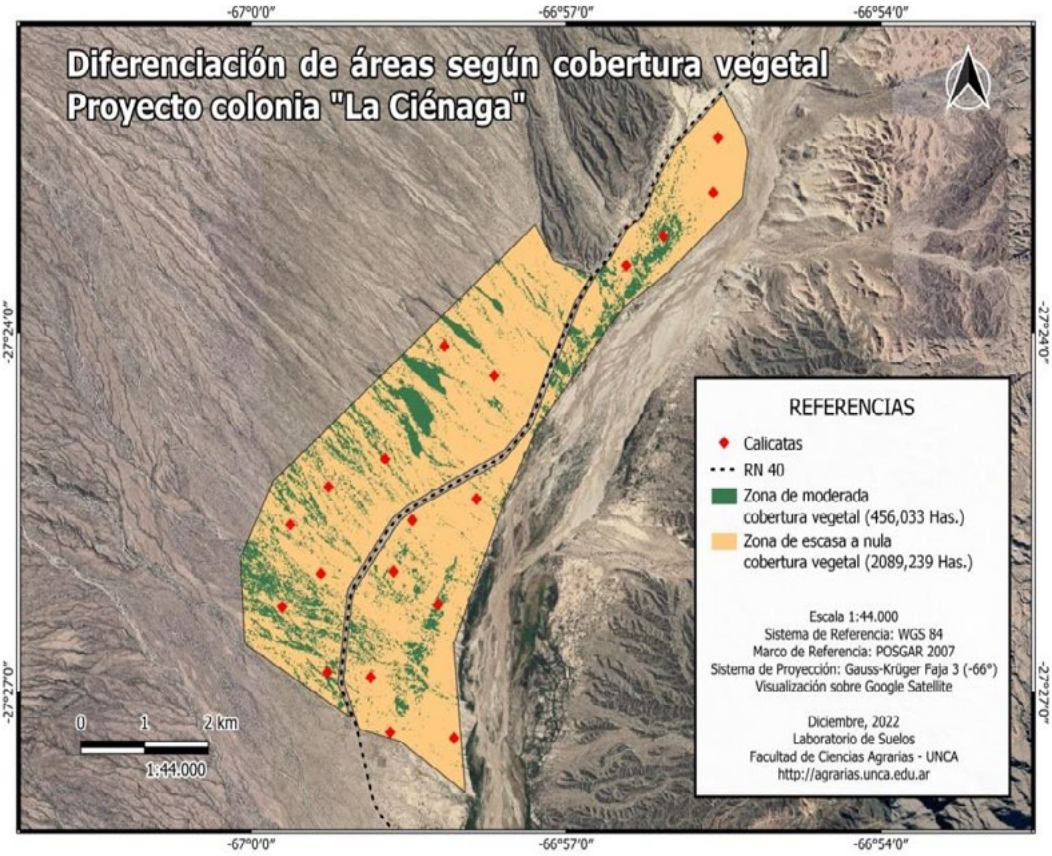


Figura 3. Mapa de cobertura vegetal.

CONCLUSIONES

Suelos con alta susceptibilidad física a la erosión, debido a la dominancia de la fracción arena sobre el limo y la arcilla. Predominan las texturas arenosas, con ausencia de estructura o con una estructura débil. Se debe realizar fertilización permanente preferiblemente combinando orgánicos (mejora de la estructura) y químicos. Los riegos preferentemente presurizados (goteo) dado que por inundación sería complicado por el daño erosivo. Muy susceptibles a la erosión eólica e hídrica deben ser labrados lo menos posible. Se debe mantener y cuidar los cursos importantes de agua ya que si bien son secos la mayoría de meses del año en las tormentas de verano crecen en forma abundante y por la pendiente pueden ocasionar serios daños. Se considera que pueden ser utilizados únicamente para cultivos frutales (olivo, vid) dado que se adaptarían a las condiciones climáticas y a al tipo de suelos.

BIBLIOGRAFÍA

Botero, P. J., Benavides, S. T. y Elbersen, G. W. (1975). Una metodología para el levantamiento edafológico. *CIAF, Bogotá, Colombia*.

Ciarlo, E., Constantini, A., Conti, M., Cosentino, D., Cruzarte, G., Giardina, E., Giuffré, L., González, M., Heredia, O., Marbán, L., Moreno, G., Moscatelli, G., Palma, M., Pascale, C., Pasos, M., Puentes, I., Ratto, S., Ríos, P., Rodríguez, D. y Romaniuk, R. (2014). *Edafología, bases y aplicaciones ambientales argentinas.* (2a ed). Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de Buenos Aires.

Cosentino, D. J. (2013). Prácticas edafológicas con fines didácticos.

De Recursos Naturales, S. D. C. (2014). Claves para la Taxonomía de Suelos. *Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Décima*, *400* p.

IUSS Working Group WRB (2015). Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO, Roma.

Palmieri, C. N., Carma, M. I. y Quiroga, A. (2008). Las ecorregiones presentes en Catamarca. *Atlas Catamarca*.

Porta, J., López Acevedo, M. y Roquero, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medioambiente*. (3a ed). Mundi-Prensa.

Schoeneberger, P. J., Wysocki, D. A., Benham, E. C. y Broderson, W. D. (1998). Field book for describing and sampling soils. Natural Resources Conservation Service, USDA, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.

Soil Survey Staff (1993). *Soil Survey Manual*. Soil Conservation Service. U.S. Departament of Agriculture Handbook 18.

Soil Survey Staff (2014). Keys to Soil Taxonomy. USDA-NRCS, 12th Edition, 360 p.

MORFOLOGÍA DE SUELOS EN EL ABANICO DEL RÍO PILCOMAYO, CHACO CENTRAL PARAGUAYO

Escobar, N.[1*], Anaquin, S.[2], Moretti, L. M.[3], Morrás, H. J. M.[4, 5]

[1*] Facultad de Ciencias Agrarias, UNA Filial Boquerón; [2] Cooperativa Neuland Ltda.; [3] INTA Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul, Provincia de Misiones; [4] INTA Instituto de Suelos, Castelar, Provincia de Buenos Aires; [5] Facultad de Cs. Agr. y Vet.-USal, Pilar, Provincia de Buenos Aires. [*] Ruta Nº 9, ramal acceso a Colonia Neuland, Distrito Boquerón, Paraguay, natalia.escobar@agr.una.py

RESUMEN: El Chaco central paraguayo constituye una extensa llanura sedimentaria cuyo desarrollo geomorfológico y edáfico está condicionado por procesos fluviales y eólicos actuantes durante el Cuaternario. En el paisaje destacan los paleocauces y albardones, asociados a materiales arenosos con mayor infiltración, y las llanuras de inundación, dominadas por sedimentos arcillosos con baja permeabilidad y elevada susceptibilidad al anegamiento. En este contexto, el estudio se realizó en un área representativa del Chaco central, con el objetivo de analizar la relación entre las unidades geomorfológicas y los suelos, a partir de la descripción macromorfológica de perfiles representativos. Se elaboró un mapa geomorfológico a escala 1:50.000 y se relevaron siete perfiles de suelo ubicados en paleocauces, planicies de inundación y una planicie con cobertura loéssica. En los paleocauces se describió un suelo arenoso poco desarrollado y también un suelo limoso con mayor evolución pedogenética. En un sector plano adyacente a un tributario del paleocauce se identificó un suelo vértico, con una morfología de cuenco-chimenea, estructura en bloques cuneiformes y slickensides. En las planicies de inundación se describieron suelos con horizontes Bt, evidencias de óxido-reducción y paleosuelos, lo que sugiere distintos grados de estabilidad geomorfológica y condiciones de drenaje. En el sector occidental, la cobertura loéssica propició el desarrollo de un Cambisol sobre sedimentos limosos no estratificados. Los resultados muestran una marcada variabilidad en la textura, estructura, drenaje y profundidad de los horizontes diagnósticos, condicionada por la posición geomorfológica y el material parental. Asimismo, evidencian la coexistencia de suelos típicos del Chaco, como Regosoles, Cambisoles y Luvisoles, junto con otros no reportados previamente en la cartografía regional, como Vertisoles y un posible Chernozem. Este estudio provee información clave para futuros relevamientos semidetallados y para la planificación del uso y manejo sostenible de los suelos en este sector del Chaco central paraguayo.

PALABRAS CLAVE: relación paisaje-suelo, suelos aluviales, Chaco paraguayo.

INTRODUCCIÓN

El Chaco paraguayo constituye una extensa llanura sedimentaria dentro del Gran Chaco Americano, cuyo desarrollo geomorfológico y edáfico está fuertemente condicionado por procesos fluviales y eólicos activos durante el Cuaternario. La sedimentación fluvial se vincula principalmente a los sistemas hidrográficos de los ríos Pilcomayo, Parapití y Grande y está compuesta en su mayoría por materiales arcillo-limosos, intercalados con depósitos arenosos que corresponden a paleocauces formados en distintos periodos climáticos. A estos procesos se suma la acción eólica registrada en fases áridas del Holoceno, responsable de la redistribución de arenas finas y limos con características loéssicas, lo que contribuyó a la heterogeneidad textural del sedimento (Alvarenga et al., 1998).

En la región chaqueña paraguaya convergen cinco ecorregiones, diferenciadas en base a sus características ambientales (Dinerstein et al., 1995). El Chaco central pertenece a la ecorregión del Chaco seco, caracterizada por un clima semiárido y relieve de muy baja pendiente (Mereles et al., 2013), donde se han diferenciado dos unidades principales de

paisaje: los paleocauces y albardones o “campos altos”, con suelos de textura gruesa, mayor infiltración y disponibilidad hídrica local; y las llanuras de inundación o “montes”, donde predominan suelos arcillosos, de escasa permeabilidad, elevada capacidad de retención hídrica y alta susceptibilidad a anegamientos estacionales (López et al., 1995; Iriondo, 1993). Estas condiciones edafoclimáticas favorecen, en algunos casos, el ascenso capilar y acumulación de sales en la superficie (Laino et al., 2022). Sumado a ello, la expansión del uso agropecuario, la habilitación de pasturas, la agricultura mecanizada y la construcción de caminos y terraplenes han modificado los patrones naturales de drenaje y acelerado los procesos de salinización y erosión eólica. En cuanto al conocimiento de los suelos, la cartografía disponible para la región se encuentra a escala de reconocimiento (MAG/DOA/BGR, 1998), lo cual resulta insuficiente para la planificación y toma de decisiones referidas al uso y manejo del recurso.

El objetivo de este trabajo es profundizar en el estudio de la relación paisaje-suelo, en un área representativa del Chaco central paraguayo, mediante el análisis macromorfológico de suelos desarrollados en distintas unidades geomorfológicas. La información obtenida podrá extrapolarse a ambientes similares de la región y resultará útil para futuros relevamientos semidetallados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en la Estancia Potsdam, propiedad de la Cooperativa Neuland Ltda., con una superficie aproximada de 14.000 ha, ubicada en el suroeste de la colonia Neuland, Departamento de Boquerón (22° 46′ 39″ S, 60° 26′ 19″ O). El establecimiento se encuentra dentro de la cuenca del Río Pilcomayo (Fig. 1). La región es conocida como Chaco central paraguayo y se caracteriza por un clima tropical semiárido, con precipitaciones que oscilan entre 400 y 900 mm anuales. La vegetación natural se caracteriza por un matorral denso y espinoso con estrato arbóreo aislado que incluye especies como *Aspidosperma quebracho-blanco, Ceiba chodatii*, *Tabebuia aurea, Myracrodruon balansae, Schinopsis balansae, Gonopterodendron sarmientoi, Sarcomphalus mistol, Salta triflora, Neltuma ruscifolia, Neltuma alba y Neltuma nigra, Calycophyllum multiflorum, Vachellia aroma, Parkinsonia glauca*, *Stetsonia coryne* y *Opuntia quimilo* (Mereles & Degen, 1998; Zuloaga et al., 2008). El uso actual de los suelos es la producción agropecuaria, donde la ganadería bovina constituye la principal actividad económica, acompañada por una agricultura en crecimiento.

De acuerdo con el mapa geológico a escala 1:500.000 (MAG/DOA/BGR, 1998), en el área se han descrito sedimentos fluviales arenosos y arcillo-limosos, correspondientes a facies de cauce principal (paleocauce del río Pilcomayo) y facies de inundación, con edades que abarcan desde el Tardiglaciar al Holoceno medio. Además, en áreas bajas se presentan sedimentos limo-arcillosos del Holoceno superior.

Según el mapa de suelos a escala 1:750.000 (MAG/DOA/BGR, 1998), basado en el sistema de clasificación de FAO (1988), en el área se identifican principalmente Luvisoles háplicos asociados a Cambisoles eútricos (suelos de “montes”), Regosoles eútricos asociados a Cambisoles calcáricos y Cambisoles eútricos asociados a Gleysoles eútricos (suelos de “campos”).

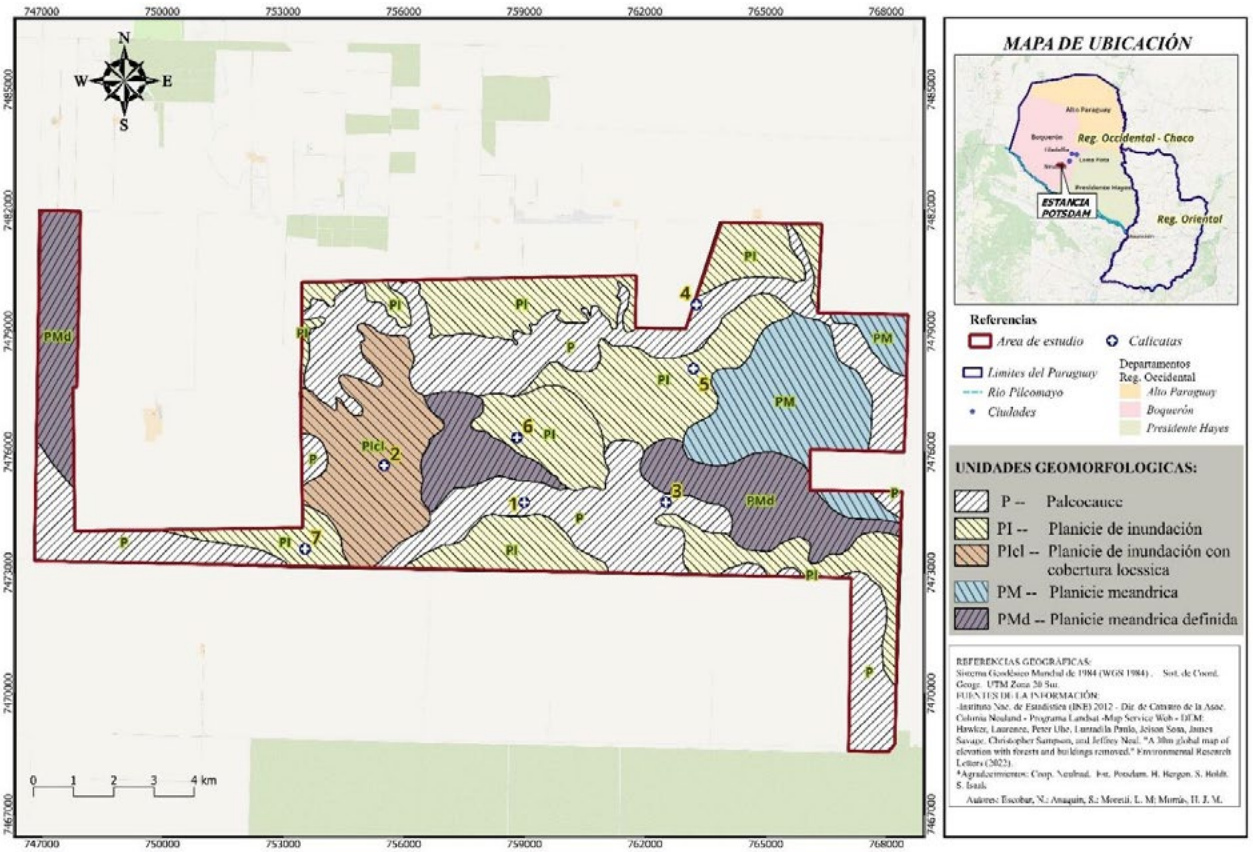


Figura 1. Ubicación del área de estudio y mapa de unidades geomorfológicas de la Estancia Potsdam.

Metodología

En una primera etapa de gabinete se elaboró un mapa de unidades geomorfológicas a escala 1:50.000, utilizando imágenes satelitales del programa Landsat (LT01-LT05) y el Modelo Digital de Elevaciones de 30 m (Hawker et al., 2022). Sobre este mapa base se definieron los sitios de estudio a campo.

La segunda etapa consistió en el estudio de perfiles de suelo en un total de siete calicatas, situadas en diferentes unidades geomorfológicas. En cada sitio se caracterizó el paisaje y se describió la morfología del perfil de suelo en base a las normas propuestas por Schoeneberger et al. (2012), presentando aquí solo los resultados más relevantes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se reconocieron y delimitaron cinco unidades geomorfológicas (UG): 1) paleocauces; 2) planicie de inundación; 3) planicie de inundación con cobertura lóessica; 4) planicies meándricas; 5) planicies meándricas definidas (Fig. 1). En este trabajo se describirán las tres primeras, debido a que son las más extensas y representativas del área en estudio.

UG 1. Paleocauces

La unidad abarca un paleocauce con un trazo claramente distinguible en el norte del área de estudio, y otro de trazo sinuoso y más difuso en el límite sur. En el primero se describió el perfil 4, correspondiente a un suelo de textura arenosa y poco desarrollo pedogenético, con una secuencia de horizontes Ap-A-AC-C1-C2 (Fig. 2-D). Su ubicación y morfología lo asemejan a los suelos típicos de los “campos altos”, clasificados como Regosoles.

En el segundo paleocauce, se reconocieron dos suelos ubicados en diferentes posiciones del paisaje. El perfil 1 se encuentra próximo al paleocauce, en un sector geomorfológicamente más estable, que ha permitido un mayor desarrollo pedogenético. Es un suelo formado a partir

de limos fluviales –evidenciado por la estructura laminar de los horizontes Ck– con una secuencia Ap-BA-Bw-BCk-Ck1-Ck2 (Fig. 2-A). El espesor, color (10 YR 3/3 en húmedo) y estructura (bloques subangulares finos) del epipedón (horizonte Ap+BA) de este suelo, son compatibles con un horizonte diagnóstico mólico. Si bien esto deberá ser confirmado mediante análisis de laboratorio, la morfología sugiere que se trata de un Cambisol calcárico o incluso un Chernozem, dado que el carbonato fue detectado a los 48 cm de profundidad (Horizonte BCk).

Por otra parte, el perfil 3 (Fig. 2-C) se ubica en un sector plano, adyacente a un paleocauce tributario del principal, constituyendo un ambiente de decantación y acumulación de sedimentos finos. Presenta una morfología característica de suelos vérticos, de tipo cuenco y chimenea, con límites de horizontes ondulados, estructura primaria prismática o en bloques subangulares y secundaria en bloques cuneiformes, además de slickensides. La textura del perfil es arcillo-limosa. En el cuenco se describió una secuencia Ap-Btss1-Btss2-Btssk1-Btssk2, en donde el carbonato fue identificado a los 46 cm (horizonte Btssk1), mientras que en la chimenea la secuencia es Ap-Btss-Btssk1-Btssk2-Btssk3, con carbonato detectado más cerca de la superficie, a los 25 cm de profundidad. Cabe destacar que los Vertisoles no han sido reportados en la cartografía disponible para este sector del chaco paraguayo.

UG 2. **Planicies de inundación**

Esta unidad integra a planicies caracterizadas por la presencia de sedimentos finos (limos y arcillas). En el área de estudio se delimitaron distintos sectores de planicies de inundación según la textura del material parental y el grado de desarrollo de los suelos.

El perfil 5 presenta una secuencia de horizontes Ap-A-Bw1-Bw2-Bwk-2Bwkb-2BCkb (Fig. 2-E), con estructura en bloques subangulares de clase y grado variables, y una textura que va de franca en superficie a franco-limosa en profundidad. El carbonato de calcio se detectó a partir de los 75 cm, y a los 98 cm se reconoció un paleosuelo, que se prolonga hasta los 140 cm, en la base del perfil. La morfología indica un ambiente relativamente estable, dominado por procesos pedogenéticos que permitieron el desarrollo de un solum profundo. De acuerdo con las características descritas, podría clasificarse como Cambisol calcárico.

En el perfil 6 (Fig. 2-F) se describió una secuencia Ap-A-Bt-BCk-C formada a partir de un sedimento limo-arcilloso. El horizonte C presenta estructura laminar gruesa con tendencia a masiva. El carbonato de calcio se concentra entre los 45 y 79 cm (horizonte BCk), lo que se interpreta como resultado de la granulometría fina y la estructura del material parental, que reducen el drenaje y favorecen la acumulación de carbonatos. Asimismo, en el límite BCk-C se describieron abundantes concreciones y moteados de hierro, indicando condiciones de óxido-reducción. A diferencia del perfil anterior, el solum solo alcanza los 79 cm, lo que sugiere que esta planicie de inundación es más reciente, o bien que su pedogénesis se encuentra más condicionada por las propiedades del material parental, especialmente su mayor contenido de arcilla y su menor permeabilidad. Desde el punto de vista taxonómico, la morfología indica que se trata de un Luvisol, típico de los ambientes de “montes”.

El perfil 7 presenta una secuencia de horizontes A1-A2-Btk-BCk-Ck (Fig. 2-G) desarrollada sobre un sedimento arcilloso. En superficie se observaron costras físicas asociadas al secado del material fino, con grietas poligonales características. El horizonte Btk (25-40 cm) muestra estructura prismática y acumulación de carbonato de calcio en la masa del suelo. En los horizontes BCk y Ck, se identificaron concreciones y moteados de hierro indicando un drenaje imperfecto. Las características de este perfil sugieren un ambiente de planicie de inundación similar al del perfil 6, no obstante, aquí los materiales parentales son más finos y no se descarta la presencia de sodio, lo cual surge de una observación detallada de la estructura, con ligera tendencia al desarrollo de columnas en el horizonte Btk. Este aspecto deberá confirmarse mediante análisis de laboratorio.

UG 3. **Planicie de inundación con cobertura loéssica**

Esta unidad se encuentra en el límite occidental del área de estudio, en gran parte cubierta por vegetación natural. El perfil 2 presenta una secuencia de horizontes A1-A2-Bw-BC-Ck1-Ck2 (Fig. 2-B), con textura franco-limosa. El solum exhibe una estructura en bloques subangulares, finos a medios, de grado débil, mientras que el material parental es de

estructura masiva. Se trata de un suelo con poco desarrollo pedogenético (Cambisol), formado a partir de sedimentos limosos no estratificados, muy probablemente vinculados a los depósitos loéssicos descritos para la región.

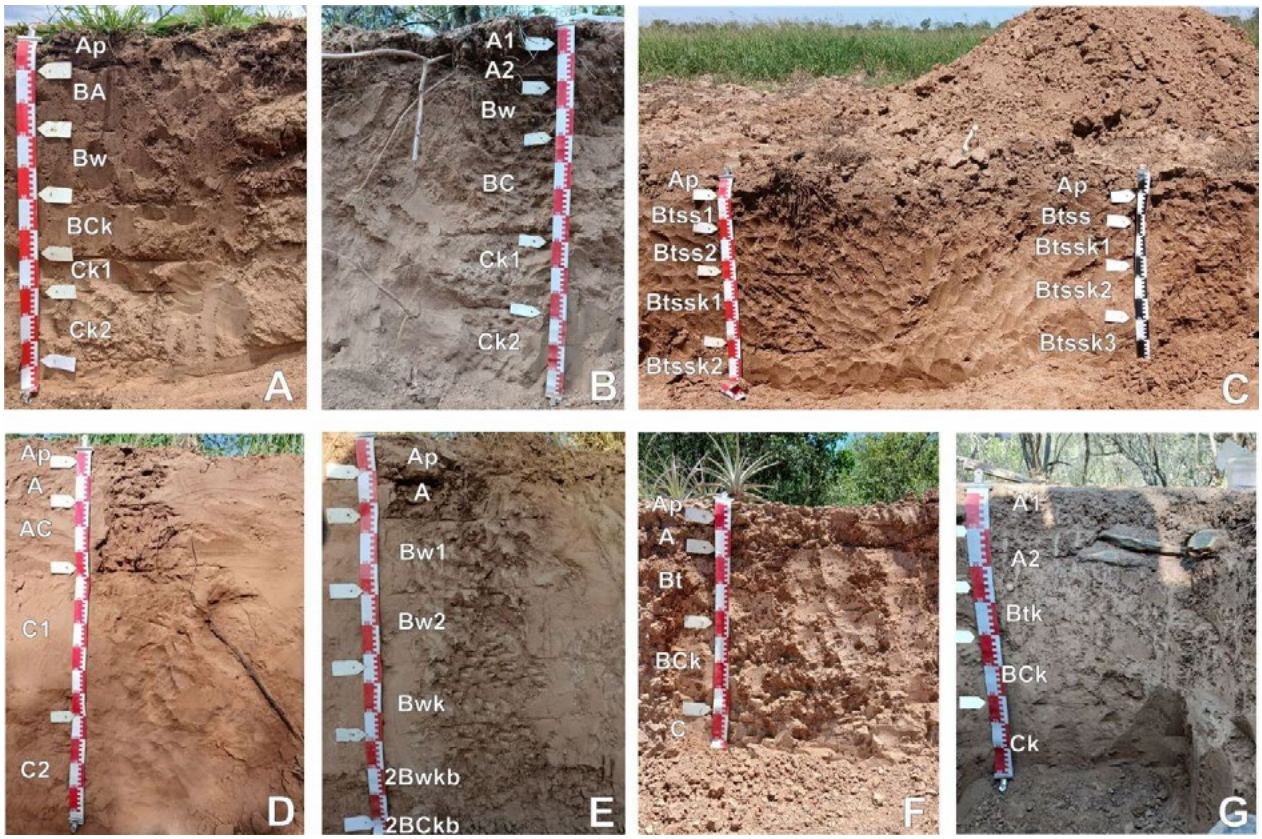


Figura 2. Calicatas estudiadas: A: perfil 1; B: perfil 2; C: perfil 3; D: perfil 4; E: perfil 5; F: perfil 6; G: perfil 7.

CONCLUSIONES

Las unidades geomorfológicas identificadas y la descripción morfológica de las siete calicatas realizadas en la Estancia Potsdam revelaron una notable variabilidad en los suelos, tanto en su grado de desarrollo como en textura, condiciones de drenaje, presencia y profundidad de carbonatos, entre otros aspectos. Además de los suelos característicos de campos altos y monte, se reconocieron un Vertisol y un suelo posiblemente clasificable como Chernozem, tipos que no habían sido reportados previamente en la cartografía disponible para el área de estudio. Si bien la interpretación morfológica permite proponer estas clasificaciones, su confirmación definitiva requerirá la realización de análisis de laboratorio (textura, carbono orgánico, carbonatos, saturación de bases y sodio intercambiable).

La información aquí generada constituye una base de referencia para futuros relevamientos semidetallados, y aporta elementos esenciales para la definición de pautas de manejo específicas por ambiente, contribuyendo así al conocimiento y a la planificación del uso del suelo en este sector del Chaco central paraguayo.

AGRADECIMIENTOS

Estancias de Investigación - Cuarta Convocatoria (BINV04-224) CONACYT – PARAGUAY.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarenga, D., Barboza, F., Bender, H., Carlini, A., Degen, R., Fracchia, F., Geyh, M., Hoffmann, R., Kruck, W., Medina Netto, A., Mereles, F., Mollat, H., Nitsch, M., de Pablos, T., Portillo, L., Raidan, G., Rojas, C. y Wiens, F. (1998). *Proyecto Sistema Ambiental del*

Chaco (Inventario, Evaluación y Recomendaciones para la Protección de los Espacios Naturales en la Región Occidental del Paraguay). Tomo I y Tomo II. MAG, SSERNMA, DOA, BMZ, BGR. San Lorenzo, Paraguay, 140 pp.

Dinerstein, E., Olson, D. M., Graham, D. J., Webster, A. L., Primm, S. A., Bookbinder, M. P. y Ledec, G. (1995). *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean.* World Bank / WWF.

FAO. (1988). *FAO/Unesco Soil Map of the World: Revised legend, with corrections and updates.* World Soil Resources Report No. 60. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (Reimpreso con actualizaciones como Technical Paper 20, ISRIC, 1997).

Hawker, L., Uhe, P., Paulo, L., Sosa, J., Savage, J., Sampson, C. y Neal, J. (2022). A 30 m global map of elevation with forests and buildings removed. *Environmental Research Letters, 17*(2), 024016. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4d4f

Iriondo, M. (1993). Geomorfología y Cuaternario Superior del Chaco (Sudamérica). *Geomorphology, 7*, 289–305.

Laino Guanes, R., Neufeld, R. y Glatzle, A. (2022). *Guía para el manejo sostenible en zonas vulnerables a la salinización en el Chaco paraguayo.* Mesa de Finanzas Sostenibles del Paraguay.

López, O., González, E., De Llamas, P., Molinas, A., Franco, E., García, S. y Ríos, E. (1995). *Estudio de reconocimiento de suelos del Paraguay.* MAG – FAO – PRUT. Asunción, Paraguay.

MAG, SSERNMA, DOA, BMZ, BGR. (1998). *Mapa de Suelos.* Escala 1:750.000. Proyecto Sistema Ambiental del Chaco. Tomo I. San Lorenzo, Paraguay, 140 pp.

MAG, SSERNMA, DOA, BMZ, BGR. (1998). *Mapa Geológico del Chaco.* Escala 1:500.000. Proyecto Sistema Ambiental del Chaco. Tomo I. San Lorenzo, Paraguay, 140 pp.

Mereles, F., Cartes, J. L., Clay, R. P., López, N., Yanosky, A., González, M. y Motte, M. (2013). *Ecorregiones del Paraguay: biodiversidad, conservación y desarrollo sustentable.* Secretaría del Ambiente, GEF, PNUD. Asunción, Paraguay.

Mereles, F. y Degen, R. (1998). *Formaciones vegetales del Chaco Boreal Paraguayo.* Proyecto Sistema Ambiental del Chaco. Investigaciones Especiales, Tomo II. MAG, SSERNMA, DOA, BMZ, BGR. San Lorenzo, Paraguay, 160 pp.

Schoeneberger, P. J., Wysocki, D. A. y Benham, E. C. (2012). *Field book for describing and sampling soils* (Version 3.0). USDA, National Soil Survey Center. Lincoln, NE.

Zuloaga, F. O., Morrone, O. y Belgrano, M. J. (Eds.). (2008). *Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay). Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden,* 107. Recuperado de https://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/FA.asp

NUEVA ESTIMACIÓN DE CONSTANTES HÍDRICAS Y CAPACIDAD DE AGUA DISPONIBLE DE LOS SUELOS DE CÓRDOBA

Faule, L.[1, 2*], Lanfranco, M. F.[1], Vicondo, M. E.[1, 3], Severina, I.[1], Giubergia, J. P.[1]

[1] INTA EEA Manfredi; [2] Universidad Católica de Córdoba; [3] Universidad Nacional de Villa María; [*] Ruta Nac. N° 9 km 636. Manfredi. Provincia de Córdoba, Argentina; faule.lautaro@inta.gob.ar

RESUMEN: Las constantes hídricas del suelo, Capacidad de Campo (CC) y Punto de Marchitez Permanente (PMP), son parámetros fundamentales para conocer la Capacidad de Agua Disponible (CAD) edáfica. Anteriormente, el contenido de agua del suelo se medía a través de la Humedad Equivalente (HE), un dato empírico presente en muchas Cartas de Suelo. La técnica de laboratorio actual más recomendable para medir CC y PMP son las ollas de presión de Richards, equipos generalmente no disponibles en los laboratorios de materiales tradicionales. También se han desarrollado numerosas ecuaciones de pedotransferencia para estimar estos parámetros de manera rápida y sencilla. En este trabajo se evaluaron dos métodos para estimar CC, PMP y Agua Útil (AU) en los suelos de la provincia de Córdoba a partir de la HE y la textura, comparando los valores obtenidos con los calculados mediante ocho fórmulas de pedotransferencia. Ambos modelos propuestos lograron una mejor correlación tanto en CC, PMP y AU para 110 muestras con constantes hídricas medidas en ollas de Richards. Estos resultados permitieron determinar los métodos más precisos para estimar la CAD de las series de suelo, en función de la información disponible de constantes hídricas y granulometría. Posteriormente, al agrupar las series según las distintas Familias por Clase de Tamaño de Partícula del Soil Taxonomy, se concluyó que los suelos de familia Arenosa poseen los valores de CAD más bajos, mientras que los de familia Fina los más altos. Los suelos de familia Limosa fina predominan en la provincia de Córdoba, seguidos por los de familia Franca gruesa. Finalmente, se elaboró un mapa provincial para representar la variación espacial de la CAD de los suelos a 2 m de profundidad, utilizando como base las series y unidades cartográficas de los mapas a escalas 1:50.000 y 1:100.000.

PALABRAS CLAVE: humedad equivalente, constantes hídricas, agua del suelo.

INTRODUCCIÓN

Las constantes hídricas del suelo, Capacidad de Campo (CC) y Punto de Marchitez Permanente (PMP), son parámetros fundamentales para conocer la Capacidad de Agua Disponible (CAD) y realizar un manejo eficiente del riego. Anteriormente, las Cartas de Suelo de la República Argentina informaban el contenido de agua del suelo a través de la Humedad Equivalente (HE), un dato empírico que representa la cantidad de agua retenida a una fuerza igual a 1.000 veces la gravedad, equivalente a un potencial mátrico de -33,3 kPa (Ratto, 2019). En la actualidad, la técnica de laboratorio más recomendable para medir CC y PMP son las ollas de presión de Richards (1947), equipos costosos y sólo disponibles en centros de investigación o universidades, que logran determinar la cantidad de agua retenida en el suelo aplicando presiones específicas (0,3 y 15,0 bares respectivamente). También se han desarrollado numerosas ecuaciones de pedotransferencia para estimar las constantes de manera rápida y sencilla, aunque estudios como los de Damiano y Taboada (2000) y Zimmerman (2008) mostraron una diversidad importante en la calidad predictiva con respecto a la textura del suelo. Por otra parte, en el año 2024 Faule et al. propusieron un método para estimar CC, PMP y Agua Útil (AU) en los suelos de la provincia de Córdoba a partir de la HE y la textura, comparando los valores obtenidos con 93 datos de constantes hídricas medidas en ollas de Richards. Este trabajo mostró una estrecha relación entre la HE y la CC (R^2 de 0,91) y una mejor predicción de PMP y AU que cinco fórmulas de pedotransferencia (Faule et

al., 2024). No obstante, la aplicación de este método está sujeta a la disponibilidad de los datos de HE, siendo necesario encontrar una aproximación para series que no cuenten con este parámetro. Con el fin de continuar la evaluación de Faule et al. 2024, se plantearon los siguientes objetivos:

1. Ajustar el modelo Faule et al. 2024 con nuevos datos de textura y Densidad Aparente (DA).
2. Proponer un método alternativo para predecir CC, PMP y AU en caso de no contar con HE.
3. Comparar la estimación de CC, PMP y AU para los suelos de Córdoba a través de distintos métodos con valores de constantes hídricas determinadas en ollas de presión de Richards.
4. Calcular la CAD de las series y Unidades Cartográficas (UC) a 1, 1,5 y 2 m de profundidad, utilizando los métodos de mejor ajuste según la disponibilidad de constantes hídricas.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el modelo ajustado "Faule et al. 2025" se consideró que, para un mismo horizonte, los valores de HE son similares a la CC. Para calcular el PMP, se multiplicó la HE de cada horizonte por un factor de ajuste según la clase textural definida por USDA (Soil Science Division Staff, 2017):

$$HE \cong CC \qquad PMP = HE * \ Factor\ de\ textura \qquad Factor\ de\ textura\ (\%) = \frac{PMP}{CC}$$

Este factor se actualizó de la versión 2024 a partir de la compilación de 2.100 muestras de suelo con CC y PMP determinadas mediante ollas de Richards en humedad gravimétrica (%Hg). Del mismo modo, se colectaron 1.690 datos de DA y se calcularon nuevos valores medios por clase textural para expresar los resultados en humedad volumétrica (%Hv):

1280

$$CC\ o\ PMP\ (\%\ Hv) = CC\ o\ PMP\ (\%\ Hg) * \ DA\ (g\ cm^{-3})$$

Posteriormente, se estimaron ambos parámetros (CC y PMP) por medio de ocho fórmulas de pedotransferencia (Saxton y Rawls, 2006; Saxton, 1986; Ritchie, 1999; Gardner 1986; Travasso y Suero, 1994; Pecorari et al., 1988; Petersen et al., 1968; Santra et al., 2018). Se planteó además un "método alternativo" para series sin HE, en el cual se calculó la CC mediante Saxton y Rawls 2006 y se la multiplicó por el factor de textura para obtener el PMP. Según las distintas series, el AU se obtuvo restando a la HE o CC estimada el valor de PMP:

$$AU = CC - PMP \qquad AU = HE - PMP \qquad AU = HE - (HE * \ Factor\ de\ textura)$$

Para comparar estadísticamente todos los métodos empleados, se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo, 2022) y se ajustaron modelos de regresión lineal en base a 110 datos de CC, PMP y AU medidos en ollas de Richards del laboratorio de suelos de la EEA INTA Manfredi.

Se calcularon las CAD de cada serie a profundidades de 1, 1,5 y 2 m, o hasta una capa restrictiva para el desarrollo de las raíces (contacto lítico, cementaciones, napa freática, etc.) a partir de la suma de la CAD de todos los horizontes (Hz) que componen el perfil modal:

$$CAD\ serie\ (mm) = \sum CAD\ Hz \qquad CAD\ Hz\ (mm) = \frac{Espesor\ (cm) * AU\ (\%\ Hg) * DA\ (g\ cm^{-3})}{10}$$

Se determinaron los rangos promedio de CAD para cada Familia por Clase de Tamaño de Partícula del Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2022), agrupando las series según este nivel de clasificación. Para las UC, se realizaron promedios ponderados considerando el porcentaje de participación de cada serie:

$$CAD\ UC\ (mm) = \sum (CAD\ serie\ 1 * \%\ serie\ 1) + \cdots (CAD\ serie\ n * \%\ serie\ n)$$

Por último, clasificando las UC de las cartas de suelo a escalas 1:100.000 y 1:50.000 por su CAD a 2 m de profundidad, se elaboró un mapa provincial para representar la variación del almacenamiento de agua potencial en relación a los cambios texturales y geomorfológicos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 muestra los valores medios de CC, PMP, PMP/CC (Factor de textura) y DA para distintas clases texturales. Los suelos arenosos presentaron la menor relación PMP/CC, mientras que los arcillosos un mayor porcentaje de PMP con respecto a la CC. En texturas medias (franca, franco limosa y franco arenosa) la relación PMP/CC fue prácticamente 1:2, con valores en ascenso para franco arcillosa, franco arcillo limosa y franco arcillo arenosa.

Tabla 1. Valores medios de CC (% g g^{-1}), PMP (% g g^{-1}), PMP/CC (%) y DA (g cm^{-3}) para distintas clases texturales.

Clase textural	n	CC (% g g^{-1})	PMP (% g g^{-1})	PMP/CC (%)	DA (g cm^{-3})	
		Media	Media	Media	n	Media
Arenoso	163	3,85	1,82	46,90	30	1,44
Arenoso franco	177	6,82	3,48	50,20	105	1,38
Franco arenoso	332	11,81	5,88	49,72	274	1,27
Franco	157	19,29	9,58	49,96	147	1,27
Franco limoso	312	27,48	13,57	49,67	374	1,25
Limoso	3	26,17	13,97	53,72	4	1,35
Franco arcillo arenoso	184	17,95	10,54	58,35	12	1,25
Franco arcilloso	164	26,11	14,93	56,67	58	1,19
Franco arcillo limoso	273	30,99	16,00	52,20	315	1,28
Arcillo arenoso	74	24,00	14,46	60,85	s/d	s/d
Arcillo limoso	112	36,05	20,55	57,37	275	1,31
Arcilloso	149	32,65	20,23	60,91	96	1,11

En la Figura 1 se grafican tanto las diferencias de rangos entre PMP y CC como la variación del contenido de agua disponible y no disponible (% g/g) para distintas clases texturales.

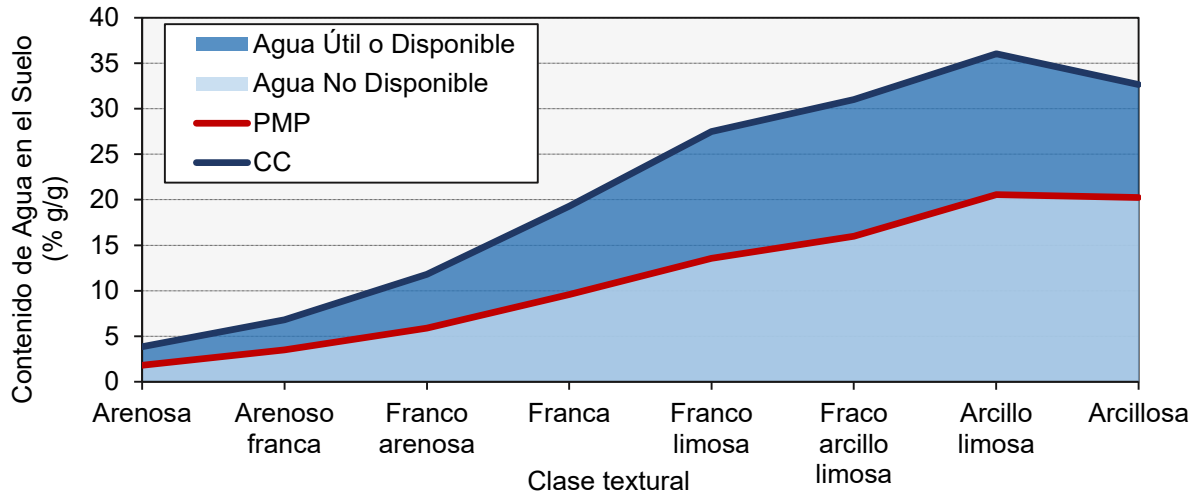


Figura 1. Contenido de agua del suelo (% g/g) en relación a las distintas clases texturales.

En cuanto a los modelos de regresión lineal, el método Faule et al. 2025 presentó una mejor correlación para los tres parámetros analizados. En ausencia de datos de HE, el parámetro que mejor logró ajustarse fue la CC a través de la aproximación de Saxton y Rawls 2006. A

partir de esta estimación de la CC, la aplicación del método alternativo mejoró el ajuste de la regresión de 0,71 a 0,80 para PMP y de 0,73 a 0,81 para AU con respecto a Saxton y Rawls 2006 (Tabla 2).

Tabla 2. Coeficiente de Determinación (R^2), Error Cuadrático Medio de Predicción (ECMP), Criterio de Información de Akaike (AIC) calculados para las variables CC, PMP y AU.

n = 110	CC			PMP			AU		
MÉTODO	R^2	ECMP	AIC	R^2	ECMP	AIC	R^2	ECMP	AIC
Faule et al., 2025	0,92	4,61	480,44	0,85	2,42	409,66	0,82	2,67	420,08
Saxton y Rawls, 2006	0,88	6,35	515,81	0,71	4,55	478.80	0,73	3,93	463,10
Saxton et al., 1986	0,84	8,80	551,83	0,67	5,14	492,33	0,72	4,06	466,55
Ritchie, 1999	0,81	10,21	567,30	0,72	4,47	476,39	0,57	6,30	513,95
Gardner, 1986	0,86	7,33	531,80	0,80	3,22	441,06	0,76	3,46	449,20
Travasso y Suero, 1994	0,86	7,34	531,90	0,79	3,26	442,49	0,76	3,42	447,86
Pecorari et al., 1988	0,81	10,23	567,54	0,75	3,92	462,41	0,68	4,57	479,29
Santra et al., 2018	0,84	8,50	533,26	0,74	3,99	451,71	0,72	4,11	455,68
Petersen et al., 1968	0,75	13,56	582,50	0,71	4,52	465,05	0,69	4,54	465,92
Método alternativo, 2025	0,88	6,35	515,81	0,80	3,22	441,25	0,81	2,71	422,24

De acuerdo a las Familias por Clase de Tamaño de Partícula (o Familia Textural) los suelos de familia Arenosa presentaron los valores de CAD más bajos, mientras que los de familia Fina los más altos. Los suelos de familia Limosa fina son los más abundantes en Córdoba, seguidos por los de familia Franca gruesa (Tabla 3).

1282

Tabla 3. Valores medios y desviación estándar de CAD (mm) a 1, 1,5 y 2 metros de profundidad para los suelos de Córdoba agrupados según su Familia Textural.

Familia Textural	1 m		1,5 m		2 m	
	n	CAD (mm)	n	CAD (mm)	n	CAD (mm)
Arenosa	18	50 ± 7	17	73 ± 12	17	96 ± 17
Franca gruesa	105	98 ± 23	98	139 ± 29	97	181 ± 36
Franca fina	46	135 ± 19	42	195 ± 26	42	256 ± 36
Limosa gruesa	36	136 ± 18	34	199 ± 27	34	262 ± 36
Limosa fina	125	173 ± 23	110	247 ± 29	110	324 ± 39
Fina	30	204 ± 29	23	293 ± 39	23	383 ± 48

De este análisis, pudo observarse que la Familia Textural permitió una mejor diferenciación de los suelos por su CAD que la clasificación a nivel de Subgrupo. Por ejemplo:

Serie RÍO CUARTO – Haplustol típico, **franca gruesa** – CAD a 2 m = 185 mm

Serie MANFREDI – Haplustol típico, **limosa fina** – CAD a 2 m = 335 mm

Serie DESPEÑADEROS – Argiustol típico, **limosa fina** – CAD a 2 m = 330 mm

Serie RÍO TERCERO – Natralbol típico, **limosa fina** – CAD a 2 m = 307 mm

Serie VILLA DEL ROSARIO – Haplustol éntico, **limosa fina** – CAD a 2 m = 332 mm

La Figura 2 muestra el mapa de CAD a 2 m de profundidad elaborado a partir de las UC de las Carta de Suelos de Córdoba. Se observa que los valores más bajos coinciden con los ambientes serranos (color rojo), seguidos por los obtenidos en el sudoeste provincial, caracterizado por suelos de familias Arenosa y Franca gruesa. En el sector Central y Este, cuyos materiales parentales son principalmente loéssicos, dominan suelos con mayor almacenamiento de agua, de familias Limosa gruesa, Limosa fina y Fina.

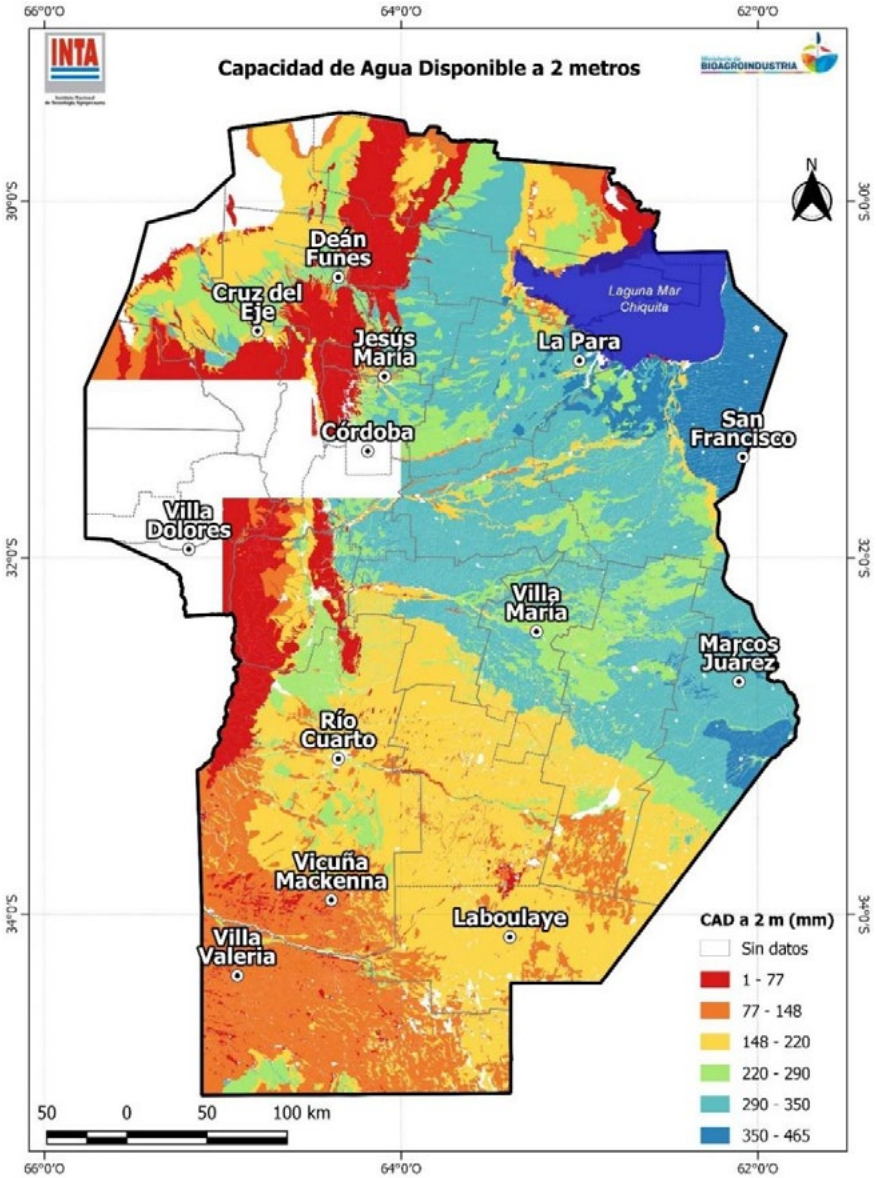


Figura 2. Mapa de CAD (mm) de los suelos a dos metros de profundidad de la provincia de Córdoba.

CONCLUSIÓN

Los nuevos datos incorporados y análisis realizados permitieron incrementar la precisión del modelo desarrollado en Faule et al. 2024 y proponer alternativas en función de la disponibilidad de constantes hídricas y textura. En base a los resultados, se determinaron en orden de precisión los métodos para estimar la CAD de las series de suelo:

1. Calcular la CAD utilizando los valores de CC y PMP medidos en ollas de Richards.
2. Si no se cuenta con CC y PMP de ollas de presión, utilizar el modelo Faule et al. 2025.
3. En caso de no contar con CC, PMP ni HE, utilizar el método alternativo.

Con esta nueva estimación de las constantes hídricas se pudo desarrollar además un mapa

interactivo que permitió agregar a la Carta de Suelos de Córdoba:

- La CAD de las unidades cartográficas a distintas profundidades, para un conocimiento rápido y aproximado de los mm de agua potencialmente almacenables en los suelos.
- Valores de CC y PMP en %Hg para cada horizonte dentro de las series, que sirvan de base para realizar cálculos de CAD con densidades aparentes medidas localmente.

Toda esta información se encuentra disponible en:

- Cartas de Suelos - Capacidad de Agua Disponible a 1; 1,5 y 2 metros (https://mapascordoba.gob.ar/viewer/mapa/526).
- Capacidad de Agua Disponible (CAD) de los Suelos de Córdoba (https://geo-nodo08.inta.gob.ar/catalogue/#/dataset/108).

BIBLIOGRAFÍA

Damiano, F. y Taboada, M. A. (2000). Predicción del agua disponible usando funciones de pedotransferencia en suelos agrícolas de la región pampeana. Ciencia del Suelo, 18 (2), 77–88.

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C.W. InfoStat versión 2022. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Faule L., Lanfranco M.F., Severina I., Giubergia J.P. y Vicondo M. E. (2024). Estimación de las constantes hídricas de los suelos de Córdoba y mapa de agua útil. XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Fernando del Valle de Catamarca. N° de Contribución: 352 (C5). 6 p.

Gardner, W.H. (1986). Water content. In A. Klute (Ed.), Methods of soil analysis, Part 1: Physical and mineralogical methods (Chapter 21). ASA and SSSA, Madison, WI.

Pecorari, C., Balcaza, L. F., y Frutos, E. (1988). Relaciones empíricas entre contenido de agua, textura y materia orgánica en suelos representativos de la Pampa Ondulada (Informe Técnico Nº 212). EEA Pergamino. 32 p.

Petersen, G.W., Cunningham, R.L. y Matelski, R.P. (1968). Moisture characteristics of Pennsylvania soils: I. Moisture retention as related to texture. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 32(2), 271–275.

Ratto, S.E. Agua del Suelo. (2019). En *Edafología: bases y aplicaciones ambientales argentinas* – 2ª ed. 2ª reimp. Eds: Conti, M.E. y Giuffré, L.– Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Editorial FAUBA.

Richards, L.A. (1947). Pressure membrane apparatus: Construction and use. Agricultural Engineering, 28, 451–454.

Ritchie, J., Gerakis, A. y Suleiman, A. (1999). Simple model to estimate field-measured soil water limits. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. 42. 1609-1614.

Saxton, K.E., Rawls, W.J., Romberger, J.S. y Papendick, R.I. (1986). Estimating generalized soil water characteristics from texture. Trans. ASAE 50:1031–1035.

Saxton, K.E. y Rawls, W.J. (2006). Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. Soil Sci. Soc. Am. J., 70, 1569–1578.

Santra, P., Kumar, M., Kumawat, R., Painuli, D., Hati, K., Heuvelink, G. y Batjes, N. (2018). Pedotransfer functions to estimate soil water content at field capacity and permanent wilting point in hot arid western India. Journal of Earth System Science, 127(93).

Soil Science Division Staff. (2017). Soil survey manual (C. Ditzler, K. Scheffe, y H.C. Monger, Eds.). USDA Handbook 18. Government Printing Office, Washington, DC.

Soil Survey Staff. (2022). Keys to Soil Taxonomy, 13th edition. USDA Natural Resources Conservation Service. 401 pp.

Travasso, M. y Suero, E. (1994). Estimación de la capacidad de almacenaje de agua en suelos del sudeste bonaerense (Boletín Técnico Nº 125). EEA Balcarce, INTA.

Zimmermann, E. (2008). Estimación de humedades características en suelos limosos mediante diferentes funciones de pedotransferencia [Informe técnico].

RESILIENCIA ESTRUCTURAL DE SUELOS VOLCÁNICOS DE LA PATAGONIA BAJO VEGETACIONES CONTRASTANTES: ENSAYO DE REAGREGACIÓN

González Comunian, D.[1, 2*], Villarreal, M.[1], La Manna, L.[1, 2]

[1] Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, [*] Ruta 259 Km 16.4 (9200) Esquel, Prov. de Chubut, dubraskap31@gmail.com

RESUMEN: Los suelos volcánicos presentan propiedades físico-químicas que favorecen la formación y estabilidad de agregados, lo que resulta clave para su funcionamiento y resiliencia frente a disturbios. El objetivo de este estudio fue evaluar la dinámica de reagregación estructural de un suelo volcánico previamente desagregado bajo dos coberturas forestales contrastantes: bosque nativo de ciprés de la Cordillera y plantación de pino ponderosa. El estudio se llevó a cabo en 4 sitios en el centro oeste de Chubut, en un gradiente bioedafoclimático. Se instalaron ensayos de reagregación por triplicado en cada sitio y tipo de vegetación. El suelo fue desagregado en laboratorio (<250 µm) y posteriormente reincorporado en campo para su incubación bajo condiciones naturales. Se realizaron muestreos al primer y segundo año de incubación. Se determinó el porcentaje de agregados estables, el diámetro medio ponderado (DMP) y la materia orgánica asociada a agregados. Durante el ensayo se observó una rápida formación de agregados estables, alcanzando aproximadamente un 60 % de macroagregados >2000 µm en ambas vegetaciones. Esta fracción fue la más abundante y no se registraron diferencias significativas entre tipos de vegetación ni a lo largo del tiempo. En contraste, los agregados de 250–2000 µm mostraron variaciones temporales dependientes de la vegetación, evidenciando una mayor velocidad de formación bajo ciprés durante el primer año; sin embargo, en el segundo año esta fracción tendió a igualarse entre ambas coberturas. La materia orgánica asociada a agregados no mostró variaciones significativas en función del tiempo, pero fue significativamente mayor en suelos bajo bosque de ciprés respecto a las plantaciones de pino, lo que sugiere diferencias en la calidad de los aportes orgánicos. Los resultados indican que los suelos volcánicos presentan una elevada capacidad de resiliencia estructural y que, durante etapas iniciales del proceso de reagregación, la mineralogía del suelo podría desempeñar un rol dominante.

PALABRAS CLAVE: bosques de ciprés de la Cordillera, plantación de pino ponderosa, capacidad de resiliencia.

INTRODUCCIÓN

La formación de agregados es un proceso fundamental en los suelos, ya que determina la arquitectura tridimensional y la dinámica de distribución de sus fases sólida, líquida y gaseosa (Totsche et al., 2018; Yudina y Kuzyakov, 2019; Garland et al., 2024). Los agregados se desarrollan a lo largo del tiempo mediante una serie de procesos e interacciones abióticas y bióticas, que incluyen el crecimiento y la descomposición de las plantas, la actividad microbiana, la exudación vegetal y microbiana, la bioturbación y los procesos de estabilización fisicoquímica. Estos procesos se encuentran fuertemente influenciados por las condiciones ambientales y las prácticas de manejo del suelo (Narro, 1994; Garland et al., 2024).

La formación de complejos organometálicos de Fe y Al y la presencia de minerales no cristalinos como alófano, imogolita y ferrihidrita, favorecen los procesos de agregación en los suelos volcánicos (Dahlgren et al., 2004; Candan y Broquen, 2009). Las asociaciones órgano-minerales son consideradas unidades estructurales fundamentales de los agregados del

suelo, mientras que, dentro de las fases minerales, los oxi-hidróxidos de Fe y Al cumplen un rol clave en la formación de microagregados (Bronick y Lal, 2005; Totsche et al., 2018).
En la región Andino-Patagónica, donde predominan los suelos volcánicos, los bosques nativos de ciprés de la Cordillera (*Austrocedrus chilensis*) y las plantaciones exóticas de pino ponderosa (*Pinus ponderosa*) representan sistemas forestales con características funcionales contrastantes que pueden influir diferencialmente en los procesos de estructuración del suelo (Velásquez et al., 2012; Araujo y Austin, 2015; González-Polo et al., 2019). Sin embargo, existe escasa información sobre el efecto de estas coberturas vegetales en los procesos de agregación del suelo, y la respuesta de estos ante disturbios que generan desagregación (Candan y Broquen, 2009).
La respuesta de los sistemas frente a perturbaciones o condiciones de estrés se denomina resiliencia. En edafología, este concepto se define como la capacidad del suelo para recuperar su estado original o restablecer su integridad funcional y estructural luego de una perturbación (Blanco y Lal, 2008; Candan y Broquen, 2009).
El objetivo de la presente investigación fue evaluar los cambios en la agregación de un suelo previamente desagregado a lo largo del tiempo bajo dos vegetaciones contrastantes, mediante un ensayo de reagregación en condiciones de campo, como aproximación experimental para evaluar la capacidad de resiliencia estructural de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el centro oeste de la provincia de Chubut, en el área conocida como Valle 16 de Octubre, caracterizada por la presencia de suelos de origen volcánico y un marcado gradiente bioedafoclimático. Se seleccionaron cuatro sitios distribuidos a lo largo de una transecta oeste–este, en los cuales se evaluaron bosques nativos de ciprés de la Cordillera (*Austrocedrus chilensis*) adyacentes a plantaciones exóticas de pino ponderosa (*Pinus ponderosa*) de aproximadamente 30 años de edad. La plantación correspondiente al sitio ubicado al extremo este fue excluida del análisis debido a que fue afectada por incendios.

Ensayo de reagregación del suelo

Se instalaron ensayos de reagregación de suelo por triplicado en cada sitio y tipo de vegetación, siguiendo la metodología propuesta por Lavelle et al. (2020). Para ello, se extrajeron bloques de suelo del horizonte A de aproximadamente 10 × 10 × 20 cm, dejando los pozos señalizados en campo.
En laboratorio, las muestras fueron secadas al aire, disgregadas manualmente, pulverizadas y tamizadas mediante una malla de 250 µm. La fracción menor a 250 µm obtenida fue utilizada como material inicial del ensayo de reagregación.
Posteriormente, el material previamente desagregado fue reincorporado a los pozos originales en el campo, permitiendo su incubación bajo condiciones naturales. Se tomaron submuestras del material incubado luego de transcurrido uno y dos años desde la instalación del ensayo.

Determinación de agregados y materia orgánica asociada a agregados

La estabilidad de agregados y la materia orgánica asociada a agregados fueron determinadas siguiendo la metodología detallada en La Manna et al. (2021), basada en Six et al. (1998). Se cuantificó el porcentaje de agregados estables de 250 a 2000 µm y mayores a 2000 µm.
Adicionalmente, se determinó el diámetro medio ponderado (DMP) de los agregados estables y el porcentaje de agregados en el rango menor a 1000 µm mediante análisis de distribución granulométrica por difracción láser, siguiendo la metodología de Lehtinen et al. (2014), adaptada para el equipo Mastersizer 3000 (Malvern Panalytical Ltd.).

Análisis estadístico

Los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas fueron evaluados mediante gráficos Q-Q y la prueba de Levene, respectivamente. Los datos fueron analizados mediante un análisis de varianza mixto, considerando la vegetación y el tiempo como factores fijos, y el sitio y la réplica como factores aleatorios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante los dos años de duración del ensayo se observó la formación de aproximadamente un 60 % de agregados estables mayores a 2000 µm (figura 1), constituyendo la fracción dominante del suelo en ambas vegetaciones. No se detectaron diferencias significativas entre el año 1 y el año 2 ($p = 0,40$), ni entre bosque de ciprés y plantaciones de pino ($p = 0,39$), tampoco en la interacción tiempo × vegetación ($p = 0,68$).

Dos factores podrían estar favoreciendo la formación de estos macroagregados en las etapas iniciales del ensayo: la humedad del suelo, que cumple un rol primordial en los primeros estadios de agregación, y la actividad fúngica, dominante en la formación de macroagregados (Bronick y Lal, 2005; González Comunian et al., 2026, en revisión).

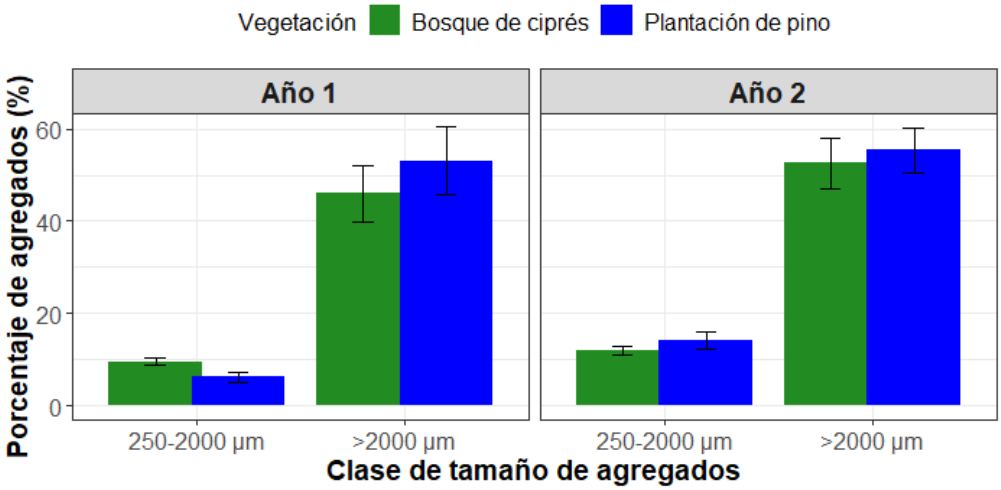
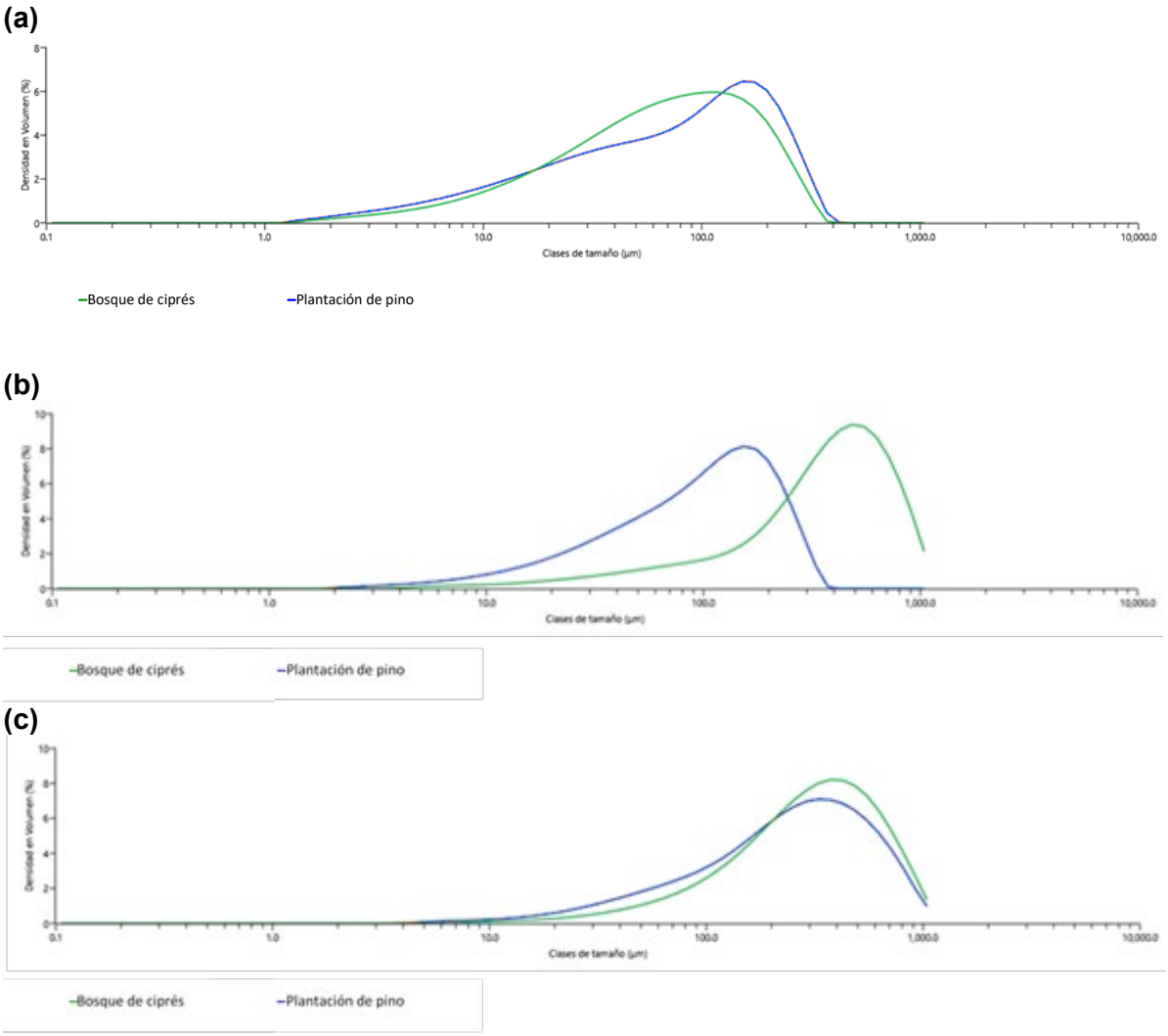


Figura 1. Distribución de agregados estables (%) año 1 y 2 de incubación del ensayo de reagregación en bosque de ciprés de la Cordillera y plantación de pino ponderosa.

En contraste, los agregados comprendidos entre 250 y 2000 µm variaron significativamente en función del tiempo ($p < 0,001$). No se observaron diferencias significativas entre vegetaciones ($p = 0,45$), aunque sí se registró una interacción significativa entre tiempo y vegetación ($p = 0,02$). En el bosque de ciprés, la proporción de agregados de 250–2000 µm aumentó del 9 % en el primer año a 12 % en el segundo año, mientras que en las plantaciones de pino el incremento fue del 5 % al 13 %. Estos resultados sugieren que la formación de agregados en esta fracción ocurre más rápidamente bajo ciprés durante el primer año del proceso de reagregación. Este comportamiento podría estar relacionado con la mayor disponibilidad de cationes bivalentes como Ca y Mg en los suelos bajo ciprés (Vivanco y Austin, 2019; González Comunian et al., 2026 en revisión), los cuales favorecen la floculación y estabilización de partículas del suelo, además de estimular la actividad microbiana (Emerson y Smith, 1970; Giachetti y Vivanco, 2025).

La fracción inicial de agregados menores a 53 µm disminuyó notablemente a lo largo del ensayo (figura 2), indicando la incorporación de microagregados en estructuras de mayor tamaño. La fracción 250–500 µm fue la más abundante dentro del rango 250–1000 µm en ambas vegetaciones y va incrementando en el tiempo, lo que sugiere que esta clase de tamaño constituye una etapa intermedia en el proceso de formación de macroagregados de mayor tamaño.



1288

Figura 2. Distribución de tamaño de partículas, densidad en volumen (%) en suelos de bosques de ciprés de la Cordillera y plantaciones de pino ponderosa. (a) Suelo pulverizado a < 250 µm, inicio del ensayo, (b) Suelo después de 1 año de incubación, (c) Suelo de dos años de incubación.

En concordancia con estos resultados, el diámetro medio ponderado (DMP) de los agregados estables aumentó de aproximadamente 0,2 a 0,3 mm entre el primer y segundo año (figura 3). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas en función del tiempo ($p = 0,09$), vegetación ($p = 0,64$) o su interacción ($p = 0,24$).

La materia orgánica asociada a agregados mostró diferencias significativas entre vegetaciones, registrándose mayores valores bajo bosque de ciprés (figura 4). Este resultado podría estar vinculado con diferencias en la calidad química de la hojarasca, caracterizada por mayor contenido de Ca, K y Mg en ciprés respecto al pino ponderosa (Satti et al., 2003; Araujo y Austin, 2015; Vivanco y Austin, 2019), lo que favorece la descomposición e incorporación de carbono orgánico al suelo (Vivanco y Austin, 2019; Giachetti y Vivanco, 2025).

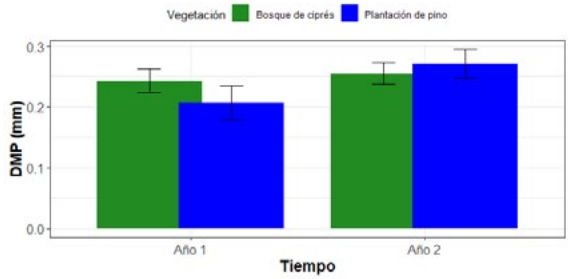


Figura 3. Diámetro medio ponderado (DMP) (mm) en bosques de ciprés de la Cordillera y plantaciones de pino pondera, año 1 y 2 de incubación del ensayo.

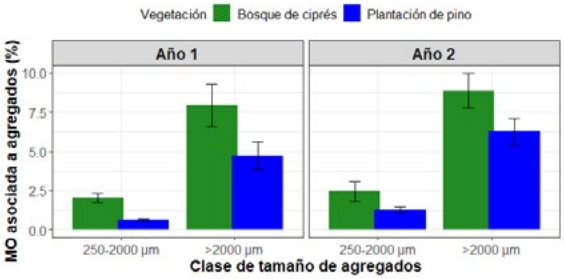


Figura 4. Materia orgánica (MO) asociada a agregados (%) en bosques de ciprés de la Cordillera y plantaciones de pino pondera, año 1 y 2 de incubación del ensayo.

El suelo bajo bosque nativo de ciprés evidenció un mayor contenido de MO asociada a agregados y una mayor capacidad de reagregación en la fracción 250-2000 µm, a muy corto plazo (un año). Sin embargo, a los dos años, la capacidad de formar macroagregados estables entre 250-2000 µm se iguala entre las vegetaciones, a pesar de mantenerse las diferencias en MO. Estos resultados sugieren que, durante las etapas iniciales del proceso de reagregación, la mineralogía del suelo podría desempeñar un rol dominante. La escasa variación en el % de agregados entre vegetaciones y sitios indica que las propiedades intrínsecas de los suelos volcánicos, la capacidad de formar complejos órgano-minerales y el contenido de minerales no cristalinos controlan en gran medida la formación de los agregados (Bronick y Lal, 2005; Candan y Broquen, 2009; Totsche et al., 2018).

CONCLUSIONES

Los suelos volcánicos evaluados mostraron una elevada capacidad de reagregación luego de dos años de incubación en condiciones naturales. La fracción de agregados mayores a 2000 µm constituyó la clase dominante en ambas vegetaciones, evidenciando un rápido desarrollo estructural a partir del material inicialmente desagregado.

La formación de agregados en el rango 250–2000 µm mostró una dinámica temporal dependiente del tipo de vegetación, observándose una mayor velocidad de formación bajo bosque de ciprés durante el primer año del ensayo.

La materia orgánica asociada a agregados fue significativamente mayor en suelos bajo ciprés, lo que sugiere diferencias en la calidad de los aportes orgánicos entre coberturas forestales.

Los suelos bajo bosque de ciprés y plantación de pino en dos años de ensayo, mostraron capacidad de resiliencia estructural similares, teniendo una tasa de agregación de casi el 80%.

En conjunto, los resultados indican que los procesos de reagregación en suelos volcánicos están fuertemente influenciados por la mineralogía del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Araujo, P. I. y Austin, A. T. (2015). A shady business: pine afforestation alters the primary controls on litter decomposition along a precipitation gradient in Patagonia, Argentina. Journal of Ecology, 103(6), 1408–1420. doi:10.1111/1365-2745.12433.

Blanco, H. y Lal, R. (2008). Soil resilience and conservation. Principles of Soil Conservation and Management. Springer, Netherlands, pp. 425–447.

Bronick, C. J., y R. Lal. (2005). Soil structure and management: A review. Geoderma. 124:3–22. doi:10.1016/j.geoderma.2004.03.005.

Candan, F. y Broquen, P. (2009) Aggregate stability and related properties in NW Patagonian Andisols. Geoderma 154:42–47.

Dahlgren, R. A., Saigusa, M. y Ugolini, F. C. (2004). The Nature, Properties and Management of Volcanic Soils. In Advances in Agronomy, 113-182. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(03)82003-5.

Emerson, W. y Smith, B. (1970). Magnesium, organic matter and Soil structure. Nature 228: 453-454.

Garland, G., Koestel, J., Johannes, A., Heller, O., Doetterl, S., Or, D. y Keller, T. (2024). Perspectives on the misconception of levitating soil aggregates. SOIL, 10, 23–31. https://doi.org/10.5194/soil-10-23-2024

Giachetti, V.I. y Vivanco, L (2025). Magnesium addition increases microbial metabolic efficiency during decomposition of Patagonian leaf litter. Plant Soil, 507, 749–761. https://doi.org/10.1007/s11104-024-06766-9.

González Comunian, D., Vivanco, L., Morrás, H., Bududa, C. G. y La Manna, L. (2026). Evolution of recent volcanic ash deposits under native and planted temperate forests in Patagonia, Argentina. Catena, en revisión.

González-Polo, M., Bahamonde, H. A., Peri, P. L., Mazzarino, M. J., Fariña, C., Caballé, G., (2019). Soil microbial processes in a pine silvopastoral system in NW Patagonia. Agroforestry Systems, 93, 255-266.

La Manna, L., Tarabini, M., Gómez, F. y Rostagno, C. (2021). Changes in soil organic matter associated with afforestation affect erosion processes: The case of erodible volcanic soils from Patagonia. Geoderma 403(2021) 115265.

Lavelle, P., Spain, A., Fonte, S., Bedano, J., Blanchart, E., Galindo, V., Grimaldi, M., Jimenez, J., Velasquez, E. y Zangerlé, A. (2020). Soil aggregation, ecosystem engineers and the C cycle. Acta Oecologica. 105: 103561. https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103561

Lehtinen, T., Lair G. J., Mentler A., Gísladóttir G., Ragnarsdóttir K. V. y Blum W. E. H. (2014). Soil Aggregate Stability in Different Soil Orders Quantified by Low Dispersive Ultrasonic Energy Levels. Soil Sci. Soc. Am. J. 78:713-723. doi:10.2136/sssaj2013.02.0073.

Narro Farías, E. (1994). Física de suelos: con enfoque agrícola. Editorial Trillas, S.A., México. 195 p.

Satti, P., Mazzarino, M. J., Gobbi, M., Funes, F., Roselli, L. y Fernandez, H. (2003). Soil N dynamics in relation to leaf litter quality and soil fertility in north-western Patagonian forests. Journal of Ecology, 91(2), 173–181. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00756.x.

Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. y Doran, J. W. (1998). Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 1367–1377. https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x.

Totsche, K., Amelung, W., Gerzabek, M., Guggenberger, G., Klumpp, E., Knief, C., Lehndorff, E., Mikutta, R., Peth, S., Prechtel, A., Ray, N. y Kogel-Knabner, I. (2018). Microaggregates in soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 181: 104–136.

Vivanco, L. y Austin A. (2019). The importance of macro- and micro-nutrients over climate for leaf litter decomposition and nutrient release in Patagonian temperate forests. Forest Ecology and Management, 441,144–154.

Velásquez, E., Fonte, S. J., Barot, S., Grimaldi, M., Desjardins, T. y Lavelle, P. (2012). Soil macrofauna mediated impacts of plant species composition on soil functioning in Amazonian pastures. Applied Soil Ecology, 56, 43-50.

Yudina, A. y Kuzyakov, Y. (2019). Saving the face of soil aggregates. Global Change Biology. Letter to Editor.

MINERALOGÍA DE ARCILLAS Y EVOLUCIÓN DE SUELOS EN MISIONES. INCIDENCIA EN PROPIEDADES VINCULADAS A LA FERTILIDAD.

Moretti, L. M.[1*], Hopechek, L. A.[1], Morrás, H. J. M.[2, 3]

[1]INTA Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul. [2]NTA Instituto de Suelos, Castelar. [3]Facultad de Cs. Agr. y Vet.-USal, Pilar. * Ruta Nacional 14, km 836, (3313) Cerro Azul, Prov. de Misiones, moretti.lucas@inta.gob.ar

RESUMEN: En el sector centro-este de la provincia de Misiones se analizaron cuatro perfiles representativos de suelos desarrollados sobre basaltos toleíticos de la Formación Serra Geral, correspondientes a distintas unidades fisiográficas y con diferente grado de evolución: tres suelos rojos (Oxisol, Ultisol y Alfisol) y un suelo pedregoso (Molisol). El estudio se centró en la mineralogía de la fracción arcilla y su relación con propiedades edáficas vinculadas a la fertilidad química. Los suelos rojos presentan asociaciones de caolinita y pseudocloritas, con mayor proporción y cristalinidad en el Oxisol y el Ultisol de la Meseta Central Preservada. El Alfisol del Lomerío, en cambio, muestra menor grado de cristalización de estas arcillas pero una fertilidad relativamente mayor. Esta asociación mineralógica puede vincularse a variaciones en la intensidad del proceso de meteorización ocurrido durante el Cuaternario, en el contexto de cambios climáticos regionales. El Molisol de la Serranía, de menor desarrollo, exhibe una mineralogía distinta, dominada por interestratificados illita/esmectita, además de illita y caolinita. Esta composición se asocia a una fertilidad química más elevada, con pH cercano a la neutralidad y capacidad de intercambio catiónico superior a la de los suelos rojos. En contraste, los perfiles más evolucionados presentan pH ácido y menor CIC, condicionados por la dominancia de minerales 1:1 y 2:1:1 y por la carga variable dependiente del pH. Los resultados evidencian que la mineralogía de arcillas refleja el grado de evolución de los suelos y condiciona sus propiedades químicas. Este enfoque permite interpretar procesos pedogenéticos y aporta información útil para el manejo y conservación del recurso suelo en ambientes subtropicales.

PALABRAS CLAVE: mineralogía de arcillas, propiedades edáficas, Misiones.

INTRODUCCIÓN

La provincia de Misiones se caracteriza por un clima subtropical, vegetación selvática y relieve ondulado, donde los suelos se han desarrollado a partir de la intensa meteorización de los basaltos toleíticos de la Formación Serra Geral (Sanesi, 1965). Aproximadamente dos tercios de su cobertura edáfica corresponden a suelos rojos profundos (Oxisoles, Ultisoles y Alfisoles) y a suelos pedregosos más someros (Molisoles, Inceptisoles y Entisoles). Los primeros predominan en las regiones naturales de la Meseta Central Preservada y del Relieve Fuertemente Ondulado a Colinado, mientras que los segundos se ubican principalmente en la región del Relieve Montañoso Fuertemente Disectado (INTA-SAGyP, 1990).

El estudio mineralógico de la fracción arcilla es fundamental para interpretar el comportamiento físico y químico de los suelos. Entre otros aspectos, esta fracción influye en el suministro y la disponibilidad de nutrientes, la retención y estabilización de la materia orgánica, la dinámica del agua, los procesos de expansión-contracción, la estabilidad estructural, la densidad aparente y la porosidad (Kome et al., 2019). En relación con la mineralogía de arcillas en suelos rojos de Misiones, los primeros trabajos reportaron la presencia de caolinitas, acompañadas de una menor proporción de óxidos de hierro

(Guedes et al., 1962; Sanesi, 1965; Depetris, 1979). Investigaciones posteriores señalaron además la presencia de cloritas secundarias o pseudocloritas, cuyas proporciones varían tanto a lo largo del perfil como espacialmente (Morrás et al., 2009). Cabe destacar que estos estudios se refieren principalmente a Ultisoles, sin que existan análisis comparativos entre los distintos órdenes de suelos rojos. Por su parte, la información mineralógica disponible para suelos pedregosos es significativamente menor, habiéndose identificado únicamente montmorillonita e illita en ciertos Molisoles ubicados en posiciones bajas del relieve (Sanesi, 1965).

El objetivo de esta contribución es analizar la mineralogía de la fracción arcilla y su relación con el tipo y grado de evolución de los suelos. Asimismo se vinculará la composición mineralógica con ciertas propiedades edáficas que condicionan la fertilidad química. El estudio se llevará cabo en tres órdenes de suelos rojos y en un suelo pedregoso, representativos de diferentes regiones naturales del sector centro-este de la provincia de Misiones.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende el sector norte del departamento Guaraní, Misiones (Figura 1), caracterizado por un clima subtropical perhúmedo y un régimen pluviométrico isohigro. El promedio de precipitaciones anuales (serie 1968-2020) es de 2.177,9 mm y la temperatura media anual es de 20,3 ºC (CFI-MAyP, 2024). La vegetación natural incluye los distritos fitogeográficos de “Lauraceae” caracterizado por un conjunto de latifoliadas, y al de los “helechos arborescentes” (Martínez-Crovetto, 1962), mientras que los principales cultivos son la yerba mate y el té en suelos rojos, y el tabaco en suelos pedregosos.

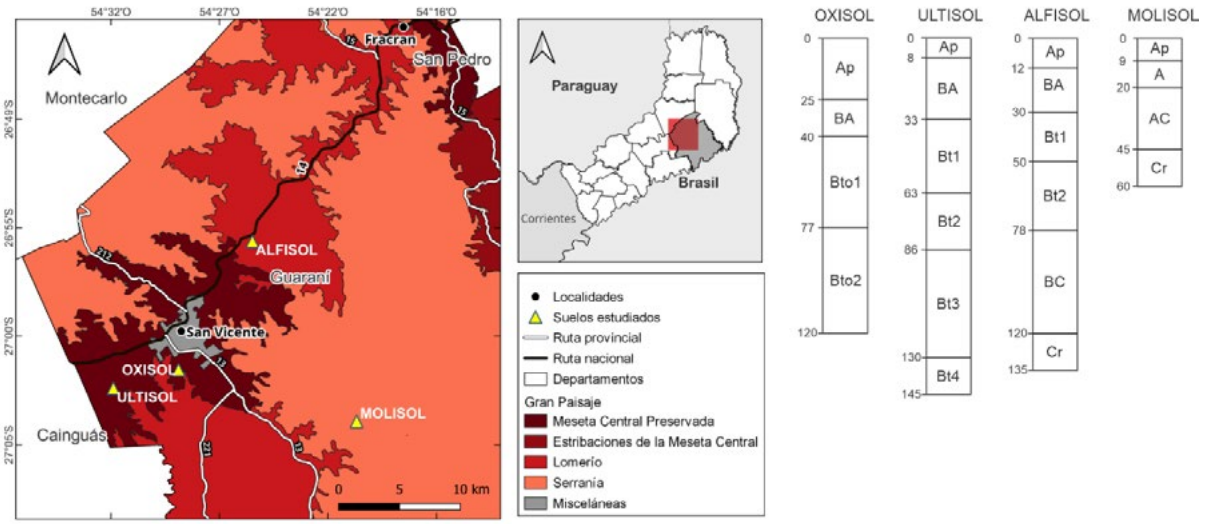


Figura 1. Izquierda: mapa fisiográfico del área de estudio y ubicación de los suelos estudiados Derecha: diagramas de los perfiles con designación de horizontes y profundidad (cm).

Estudios recientes han delimitado diferentes unidades fisiográficas a nivel de Gran Paisaje en el área de estudio (Moretti et al., 2022; 2025; CFI-MAyP, 2024). La unidad Meseta Central Preservada, ubicada en el sector noroccidental del departamento, constituye la divisoria de aguas de las cuencas de los ríos Paraná y Uruguay. Presenta lomas amplias con pendientes suaves (1-5%), y una asociación de suelos rojos profundos, caracterizada por Oxisoles en posición de loma y Ultisoles en media loma y pie de loma. Hacia el noreste, la divisoria abarca menos superficie y presenta un conjunto de lomadas con pendientes más pronunciadas (3-10%). Esta unidad se denomina Lomerío e incluye suelos rojos de menor profundidad del orden Alfisol en interfluvios y laderas, mientras que en áreas cuspidales y sectores de mayor pendiente hacia vertientes y arroyos se describen Entisoles y afloramientos rocosos. Rodeando ambas unidades se encuentra la Serranía, la cual

presenta interfluvios (cerros y lomas) de pendientes suaves y laderas de pendientes pronunciadas, que pueden superar el 40%. En general dominan los suelos pedregosos de los órdenes Entisol, Inceptisol y Molisol.
Se seleccionaron cuatro suelos representativos, tres rojos y uno pedregoso: un Oxisol (Hapludox ródico; Serie Arroyo Guiray), y un Ultisol (Kandiudult ródico; Serie Saltito I) en posición de loma y media loma respectivamente, dentro de la Meseta Central Preservada; un Alfisol (Rodudalf típico; Serie Paranay-Guazú) en posición de loma, dentro de la unidad Lomerío; y un Molisol (Hapludol éntico; Serie Colonia Florida) en posición de media loma, en la unidad de Serranía. De cada perfil se seleccionaron los horizontes superficiales, intermedios y profundos para el estudio mineralógico.
La fracción arcilla, dispersada con hexametafosfato de sodio y obtenida por sedimentación, fue saturada con magnesio y estudiada mediante difractometría de rayos X utilizando un equipo Bruker D8 Advance A25 equipado con tubo de Cu. El análisis difractométrico se realizó sobre muestras orientadas, glicoladas y calentadas a 520 °C.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los difractogramas revelaron diferencias composicionales entre los perfiles analizados (Figura 2). En los suelos rojos se presentan reflexiones intensas a 7,1 Å y 3,5 Å, junto con otras de menor intensidad a 14,1 Å y 4,7 Å. Estas corresponden a minerales caoliníticos (caolinita y/o haloisita) y a pseudocloritas (también denominadas HIV: hydroxy- interlayer vermiculite / vermiculitas hidroxiladas entre láminas) respectivamente, lo cual se corrobora con los tratamientos realizados para el horizonte Bt1 del Kandiudult típico. En este caso, la muestra tratada con etilenglicol no mostró desplazamientos de los picos, descartándose así la presencia de minerales expansibles, mientras que el test de calentamiento provocó la desaparición del pico a 7,1 Å y el reemplazo de las reflexiones a 14 Å por una serie de reflexiones de menor intensidad entre 10 y 14 Å, con un máximo a 11,7 Å, indicando la presencia de pseudocloritas. Esta asociación mineralógica ha sido interpretada como resultado de la alternancia de períodos de diferente intensidad de meteorización en los suelos, relacionados con los cambios climáticos del Cuaternario en la región. En una primera etapa de relativa aridez se formarían minerales de tipo 2:1, mientras que en una segunda con condiciones cálidas y húmedas similares a las actuales, habría ocurrido tanto la neoformación de minerales de tipo 1:1 (caolinitas) como de tipo 2:1:1 (pseudocloritas), a partir de la ocupación con Al^{+3} de los espacios interlaminares en los minerales 2:1 (Morrás et al., 2009).

Por otro lado, y comparando los suelos rojos entre sí, los difractogramas muestran una disminución gradual en la intensidad de las reflexiones desde el Oxisol al Alfisol, hecho que también puede relacionarse con la intensidad de los procesos de meteorización que afectaron a los suelos. El Oxisol y el Ultisol de la Meseta Central son los suelos más evolucionados, caracterizados por mayores proporciones de caolinitas y pseudocloritas bien cristalizadas, mientras que el Alfisol de la unidad Lomerío es un suelo de menor desarrollo, en el que se observa una menor proporción y grado de cristalinidad de estos minerales.
Por su parte, el suelo pedregoso (Molisol) presenta picos a 7,1 Å y 3,5 Å de menor intensidad y definición que en los suelos rojos, junto con un pequeño pico a 9,9 Å y un hombro de reflexiones cercanas a 14,4 Å. En la muestra tratada con etilenglicol se observa el desplazamiento de estos picos hacia los 16,6 Å, mientras que en la muestra calentada estos últimos desaparecen y se refuerza el pico a 9,9 Å. Estas características sugieren la presencia de minerales interestratificados illita/esmectita, además de una pequeña proporción de illita y caolinita.

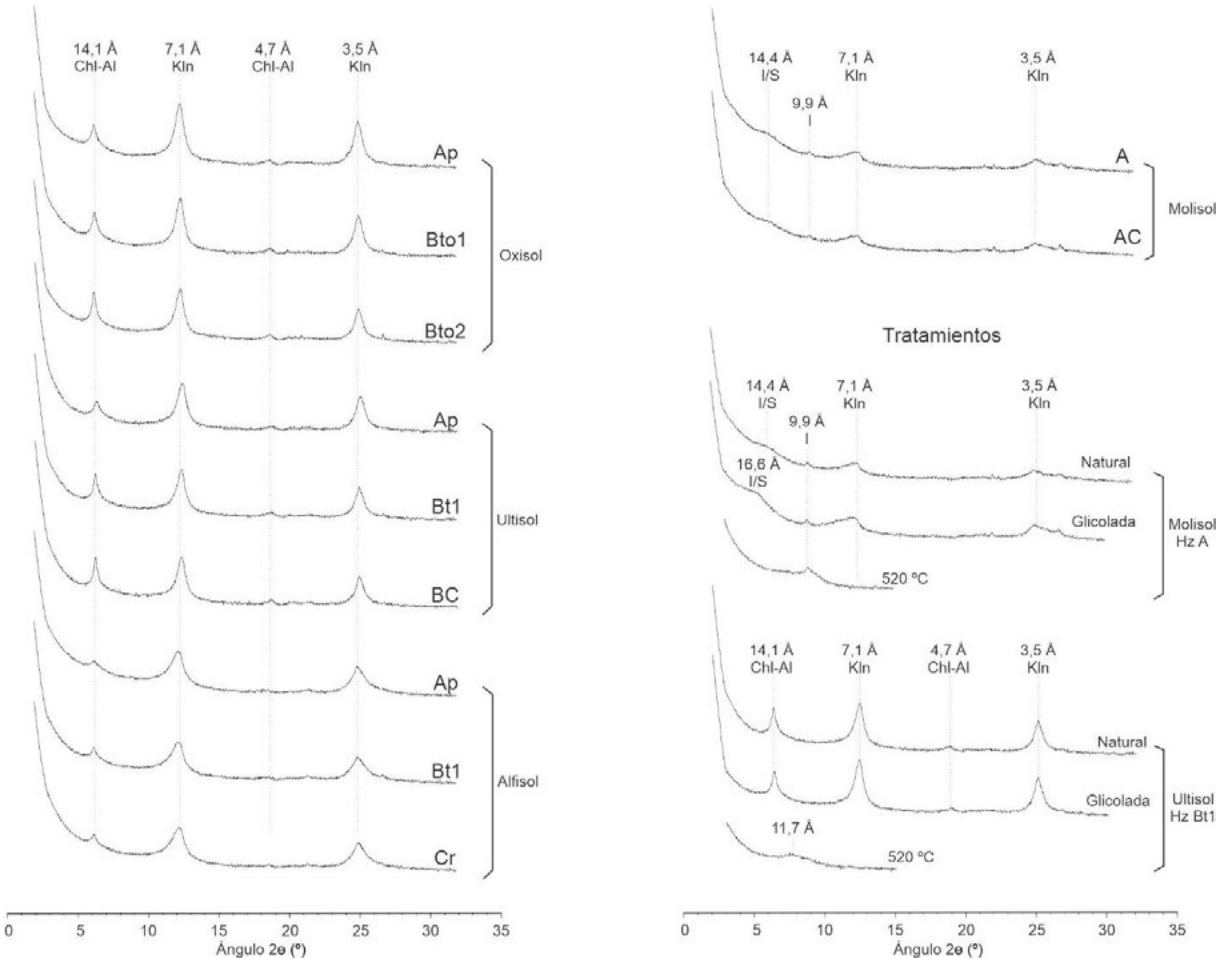


Figura 2. Diagramas de difracción de rayos X de la fracción arcilla. Referencias: Chl-Al: clorita alumínica o pseudoclorita; Kln: caolinita; I/S: interestratificados illita/esmectita; I: illita.

Las diferencias mineralógicas señaladas pueden relacionarse con diferentes propiedades fisicoquímicas reportadas para estos suelos. En el caso del Oxisol y el Ultisol, con pH entre 4,2 y 5,2, los valores de capacidad de intercambio catiónico (CIC) son de 13 meq 100 g^{-1} en superficie y de aproximadamente 8 meq 100 g^{-1} en profundidad, mientras que para el Alfisol, con pH entre 5,3 y 6, los valores varían de 16 a 14 meq 100 g^{-1} en ese mismo sentido (CFI-MAyP, 2024). Esto es compatible con la dominancia de caolinitas y pseudocloritas en la fracción arcilla en todo el perfil, sumado a la influencia de la materia orgánica en superficie. En el Alfisol –aún cuando es menos arcilloso- los valores ligeramente superiores de CIC podrían vincularse con el menor grado de hidroxilación de los espacios interfoliares de los minerales 2:1 y eventualmente con el pH ligeramente superior, que posibilitaría un mayor grado de ionización de los grupos funcionales.

Para el caso del Molisol, la asociación mineralógica determinada se vincula con su mayor fertilidad química. El pH varía de 6,2 a 7, la CIC es claramente más elevada que en los suelos anteriores, disminuyendo de 36 meq 100 g^{-1} en superficie a 28 meq 100 g^{-1} en profundidad (CFI-MAyP, 2024). Esto se relacionaría principalmente con la presencia de minerales interestratificados illita/esmectita.

CONCLUSIONES

La mineralogía de arcillas en los suelos estudiados se relaciona directamente con su grado de evolución y con algunas propiedades edáficas que influyen en la fertilidad química. En los perfiles más desarrollados (Oxisol y Ultisol de la Meseta Central Preservada) predomina la asociación de caolinita y pseudocloritas, lo que se traduce en una baja fertilidad natural. El Alfisol del Lomerío, presenta menor proporción y cristalinidad de estos minerales y una

fertilidad relativamente mayor, lo que estaría relacionado con la CIC más elevada de esas arcillas y una mayor proporción de cationes básicos. El Molisol de la Serranía, de menor desarrollo, exhibe una mineralogía distinta, dominada por interestratificados illita/esmectita, que se asocia a una fertilidad más elevada.

Los resultados demuestran que la mineralogía de arcillas condiciona las propiedades químicas de los suelos de la región. El enfoque adoptado aporta elementos para interpretar procesos pedogenéticos y orientar estrategias de manejo y conservación en ambientes subtropicales.

BIBLIOGRAFÍA

CFI-MAyP. (2024). Cartografía semidetallada de suelos del Departamento Guaraní, Provincia de Misiones. Información necesaria para la toma de decisiones referidas al uso, manejo y conservación del recurso suelo. Informe final. Consejo Federal de Inversiones-Ministerio del Agro y la Producción de Misiones- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. http://hdl.handle.net/20.500.12123/19084.

Guedes, O., Pécora, E. y Médici, M. (1962). Caracterización de minerales de arcilla de algunos suelos argentinos. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, *16*(4), 371–414.

INTA-SAGyP. 1990. Provincia de Misiones. En *Atlas de suelos de la República Argentina* (pp. 107-154).

Kome, G., Enang, R., Tabi, F. y Yerima, B. (2019). Influence of clay minerals on some soil fertility attributes: A review. *Open Journal of Soil Science, 9*(9), 155–188. https://doi.org/10.4236/ojss.2019.99009

Martínez-Crovetto, R. (1963). Esquema fitogeográfico de la provincia de Misiones (República Argentina*). Bonplandia,* 2, 171–223.

Moretti, L., Tenti, L., Barbaro, S., Hopechek, L., Lanfranco, M., Alvarenga, F., Florentín, J., Pahr, N., Von Wallis, A., Rodríguez, D., Schulz, G., Escobar, D., Ybarra, D., Perucca, S. y Iwasita, B. (15-18 de noviembre de 2022). *Aplicación del enfoque fisiográfico para el relevamiento de suelos semidetallado en el departamento Guaraní, Misiones*. *XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo,* Buenos Aires, Argentina.

Moretti, L., Tenti Vuegen, L., Hopechek, L., Barbaro, S., Schulz, G. y Rodríguez, D. (2025). Fisiografía y suelos de la cuenca del arroyo Soberbio, provincia de Misiones. *Ciencia del Suelo*, *43*(1), 97–109.

Morrás, H., Moretti, L., Píccolo, G. y Zech, W. (2009). Genesis of subtropical soils with stony horizons in NE Argentina: Autochthony and polygenesis. *Quaternary International, 196*(1–2), 137–159. https://doi.org/10.1016/j.quaint.2008.09.008

Sanesi, G. (1965). *I suoli di Misiones*. Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze.

ARGIUDOLES VERTICOS Y VERTISOLES "OCULTOS" DE LA PAMPA ONDULADA. APORTES PARA SU CARACTERIZACIÓN E INTERPRETACIÓN.

Morrás, H.[1, 2*], Bressan, E.[1], Poch Claret, R.[3]

[1] Instituto de Suelos, INTA-CIRN, (1686) Hurlingham, Prov. de Buenos Aires; [2] Fac. de Cs. Agr. y Vet., Universidad del Salvador, (1630) Pilar, Prov. de Buenos Aires; [3] Universitat de Lleida, (25198) Lleida, Catalunya, España. * hector.morras@usal.edu.ar

RESUMEN: En la Pampa Ondulada Alta, que se extiende entre el Río Matanza–Riachuelo en la Provincia de Buenos Aires por el sur, hasta el Río Carcarañá en la Provincia de Santa Fe por el norte, los suelos zonales y dominantes son los Argiudoles típicos. Sin embargo, en la franja que bordea el eje fluvial Paraná-de la Plata, en suelos en posición de loma el contenido de arcilla de los horizontes subsuperficiales es relativamente más elevado, en esta fracción existe una proporción mayor de componentes expandibles y en los horizontes Bt se aprecian rasgos vérticos. Dado que el horizonte superficial de estos suelos contiene menos de un 30 % de arcilla, conforme a la Soil Taxonomy, estos suelos son clasificados como Argiudoles vérticos. Por su parte, los trabajos cartográficos han permitido distinguir varias series de suelos con esta categoría taxonómica a lo largo de este sector. No obstante, estudios detallados de suelos clasificados como Argiudoles vérticos en el sector sur de esta franja ribereña, evidenciaron estructuras diapíricas con sectores de "cuenco" y "chimenea" específicos de los Vertisoles, por lo cual fueron denominados "Vertisoles ocultos". En el presente trabajo se estudiaron dos perfiles de suelo representativos de dos series de Argiudoles vérticos: un perfil próximo a Arminda, sureste de Santa Fe, correspondiente a la serie Peyrano, y un perfil en las cercanías de San Pedro, noreste de Buenos Aires, correspondiente a la serie Ramallo. Además del análisis macromorfológico, se realizaron análisis micromorfológicos, mineralógicos, químicos y físicos. Los resultados obtenidos muestran que el suelo en Arminda cumple requisitos para ser clasificado como un Argiudol vértico. Sin embargo en San Pedro, los horizontes sub-superficiales presentan características morfológicas y datos analíticos propios de un Vertisol. Este suelo habría sido cubierto por sedimentos más recientes, constituyendo en consecuencia otro caso de los "Vertisoles ocultos" identificados en la región.

PALABRAS CLAVE: suelos vérticos, génesis, Pampa Ondulada.

INTRODUCCIÓN

La Pampa Ondulada Alta, que se extiende entre el Río Matanza–Riachuelo y el Río Carcarañá, constituye una unidad caracterizada por un relieve suavemente ondulado, recortado por cañadas, arroyos y ríos con dirección dominante SO-NE. En función de las características del paisaje y de la granulometría de los sedimentos superficiales, Scoppa y Vargas Gil (1969) distinguieron en esta sub-región cinco zonas. La zona I de estos autores es la que abarca la mayor superficie y está constituida por una franja paralela al eje fluvial, de un ancho variable entre 50 y 110 km. Por su parte Etchevehere (1975) y más recientemente Morrás et al. (2022), considerando tanto el relieve como los suelos predominantes, encuentran conveniente subdividir esta zona en otras dos (I-a y I-b) (Figura 1). En la subzona I-b que abarca la parte alta de la llanura, en la que se encuentra la cuenca superior de los cursos de agua que desembocan en el Paraná, los suelos dominantes son los Argiudoles típicos. El material parental de estos suelos está caracterizado por la dominancia de limo y ha sido clasificado como un loess típico (Morrás y Cruzate, 2000). Por

el contrario, en la subzona I-a que bordea el eje fluvial, la fracción fina se incrementa dando lugar a un loess arcilloso que aflora particularmente en las posiciones altas del paisaje. Estudios detallados en un área representativa de esta franja han generado una nueva interpretación sobre el origen y distribución de estos sedimentos (Nabel et al., 1999; Morrás y Moretti, 2016). En este material la proporción de componentes esmectíticos es mayor (Iñíguez y Scoppa, 1970), se constatan valores altos de expansibilidad y bajos de permeabilidad (Castiglioni et al. 2005, Bressan, 2006) y los suelos desarrollan características vérticas (Etchevehere, 1975; Morrás et al., 2022). Dado que el horizonte superficial de estos suelos contiene menos de un 30 % de arcilla, conforme a la Soil Taxonomy estos suelos son clasificados como Argiudoles vérticos. No obstante, estudios detallados en suelos del sector sur de esta franja evidenciaron estructuras diapíricas con sectores de "cuenco" y "chimenea" específicos de los Vertisoles, por lo cual fueron denominados "Vertisoles ocultos" (Morrás et al., 2023). En consecuencia, el propósito de este trabajo ha sido profundizar el conocimiento de estos suelos a través del estudio de perfiles representativos de dos series de Argiudoles vérticos de amplia distribución en este sector de la Pampa Ondulada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudiaron dos perfiles representativos de dos suelos clasificados como Argiudoles vérticos. Uno corresponde a la serie Peyrano que se presenta en el sureste de Santa Fe. El perfil muestreado se presenta en posición de loma (33º14'43''S; 60º56'15,9''O), en cercanías de la Comuna de Arminda, departamento Rosario (Figura 1-A). Los suelos de esta área se encuentran descriptos en la carta de suelos Arroyo Seco (hoja Acebal 3360-20-3). El otro suelo estudiado corresponde a la serie Ramallo, que se presenta en el NE de la provincia de Buenos Aires. Este perfil se presenta también en posición de loma (33º48'11,14''S; 59º55'20,68''O), en el Partido de San Pedro. Los suelos de esta área se encuentran descriptos en la carta de suelos San Pedro (hoja Los Patricios 3360-34-1).

Además de los análisis físicos y químicos de caracterización convencionales, se efectuaron análisis de mineralogía de la fracción arcilla mediante DRX (muestras orientadas naturales, glicoladas y calcinadas, con un equipo Panalytical XPert Pro), determinación de CIC de la fracción arcilla y análisis micromorfológicos mediante microscopía óptica de polarización (equipos Leica Wild MZ8, Leitz DMRXP y Olympus BX51). Por otro lado, para evaluar el comportamiento físico de los suelos se efectuaron determinaciones de retención de agua a distintas tensiones (agua de saturación, punto de marchitez permanente, capacidad de campo, humedad equivalente y coeficiente higroscópico) mediante los métodos y equipos específicos. Para evaluar la plasticidad de las muestras se determinaron los índices de Atterberg y la capacidad de expansión-contracción se determinó mediante el coeficiente de extensibilidad lineal (COLE). El detalle de los procedimientos analíticos utilizados se encuentra descripto en Bressan (2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1-Macromorfología

El solum de ambos perfiles presenta una secuencia similar de horizontes (Figuras 1-B y 1-C). Sin embargo, las características estructurales y otros caracteres morfológicos diferencian claramente ambos suelos. Por un lado, el perfil de Arminda presenta por debajo del horizonte C un horizonte diferenciado en particular por su notable porosidad y diversos rasgos biológicos, que se lo ha identificado como un horizonte enterrado. Por su parte, el perfil de San Pedro presenta una morfología aparentemente diapírica, con sectores diferenciados lateralmente por el espesor y desarrollo en profundidad de los horizontes Bt, generando un límite ondulado con los horizontes BC.

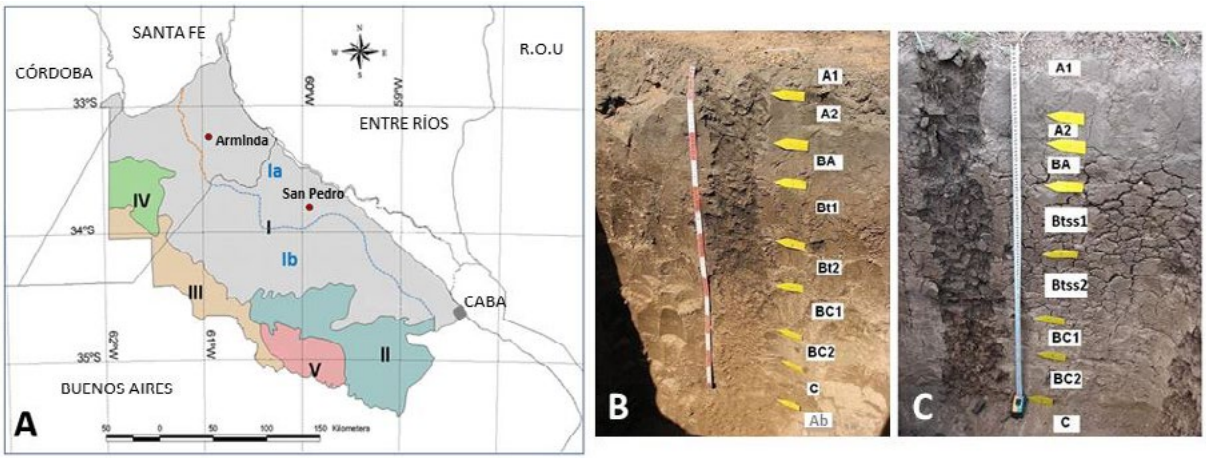


Figura 1. A: zonas geo-edafológicas en la Pampa Ondulada Alta de acuerdo a Scoppa y Vargas Gil (1969). Línea punteada en la zona I indica el límite entre asociaciones dominantes de suelos vérticos (Ia) y típicos ((Ib), de acuerdo a Etchevehere (1975) y Morrás et al. (2022-a). B: perfil en Arminda, representativo de la serie Peyrano. C: perfil en cercanías de San Pedro, clasificado como serie Ramallo (nótese en sector derecho de la foto el límite en diagonal entre horizontes Btss2 y BC1).

En el suelo de Arminda la estructura del Bt1 se caracteriza por prismas medios que rompen en bloques angulares gruesos fuertes. Algunos prismas se presentan inclinados y con bloques acuñados (Figura 2-A). No se apreciaron *slickensides*. Presenta revestimientos arcillo-húmicos, abundantes, espesor medio, continuos. El horizonte C de este suelo es masivo, con muy escasa porosidad (Figura 2-B). Por el contrario, en San Pedro, en el horizonte Btss1 los prismas son irregulares, moderados; las unidades estructurales dominantes son bloques angulares a ligeramente subangulares, gruesos, fuertes, siendo característico la presencia de numerosas fisuras irregulares en diagonal (Figura 2-C) Presenta revestimientos de arcilla y materia orgánica, comunes, y *slickensides*. En el horizonte BC2, además de bloques angulares gruesos, resulta característica la presencia de bloques en cuña subhorizontales y de *slickensides* (Figura 2-D).

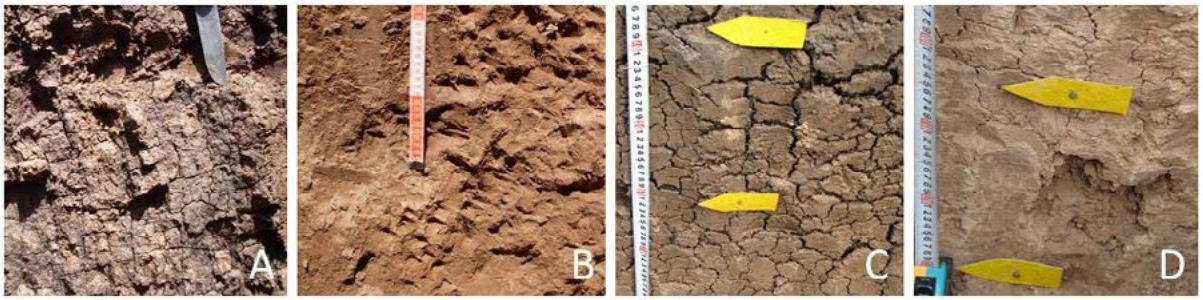


Figura 2. Detalles de la estructura de horizontes medios y profundos. A: perfil de Arminda, horizonte Bt1. B: Arminda, horizonte C. C: perfil de San Pedro, horizonte Btss1. D: San Pedro, horizonte BC2.

2-Micromorfología

En ambos suelos son evidentes y abundantes los rasgos de iluviación de arcilla. Sin embargo, se diferencian en cuanto a rasgos relacionados con procesos vérticos. Así por ejemplo en el horizonte Bt1 del suelo de Arminda, la porosidad intra-agregados es abundante, constituida por cavidades, canales y fisuras. Estas últimas, lisas, finas, rectas y en zig-zag, se caracterizan en gran parte por su orientación diagonal y entrecruzada (Figura 3-A). La fábrica-b es moteada (Figura 3-B). Los revestimientos de arcilla son frecuentes (Figura 3-C), algunos de ellos incorporados a la masa basal.

En el horizonte Bt1 del suelo de San Pedro las cavidades y canales son menos frecuentes que en el caso anterior, siendo relevantes las fisuras. Estas en general son rectas, de paredes lisas y acomodadas, verticales y subhorizontales y algunas se orientan de manera diagonal delimitando incluso agregados cuneiformes. Se observan fisuras inter-agregados gruesas (de 1,5 mm), no acomodadas (Figura 3-D). La fábrica-b es estriada cruzada (Figura 3-E) y poroestriada. Son frecuentes los hipo-revestimientos de arcilla orientada en diversos tipos de poros, así como los revestimientos de arcilla iluvial, en parte incorporados a la masa basal (Figura 3-F).

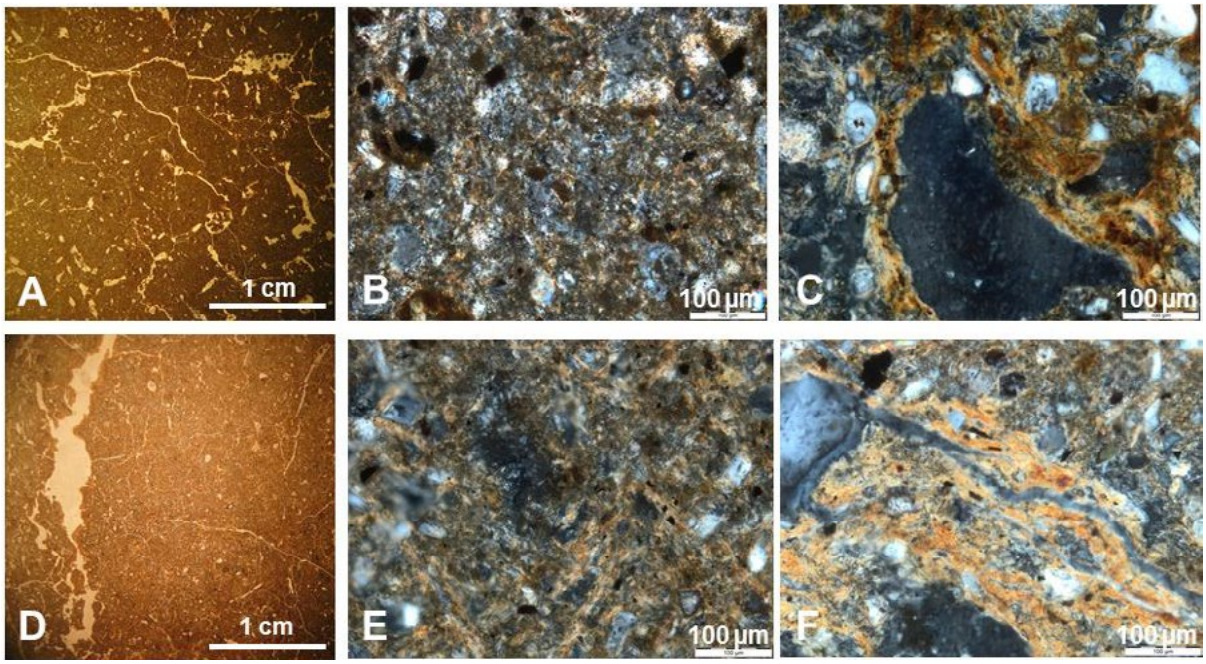


Figura 3. Características micromorfológicas de los horizontes Bt1 de los perfiles de Arminda (A, B, y C) y San Pedro (D, E y F). A: porosidad, luz directa. B: masa basal, fábrica-b moteada; Pol. X. C: revestimiento de arcilla. Pol. X circular. D: porosidad; luz directa. E: masa basal; fábrica-b estriada cruzada; Pol. X. F: masa basal; fábrica-b poroestriada y revestimientos deformados. Pol. X circular.

3-Análisis físicos y físico-químicos.

Todos los parámetros determinados muestran diferencias claras entre los dos suelos estudiados. Por un lado, los análisis granulométricos muestran una mayor proporción de arcilla en el suelo de San Pedro que en el de Arminda, lo cual se corresponde con mayores valores de la CIC en los horizontes subsuperficiales del primero (Tabla 1). Además, los análisis mineralógicos (datos no mostrados) evidencian un incremento de los minerales expandibles en el suelo de San Pedro, que se refleja en una mayor CIC de la arcilla de este suelo (datos no mostrados). Para todas las tensiones de retención de agua determinadas, que se incrementan en el orden AS<CC<Heq<PMP<CoH, y comparando horizonte por horizonte, los valores son mayores en el suelo de San Pedro que en el suelo de Arminda (Tabla 1).

El índice plástico en los horizontes BA, Bt y BC del suelo de Arminda presenta valores que se clasifican como de mediana plasticidad, siendo bajos en los otros horizontes (Tabla 1). En el suelo de San Pedro la plasticidad es mayor: en los horizontes Bt y en el BC1 el índice entra en la categoría de plasticidad alta, en tanto en los otros horizontes los valores corresponden a la categoría media. Respecto al COLE, en el suelo de Arminda el valor resultó muy alto en los horizontes Bt1 y Bt2. En los otros horizontes los valores son medios o bajos. Por el contrario, en el suelo de San Pedro, ya en el horizonte BA el COLE es moderado, en tanto en todos los horizontes subyacentes (Bt1, Bt2, BC1) el COLE entra en la categoría de muy alto. A partir de estos datos, el cálculo de extensibilidad lineal para el perfil

de Arminda da un valor de 8,3 cm y para el suelo de San Pedro 9,7 cm, por lo que ambos suelos cumplen el requisito taxonómico para suelos vérticos (EL ≥ 6 cm).

Tabla 1. Datos analíticos de los suelos estudiados (siglas especificadas en Materiales y Métodos)

	Arcilla %	CIC cmol.kg-1	Agua de Sat. %	CC %	Heq %	PMP %	CoH %	Índ. plást. %	COLE (cm/cm)	Ext. lineal cm
ARMINDA										
A1	14,0	19,0	51,8	29,7	25,9	13,4	7,3	4,4		
A2	16,0	18,0	42,6	-	23,5	-	-	3,7	0,026	0,518
BA	19,8	23,7	50,5	32,9	25,5	18,6	9,4	11,8	0,041	0,528
Bt1	24,1	28,7	50,2	42,0	32,9	30,1	14,3	19,6	0,107	2,671
Bt2	32,0	30,1	47,2	-	33,4	-	-	17,3	0,142	3,121
BC1	15,3	27,2	44,9	32,6	30,9	20,4	12,2	13,9	0,066	1,462
BC2	13,9	22,8	39,6	-	25,7	-	-	7,6		Σ=
C	16,5	20,7	38,0	26,1	25,6	13,8	9,9	6,1		8,30
SAN PEDRO										
A1	24,4	23,5	56,8	31,0	27,0	17,3	9,2	9,0		
A2	27,6	23,0	42,6	-	27,7	-	-	10,0	0,036	0,895
BA	31,8	26,7	42,2	35,8	29,8	25,0	13,3	-	0,078	0,935
Btss1	40,8	36,0	75,2	46,6	41,6	31,6	17,7	22,6	0,133	3,200
Btss2	33,7	34,6	60,4	-	40,5	-	-	25,7	0,110	2,973
BC1	22,4	31,1	59,7	37,3	35,7	25,5	15,6	21,4	0,092	1,557
BC2	20,5	30,4	57,1	-	33,2	-	-	17,8		Σ=
C	18,0	29,4	49,5	41,8	31,7	21,0	12,3	15,0		9,56

CONCLUSIONES

Si bien el suelo de Arminda, representativo de la serie Peyrano, no presenta en el campo rasgos claros de propiedades vérticas, la microestructura y en particular los datos de plasticidad y expansibilidad evidencian ese carácter, lo cual confirma su adecuada clasificación como Argiudol vértico. Por su parte, el suelo de San Pedro representativo de la serie Ramallo, presenta características notoriamente diferentes del suelo anterior. Por un lado, la morfología del perfil es compatible con una estructura diapírica en tanto se observan fisuras gruesas en diagonal, bloques en cuña y *slickensides*. La micromorfología evidencia los rasgos vérticos más intensos de este suelo, en tanto los análisis físicos muestran la mayor capacidad de retención de agua, plasticidad y expansibilidad. El conjunto de las características morfológicas y analíticas indica que este suelo en realidad es un Vertisol recubierto por sedimentos loéssicos y sujeto a procesos de poligénesis que han enmascarado su carácter original. Este resultado se corresponde con estudios recientes evidenciando la existencia de "Vertisoles ocultos" en la Pampa Ondulada, lo cual –además de permitir diferenciar desde el punto de vista agronómico e ingenieril dos suelos clasificados en la misma categoría taxonómica- introduce nuevas interpretaciones sobre los procesos sedimentológicos, paleoambientales y pedogenéticos en esta región.

BIBLIOGRAFÍA

Bressan, E. (2006). *Interacciones entre propiedades físicas y composición mineralógica y granulométrica de suelos Argiudoles de la Pampa Ondulada*. Tesis de Magister, FA-UBA, 117 p.

Castiglioni, M., Morrás, H., Santanatoglia, O. y Altinier, M. (2005). Contracción de agregados de Argiudoles de la Pampa Ondulada diferenciados en su mineralogía de arcillas. *Ciencia del Suelo*, 23 (1):13-22

Etchevehere, P. (1975). Suelos. En: *Relatorio. Geología de la Provincia de Buenos Aires*. VI Congreso Geológico Argentino. Bahía Blanca. Asociación Geológica Argentina, Buenos Aires, pp. 219-229.

Iñiguez, A. y Scoppa, C. (1970). Los minerales de arcilla en los suelos zonales ubicados entre los ríos Paraná y Salado (Prov. de Buenos Aires). *RIA*, serie 3, vol. VII (1): 1-41.

Morrás, H. y Cruzate, G. (2000). Clasificación textural y distribución espacial del material originario de los suelos de la Pampa Norte. En: *Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata (editado en CD).

Morrás, H. y Moretti, L. (2016). A new soil-landscape approach to the genesis and distribution of Typic and Vertic Argiudolls in the Rolling Pampa of Argentina. En: A Zinck, G. Metternich, G. Bocco y H. del Valle (eds.). *Geopedology. An Integration of Geomorphology and Pedology for Soil and Landscape Studies*. Springer, Heidelberg, Switzerland, pp. 193-209.

Morrás, H., Tenti, L. Schulz, G., Rodríguez, D., Bressan, E., Carfagno, P. e Irigoin, J. (2022). *Guía de reconocimiento de suelos. Gira edafológica por el Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias (CNIA-INTA).* XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo; Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires, 44 p.

Morrás, H., Bressan, E., Angelini, M., Tenti Vuegen, L., Rodríguez, D. y Schulz, G. (2023). Poligenic Vertisols and “hidden” Vertisols of the Paraná River basin, Argentina. En: Zinck, J., Metternich, G., del Valle, H. y Angelini, M. (eds). *Geopedology. An integration of Geomorphology and Pedology for soil and landscape studies*. 2nd edition. Springer Nature, Switzerland, Chapter 17, pp.337-365.

Nabel, P., Morrás, H., Petersen, N. y Zech, W. (1999). Correlation of magnetic and lithologic features of soils and Quaternary sediments from the Undulating Pampa, Argentina. *Journal of South America Earth Sciences*, 12: 311-323.

Scoppa C. y Vargas Gil. J. (1969). Delimitación de sub-zonas geomorfológicas en un sector de la región pampeana y sus relaciones edafogenéticas. *Actas V Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo*, Santa Fe, pp. 424-431.

MATERIALES PARENTALES, GÉNESIS Y POLIGÉNESIS EN LA PAMPA ONDULADA. LA SERIE PORTELA EN LA CUENCA DEL RÍO ARECO.

Morrás, H.[1, 2*], Benedito, D.[1], Contardo, L.[1], Bressan, E.[1], Moretti, L.[3]

[1] Instituto de Suelos, INTA-CIRN, (1686) Hurlingham, Prov. de Buenos Aires; [2] Fac. de Cs. Agr. y Vet., Universidad del Salvador, (1630) Pilar, Prov. de Buenos Aires; [3] INTA-EEA Cerro Azul, (3313) Cerro Azul, Prov. de Misiones; * hector.morras@usal.edu.ar

RESUMEN: En la cuenca del río Areco, en el límite entre los partidos de Baradero y San Antonio de Areco, se presentan en similares posiciones de loma y pendiente las series Capitán Sarmiento (Argiudol típico) y Portela (Argiudol vértico). De acuerdo a la cartografía en semi-detalle, el primer suelo domina hacia el oeste de la RP41 en tanto el segundo hacia el este. Con el propósito de estudiar la génesis de estos suelos y las causas que determinan su distribución espacial, en este trabajo se presentan por un lado nuevos datos de determinaciones físicas y mineralógicas realizadas en un perfil con una secuencia de suelo-paleosuelos localizado en una cantera en el límite entre ambos partidos (perfil 1-A) y los resultados del estudio micromorfológico realizado en muestras de un nuevo perfil situado muy próximo al anterior en la misma excavación (perfil 1-B). El suelo actual presente en superficie es un Argiudol típico asimilado a la serie Cap. Sarmiento. A pesar de las evidencias de campo, los datos granulométricos del perfil 1-A indican un muy reducido porcentaje de arcilla en los paleosuelos enterrados. Sin embargo los datos de la CIC, humedad equivalente y coeficiente higroscópico indican una mayor proporción de arcilla en los paleosuelos. Por otro lado, el análisis micromorfológico confirma estos resultados y evidencia en ellos la existencia de características vérticas. Estos nuevos datos sostienen la interpretación de que la serie Portela sería un suelo policíclico desarrollado a partir del afloramiento de los paleosuelos. El modelo geopedológico que surge de estos resultados, debería servir para reconsiderar y mejorar la cartografía de suelos de esta área. Por otro lado, el análisis micromorfológico del Argiudol típico aporta datos novedosos y plantea interrogantes respecto al origen del material parental, el ambiente climático de desarrollo del suelo y los procesos de argilificación del horizonte Bt.

PALABRAS CLAVE: Argiudoles, génesis, Pampa Ondulada.

1302

INTRODUCCIÓN

En la cuenca del río Areco en la Pampa Ondulada Alta, en un sector limítrofe entre los partidos de Baradero y San Antonio de Areco, se presentan como suelos dominantes en posición de loma y pendiente las series Capitán Sarmiento (Argiudol típico, recientemente reclasificado como Argiudol abrúptico) y Portela (Argiudol vértico). De acuerdo a los trabajos cartográficos y taxonómicos, y aparte de diversas diferencias morfológicas y analíticas, ambos suelos se habrían desarrollado a partir de sedimentos loéssicos franco arcillo limosos, y en profundidad ambos presentan discontinuidades litológicas así como acumulación de carbonato de calcio. Notablemente, y aunque las dos series se presentan en idénticas posiciones topográficas en un mismo paisaje suavemente ondulado, de acuerdo a la cartografía el primer suelo domina hacia el oeste de la RP41 y el segundo hacia el este (e.g. González et al., 2013) (Fig. 1, A y B).

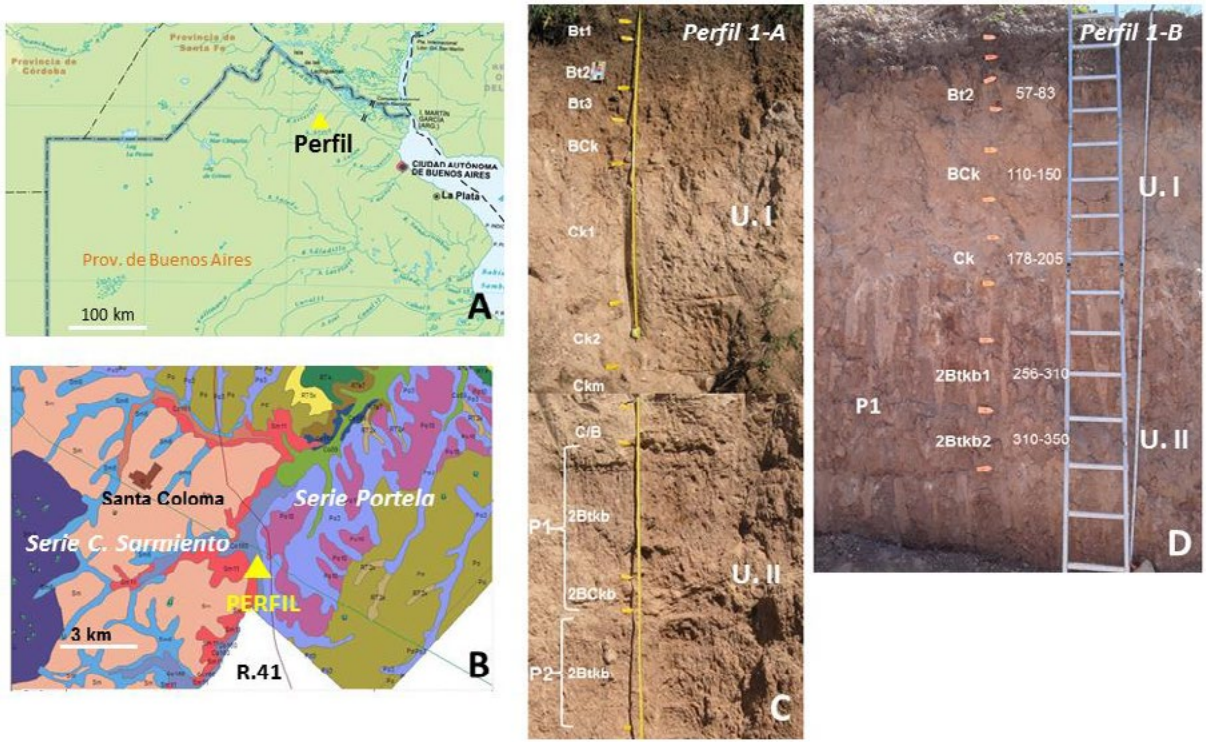


Figura 1. A: localización del sitio estudiado. B: mapa de suelos del área estudiada, escala 1:50.000 (series dominantes en las respectivas unidades cartográficas) y localización de la excavación. C: imagen del primer perfil (perfil 1-A); se muestran todos los horizontes del suelo superficial (Unidad I) y de dos paleosuelos soldados de la Unidad II. D: segundo perfil analizado (perfil 1-B); se identifican solo los horizontes muestreados en las Unidades I y II para el análisis micromorfológico.

A efectos de investigar la génesis de estos dos suelos así como las causas determinantes de su distribución espacial y en particular el contacto sin aparente razón natural entre las unidades cartográficas que los contienen, en un trabajo anterior se estudiaron los materiales expuestos en una excavación al sur del río Areco, localizado en vecindad de la RP41 (Morrás et al., 2016) (Fig. 1-B). Como resultado pudo establecerse la existencia de tres materiales superpuestos en discontinuidad. En el superficial asignado al Post-Pampeano (Unidad I) se desarrolla un suelo asimilado a la serie Cap. Sarmiento, en tanto en el paquete inferior (Unidad II) se presentan tres paleosuelos soldados, que consideramos un geosuelo, asignándolo al Pampeano. (La Unidad III situada a más de 7 m de profundidad no es aquí considerada). De acuerdo a las evidencias de campo se ha postulado que el afloramiento del geosuelo constituye el material parental en que se ha desarrollado la serie Portela. Estudios posteriores en otras dos excavaciones cercanas permitieron confirmar la secuencia de materiales descripta (Tuja, 2017). Con el propósito de profundizar el conocimiento de las características de los materiales mencionados y avanzar en el desarrollo de la interpretación propuesta, en el presente trabajo se presentan los resultados de nuevos análisis en el perfil inicial y en un nuevo perfil complementario en la misma excavación.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la excavación situada en cercanía del cruce de la RP41 con las vías del ferrocarril (Fig. 1-B) se realizaron nuevas determinaciones en el perfil estudiado anteriormente (perfil 1-A) y se analizaron muestras de un nuevo perfil (1-B) resultante de la renovada extracción de materiales de la cantera, y localizado a muy corta distancia del anterior (Fig. 1, C y D). En todos los horizontes del perfil 1-A se determinaron la granulometría mediante las técnicas convencionales (arcilla y limo con el método de la pipeta y arena por tamizado) y el coeficiente higroscópico de acuerdo a la metodología descripta por Morrás et al. (2020).

Estos datos fueron contrastados con los resultados del análisis de la CIC y la humedad equivalente reportados previamente por Morrás et al. (2016). En muestras de arcilla de este perfil se realizaron determinaciones mineralógicas mediante difracción de RX (equipo Panalytical XPert Pro). Por otro lado, en horizontes seleccionados del perfil 1-B se tomaron muestras no disturbadas con las que se prepararon cortes delgados y se realizó el análisis micromorfológico mediante microscopía óptica de polarización (equipo Leica Wild MZ8), conforme a los criterios descriptivos referidos en Stoops (2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1-Análisis físicos y físico-químicos (Perfil 1-A).

De acuerdo al análisis granulométrico, la fracción arcilla presenta un valor máximo en el horizonte Bt1 de la U.I (30 % de arcilla), disminuyendo progresivamente con la profundidad hasta un 7,8 % en la base de la Unidad (Fig. 2-A). En el paleosuelo superior (P. 1) de la Unidad II, y a pesar de las evidencias de campo, el contenido de arcilla aparece sumamente reducido, oscilando tan solo alrededor de un 5 %. Los valores de esta fracción se incrementan luego ligeramente, con un valor máximo de 15,7 % en la parte media del 2Btkb del paleosuelo 2. Tal como fue considerado con anterioridad (Morrás et al., 2016) estos valores reducidos y erróneos de arcilla en los paleosuelos serían debidos al rol ligante de los carbonatos y del hierro libre, resultando en la formación de micro-agregados (pseudoarenas y pseudolimos) difícilmente dispersables.

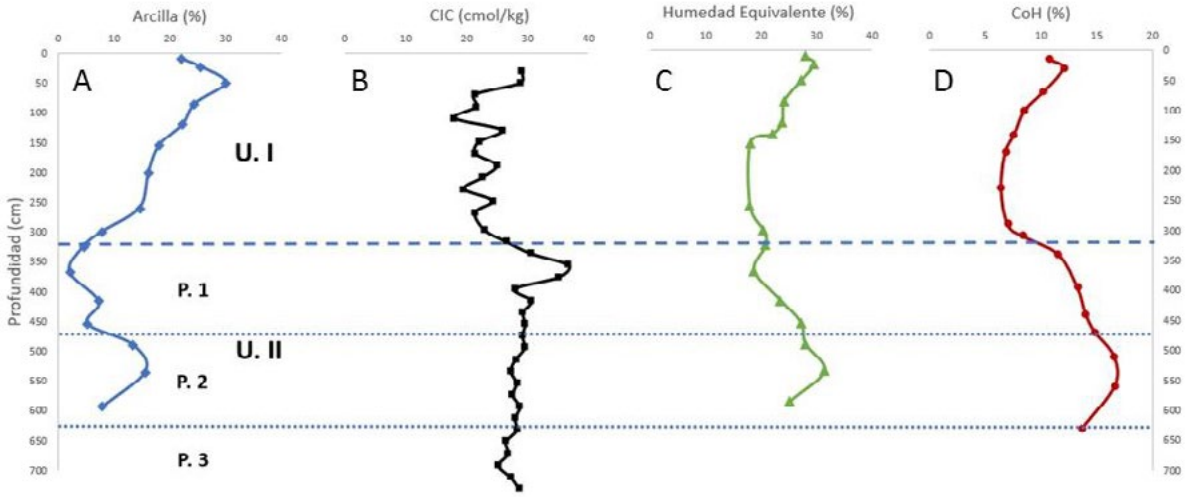


Figura 2. Datos analíticos del perfil 1-A. A: porcentaje de arcilla de los horizontes del suelo actual y paleosuelos de acuerdo al análisis granulométrico. B: Capacidad de intercambio catiónico (muestras tomadas cada 20 cm). C: Datos de la humedad equivalente. D: Datos del coeficiente higroscópico.

Por el contrario, y –de acuerdo a lo que indican resultados preliminares- considerando que la mineralogía de arcillas del horizonte Bt de la U.I y de los paleosuelos de la U.II es similar (dominancia de interestratificados illita-esmectita), los valores de la CIC indicarían que la proporción de arcillas en los paleosuelos es igual o superior a la del horizonte Bt1 de la U.I (Fig. 2-B). Del mismo modo, los datos de retención de agua determinada mediante la humedad equivalente (Fig. 2-C) y el coeficiente higroscópico (Fig. 2-D) muestran una notable coincidencia en función de la profundidad, indicando incrementos del contenido de arcilla en la U.II y en particular en el paleosuelo 2.

2-Micromorfología (Perfil 1-B)

Las imágenes y una breve descripción de los cortes delgados evidencian que las características micromorfológicas de las dos unidades identificadas son claramente contrastantes.

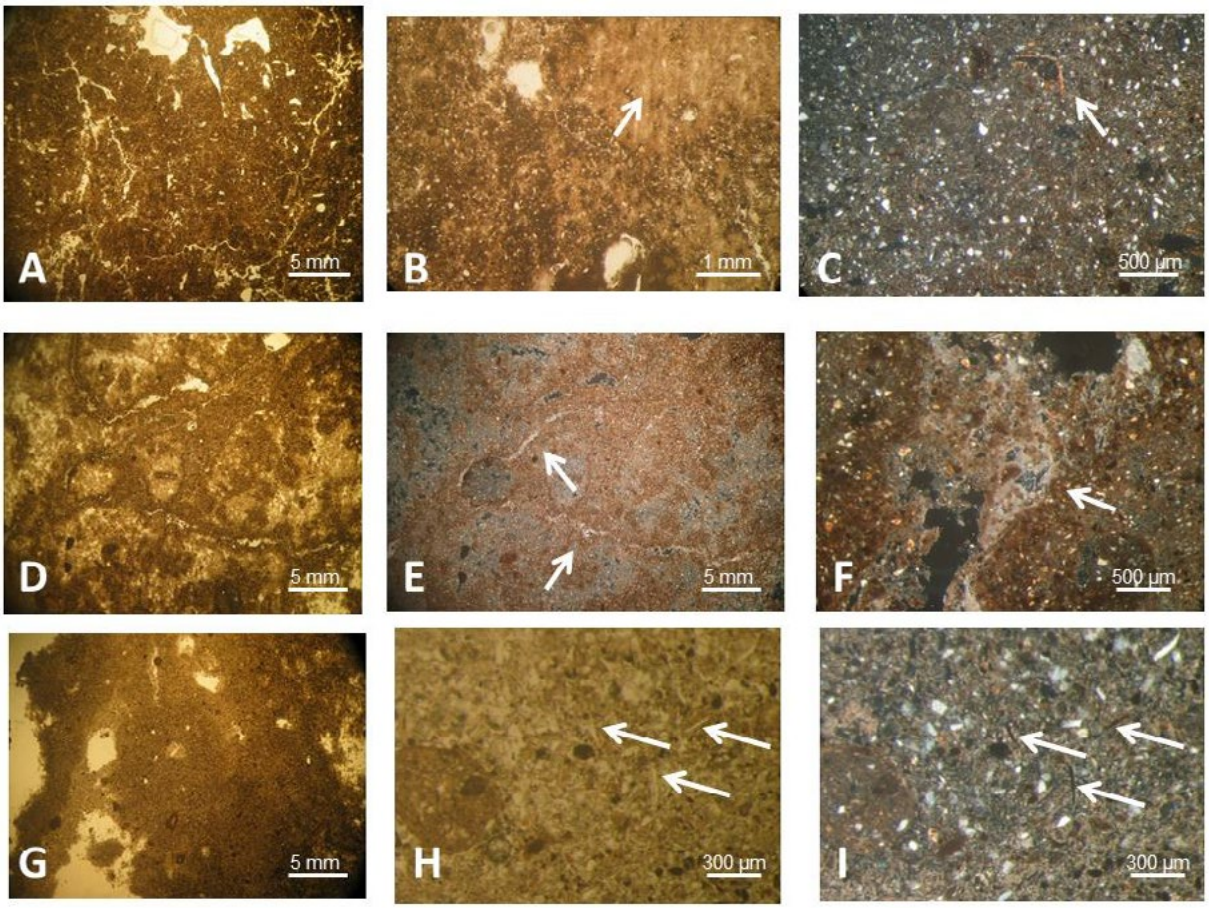


Figura 3. Microfotografías de horizontes de la Unidad I. A: horizonte Bt2 (microestructura; fisuras curvas y bloques subangulares). B: hz. Bt2 (masa basal; la flecha indica masa arcillosa). C: hz. Bt2 (masa basal; la flecha muestra poro con revestimiento de arcilla). D: hz. BCk (microestructura; masa basal con desplazamiento del material de suelo por calcita micrítica). E: hz. BCk (ídem anterior en XPL; las flechas muestran fisuras rellenas con calcita). F: hz. BCk (relleno de calcita; la flecha indica cristales de calcita acicular). G: hz. Ck (microestructura; masa basal y relleno con calcita micrítica). H: hz. Ck (masa basal limosa y con calcita micrítica; las flechas indican espículas de esponja). I: (ídem anterior en XPL; espículas isotrópicas).

En el *horizonte Bt2 de la U.I* la porosidad característica es de fisuras curvas, ligeramente rugosas, delimitando bloques subangulares con cavidades y canales (Fig. 3-A). La masa basal presenta abundante limo (distribución relacionada porfírica de espaciado simple) y se encuentra impregnada por materia orgánica humificada (Fig. 3-B y C). Sin embargo se observan masas de material arcilloso, no orientado, de muy débil birrefringencia, con escasa impregnación de humus (Fig. 3-B). Por otro lado, los revestimientos de arcilla orientada son escasos y delgados (Fig. 3-C). En el *horizonte BCk* es relevante la presencia de masas de calcita micrítica (<10 µm) que desplazan la masa basal limosa generando una matriz heterogénea (Fig. 3-D y E). Gran parte de las fisuras y cavidades se encuentran rellenas con calcita micrítica (Fig. 3-D y E), observándose también algunos rellenos y/o revestimientos con calcita acicular (Fig. 3-F). En el *horizonte Ck* gran parte de la masa basal está constituida por calcita micrítica, que aparece también como rellenos densos en los poros (Fig. 3-G). En la fracción de arena fina se observan espículas de esponja, comunes a frecuentes (Fig.3-H, I).

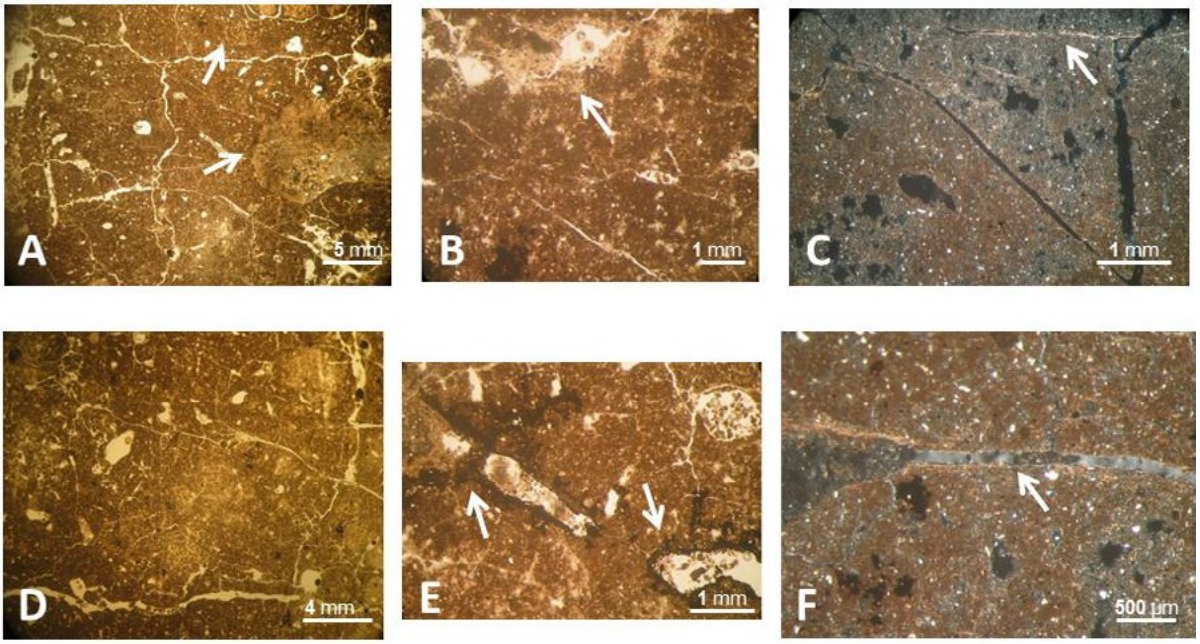


Figura 4. Microfotografías de la Unidad II. A: horizonte 2Btkb1 (fisuras lisas rectas y en diagonal; las flechas muestran nódulos de carbonato). B: hz. 2Btkb1 (fisura en diagonal y nódulos de Mn; la flecha muestra relleno de calcita). C: hz. 2Btkb1 (fisura en diagonal; la flecha muestra delgado revestimiento de arcilla reorientado por presión). D: hz. 2Btkb2 (fisuras lisas; bloques angulares). E: hz. 2Btkb2 (las flechas muestran hipo-revestimientos de Mn-Fe y poros con excrementos). F: hz. 2Btkb2 (masa basal arcillo-limosa; pequeños nódulos de Mn-Fe; en el poro material isotrópico; la flecha muestra revestimiento de arcilla, en parte reorientado por compresión).

1306

En los *horizontes 2Btkb1 y 2Btkb2 del paleosuelo 1 de la Unidad II* se presentan fisuras rectas y lisas, siendo distintivas las fisuras en diagonal, delimitando bloques angulares y en cuña (fig. 4-A, B, C, D). La masa basal es más arcillosa que en la Unidad I, con distribución relacionada porfírica de espaciado doble o triple, de color pardo (fig. 4-A, B, D, E). La fábrica-b es moteada a indiferenciada y ocasionalmente poroestriada (caras de fricción en fisuras). Se observan revestimientos delgados de arcilla, reorientados por compresión, ocasionales (fig. 4- C y F). Los nódulos y rellenos de calcita micrítica son comunes, algunos con impregnación de óxidos de Mn-Fe (fig. 4-A, B). Los hipo-revestimientos y nódulos agregados y dendríticos de Mn-Fe son ocasionales en 2Btkb1 y comunes en 2Btkb2 (Fig. 4-B, E, F). Ocasionalmente se observan rellenos de material fino, pardo claro, isotrópico, con inclusión de granos de limo (Fig. 4-F).

CONCLUSIONES

No obstante la escasa proporción de arcilla que indica el análisis granulométrico en los paleosuelos de la U.II, los datos de la CIC y los análisis de retención de agua a distintas tensiones evidencian un mayor contenido de arcilla en estos materiales que en el suelo actual de la UI. Este resultado se correlaciona con el análisis micromorfológico, que muestra claramente una matriz más arcillosa en los paleosuelos que en el suelo superficial. Por otro lado, la microestructura de los paleosuelos caracterizada por fisuras en diagonal y una fábrica-b con mayor expresión de arcilla orientada incluyendo caras de fricción, pone en evidencia sus características vérticas. Estos datos confirman que el afloramiento de este pedocomplejo –tal como fuera observado en el campo- constituye el material parental del Argiudol vértico (serie Portela) que se ha identificado en el área estudiada, el que sería en consecuencia un suelo policíclico. Como corolario, el modelo geopedológico que surge de estos resultados, debería servir para reconsiderar y mejorar la cartografía de suelos de esta área.

Por otro lado, los nuevos datos obtenidos sobre el Argiudol típico desarrollado en el material de la U.I plantean nuevos interrogantes. Por un lado, si bien se considera que el material parental de este suelo es un limo loéssico, la presencia de espículas de esponja sugiere también aportes de materiales de ambientes lóticos (Bertoldi de Pomar, 1969). Por otro lado, la abundancia de calcita en la masa basal y en los poros de los horizontes BCk y Ck indica un desarrollo del suelo bajo condiciones de clima seco; en particular la calcita acicular podría ser interpretada como resultado de rápida evaporación y desecación del suelo (Durand et al., 2010). Estas condiciones ambientales contrastan con las de clima húmedo estacional y temporariamente reductoras bajo las que se habrían desarrollado los paleosuelos de la U.II. Finalmente, si bien diversos datos indican un incremento de arcilla en el horizonte Bt de este Argiudol típico, los revestimientos de arcilla observados en los cortes delgados son escasos. Por el contrario, se han constatado la presencia de masas de material arcilloso no orientado. Por el momento no resulta claro si esta arcilla resulta de procesos de neoformación e iluviación, o bien si ha sido heredada en el sedimento a partir de materiales fluviales como sugieren las partículas de espongiarios.

BIBLIOGRAFÍA

Bertoldi de Pomar, H. (1969). La micropaleontología continental en los estudios edafológicos. En: *Actas V Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo*, Santa Fe, pp. 727-730.

Durand, N., Curtis Monger, H., y Canti, M. (2010). Calcium carbonate features. En: Stoops, G. et al. (eds.). *Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths*, Elsevier, Amsterdam, pp.149-194

González, J., Cruzate, G. y Panigatti, J. (2013). *Los suelos de la costa NE del Río Paraná (provincia de Buenos Aires)*. Ediciones INTA, Buenos Aires, 141 p.

Morrás, H., Moretti, L., Bressan, E., Rau, M. y Tuja, J. (2016). Una interpretación geopedológica de las series Portela (Argiudol vértico) y Capitán Sarmiento (Argiudol típico), Pampa Ondulada. *Actas XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Río Cuarto (edición digital) pp. 1978-1989.

Morrás, H., Benedito, L., Bressan, E. y Laghi, J. (2020). El coeficiente higroscópico de suelos. Ensayos metodológicos y aplicación al estudio de la fracción coloidal y diversas propiedades físicas y químicas asociadas. En: Dalurzo, H., et al. (eds.). *Actas XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Corrientes. AACS, Buenos Aires, pp. 11-17.

Stoops, G. (2021). *Guidelines for analysis and description of soil and regolith thin sections*. SSS of America & J. Wiley & Sons, NJ, USA, 240 p.

Tuja, I., (2017). *Composición de los materiales parentales de dos series de suelos representativos de la Pampa Ondulada*. Tesis de Grado, Facultad de Agronomía-UBA, 41 p.

IDENTIFICACIÓN DE SUELOS HÍDRICOS EN HUMEDALES PRODUCTIVOS DE CORRIENTES MEDIANTE TUBOS IRIS

Sugita, N. H.[1*], Kurtz, D.[1], Ybarra, D.[1], Flores, J.[1], Navarro Rau, F.[2], Benedito, D.[2]

[1] INTA EEA Corrientes, Grupo Recursos Naturales; *Ruta Nacional 12, km 1008, (3400) Provincia de Corrientes, sugita.nicolas@inta.gob.ar; [2] Instituto de Suelos, CIRN, INTA.

RESUMEN: Los humedales de regiones subtropicales húmedas cumplen un rol clave en la regulación hidrológica y en el desarrollo de procesos biogeoquímicos asociados a condiciones de saturación y reducción del suelo. En la provincia de Corrientes, estos ambientes incluyen tanto humedales naturales, utilizados para pastoreo, como humedales artificiales vinculados a sistemas arroceros bajo riego por inundación. El objetivo de este trabajo fue evaluar la ocurrencia activa de condiciones anaeróbicas mediante dispositivos IRIS (Indicator of Reduction in Soils) en dos humedales en el departamento de Empedrado (Corrientes), un humedal natural degradado -malezal- diferenciando sectores de lomo y surco, y un humedal artificial -cultivo de arroz-. Se instalaron cinco tubos IRIS por sitio, los cuales fueron retirados luego de 15 días en el malezal y de 30 días en el sistema arrocero. La remoción de óxidos de hierro fue cuantificada mediante procesamiento digital de imágenes (PDI) utilizando Python, a partir del análisis del canal alfa y la generación de máscaras binarias para estimar el porcentaje de área reducida por tubo. Los resultados indicaron que todos los ambientes evaluados presentaron evidencias de reducción activa, cumpliendo el criterio de suelo hídrico establecido por la *Hydric Soil Technical Standard*. En el humedal natural, tanto lomos como surcos mostraron porcentajes de remoción superiores al 30%, con una marcada heterogeneidad espacial entre tubos. En el humedal artificial, el riego por inundación generó condiciones anaeróbicas suficientes para promover la reducción del hierro. En conjunto, los resultados confirman la utilidad de los dispositivos IRIS para el diagnóstico funcional de suelos hídricos en sistemas productivos del NE argentino. Asimismo, el uso de PDI se presenta como una herramienta objetiva y reproducible para detectar procesos de reducción, con potencial aplicación en estudios de monitoreo y manejo sustentable de humedales naturales y artificiales.

PALABRAS CLAVE: PDI, Malezal, Arrocera.

INTRODUCCIÓN

Los humedales de regiones subtropicales húmedas, como la provincia de Corrientes, cumplen un rol clave en la regulación hidrológica, el ciclado de nutrientes y la provisión de servicios ecosistémicos. Sin embargo, presentan una elevada variabilidad espacial y temporal en sus condiciones de saturación y reducción, influenciada por factores naturales y por el uso antrópico del suelo. La identificación de condiciones anaeróbicas en suelos es fundamental para comprender procesos biogeoquímicos como la reducción de hierro y manganeso, la desnitrificación y la formación de sulfuros. Tradicionalmente, estos procesos se han inferido mediante rasgos morfológicos del suelo o mediciones de potencial redox y utilización del alfa alfa dipiridil; no obstante, estos métodos presentan limitaciones en ambientes recientemente inundados, degradados o perturbados. En este contexto, los dispositivos Indicator of Reduction in Soils (IRIS) constituyen una herramienta eficaz para identificar condiciones reductoras a partir de la remoción de óxidos de hierro o manganeso aplicados sobre sustratos inertes. Su confiabilidad ha sido demostrada para la identificación de suelos hídricos y la evaluación funcional de humedales naturales y artificiales (Sapkota *et al.*, 2022). Los sistemas arroceros bajo riego por inundación son considerados humedales artificiales. En Corrientes, permanecen inundados entre 60 y 90 días, generando condiciones anaeróbicas

características. Por otro lado, muchos “malezales” han sido identificados como humedales naturales y son utilizados para pastoreo. Frecuentemente se encuentran degradados por erosión hídrica (Kurtz *et al.*, 2010), lo que genera contrastes microtopográficos que pueden condicionar la dinámica redox del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la ocurrencia activa de condiciones anaeróbicas mediante dispositivos IRIS en dos humedales del departamento Empedrado, Corrientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los tubos IRIS consisten en tubos de PVC que están recubiertos con una pintura de óxidos y oxihidróxidos de hierro (principalmente ferrihidrita y goethita) que, en contacto con el suelo y bajo condiciones reductoras, son reducidos por la acción microbiana anaeróbica.

Según la *Hydric Soil Technical Standard*, un suelo se considera hídricamente reductor cuando: el 60% de los tubos instalados en un mismo punto presentan una remoción de óxidos de hierro igual o superior al 30%, en un tramo continuo de 15 cm de longitud, ubicado dentro de los 30 cm superiores del perfil del suelo. En caso de que sea < 30% de remoción, esto indicaría reducción insuficiente para cumplir el criterio de reducción activa.

Este criterio constituye el estándar de referencia utilizado para la identificación de suelos hídricos en contextos regulatorios y de investigación en los Estados Unidos de Norteamérica. No obstante, las condiciones de reducción pueden variar según la posición hidrológica y la dinámica local del humedal.

Se trabajó en dos humedales (Figura 1) del departamento Empedrado, Corrientes y se identificaron 3 sitios:

- Un humedal natural bajo pastoreo y degradado por erosión hídrica (malezal), comparando lomos y surcos.
- Un humedal artificial correspondiente a un cultivo de arroz recientemente inundado.

Figura 1. Sitios analizados, humedal natural (malezal) imagen izquierda y humedal artificial (ensayo de arroz regado) imagen derecha.

Siguiendo el protocolo de colocación de tubos IRIS establecido en el proyecto Humedales de INTA, se colocaron 5 tubos IRIS de 65 cm de largo, de los cuales 50 cm estaban recubiertos por pintura, con un distanciamiento de 50 cm uno de otro en cada sitio de estudio (Figura 2). Se utilizó un calador de diámetro levemente superior al del tubo para perforar el suelo de tal manera que permita introducir el tubo IRIS de forma cuidadosa y no dañar la pintura. Se retiraron los tubos pasados 15 días desde su colocación para el caso del malezal y transcurridos 30 días para la arrocera.

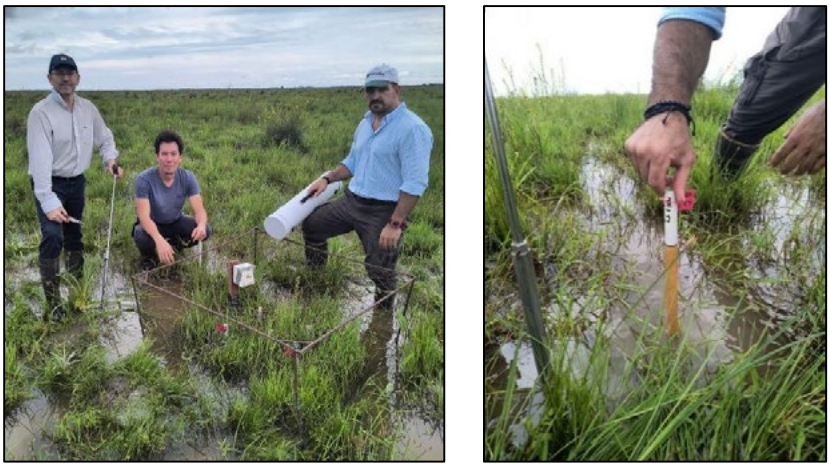


Figura 2. Colocación de los tubos IRIS en el malezal

Luego de la extracción de los tubos, y en gabinete, con la cámara de un teléfono celular se tomaron 3 imágenes de cada tubo desde diferentes ángulos y a una misma distancia, para cubrir toda el área del tubo. Al momento de la toma de imágenes se tuvo en cuenta la luminosidad, un fondo contrastante para que resalte el tubo (material homogéneo y liso de fondo para disminuir posibles errores por el sombreado) como se aprecia en la figura 3. El porcentaje de área despintada se calculó como la diferencia entre el 100% de los pixeles del tubo y la relación entre píxeles pintados y píxeles totales de los tubos (Figura 4). El análisis se realizó de forma individual para cada tubo.

Figura 3. Tubos IRIS. En la imagen de la izquierda se observa los tubos, previo a la colocación en el sitio de estudio. En las imágenes del centro y la derecha, se observa los tubos luego de ser extraídos y lavados del malezal (lomo) presentados sobre un fondo contrastante para la fotografía.

La cuantificación del porcentaje de pintura reducida se realizó mediante PDI utilizando Python y las librerías Pillow (Clark, 2015) y NumPy (Harris *et al.*, 2020). Se emplearon las imágenes originales de los tubos e imágenes enmascaradas de las zonas pintadas de cada tubo. Tanto las imágenes originales, como las máscaras fueron convertidas a formato RGBA para el análisis de transparencia (canal alfa). A partir del canal alfa, se generaron máscaras binarias para identificar el área total de los tubos (Figura 5a, 5c, 5e) y de las zonas pintadas (Figura 5b, 5d, 5f), aplicando un umbral de transparencia (> 50) para reducir el efecto ruido.

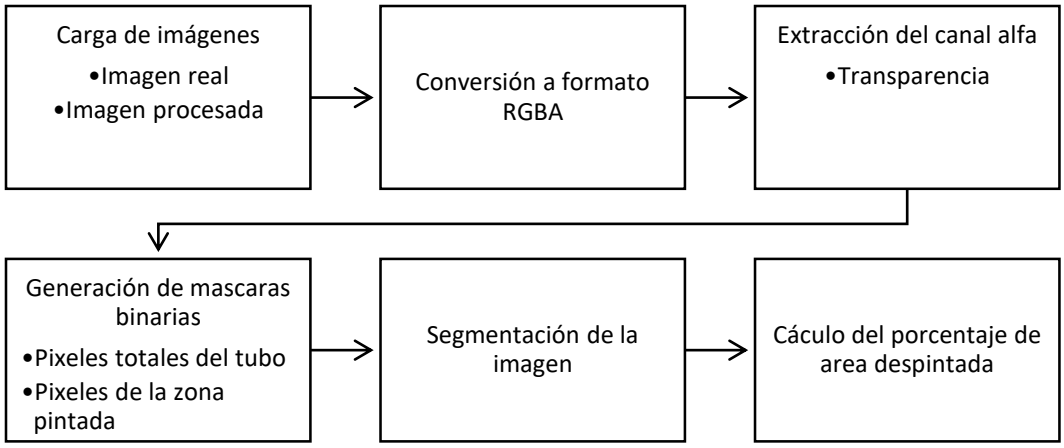


Figura 4. Diagrama de flujo del análisis de imágenes. El método se basa en el uso del canal alfa para generar máscaras binarias y cuantificar el área removida por tubo.

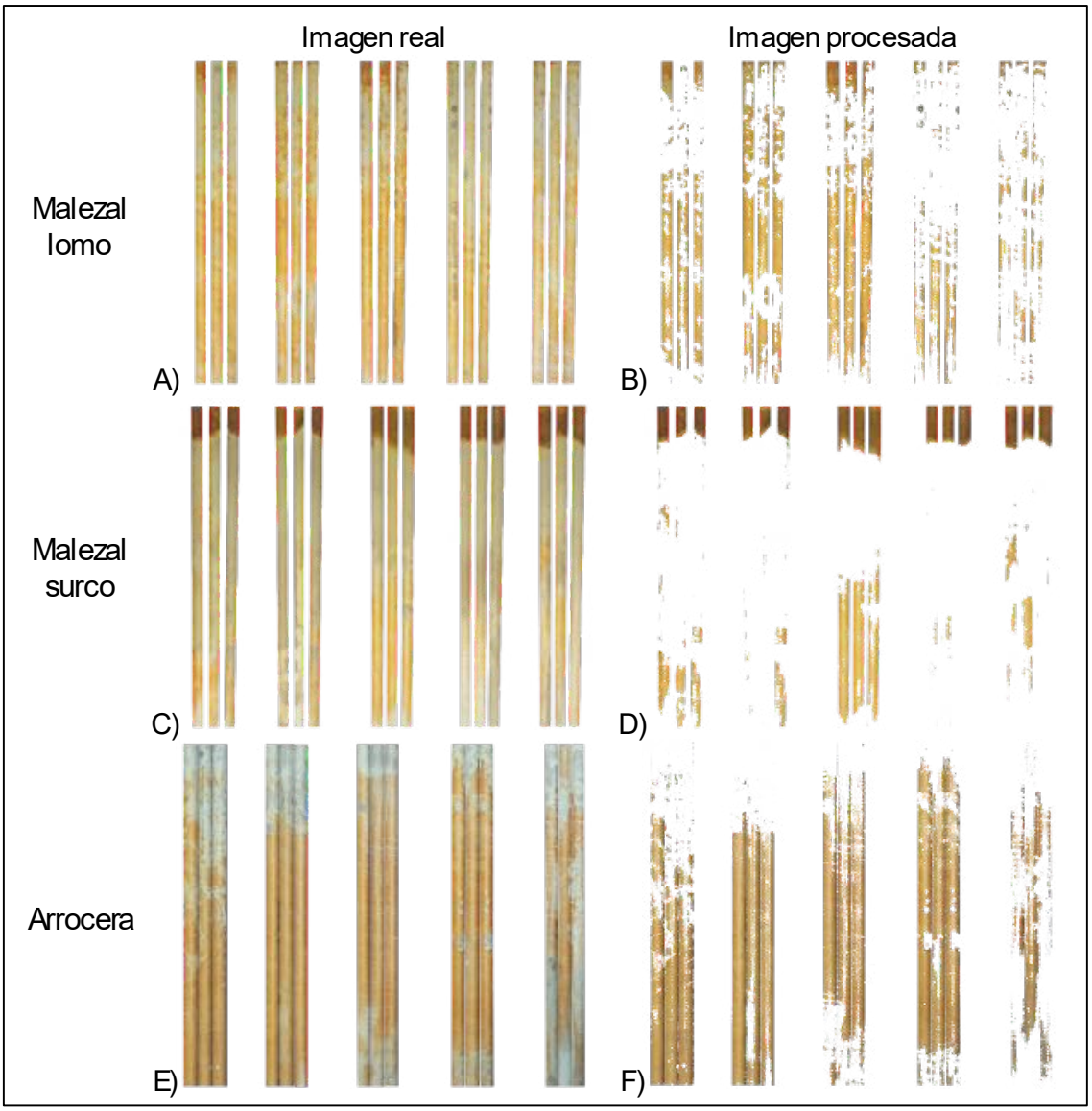


Figura 5. Imágenes de los tubos IRIS usados para el procesamiento y determinación de los porcentajes de área decolorada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del PDI (Figura 6) indicaron que tanto el malezal, en lomos y surcos, y la arrocera presentaron signos de reducción en el suelo (Tabla 1).

En el malezal, el lomo registró valores entre 35,8 y 78,3% y en el surco valores que van de 50,0% a 85,9% de reducción. Como todos los tubos presentaron una decoloración superior al 30% se confirma que son suelos hídricos. En el caso de la arrocera, 4 de los 5 tubos instalados dieron valores de 33,5% a 70,4%, por lo que presentan evidencias de condiciones propias de los suelos hídricos, en el periodo de riego por inundación.

Los tres sitios muestran heterogeneidad comparable entre tubos (Figura 7), lo que indica que la ubicación del tubo condiciona el poder de reducción de cada sitio. En el malezal, la diferenciación microtopográfica entre lomos y surcos se reflejó en distintos grados de remoción de óxidos de hierro, lo que pone de manifiesto una marcada heterogeneidad espacial de los procesos de reducción asociada a la dinámica hidrológica local. En el sistema arrocero, la inundación controlada generó condiciones anaeróbicas suficientes para promover la reducción del hierro, reafirmando su funcionamiento como humedal artificial durante el ciclo de riego.

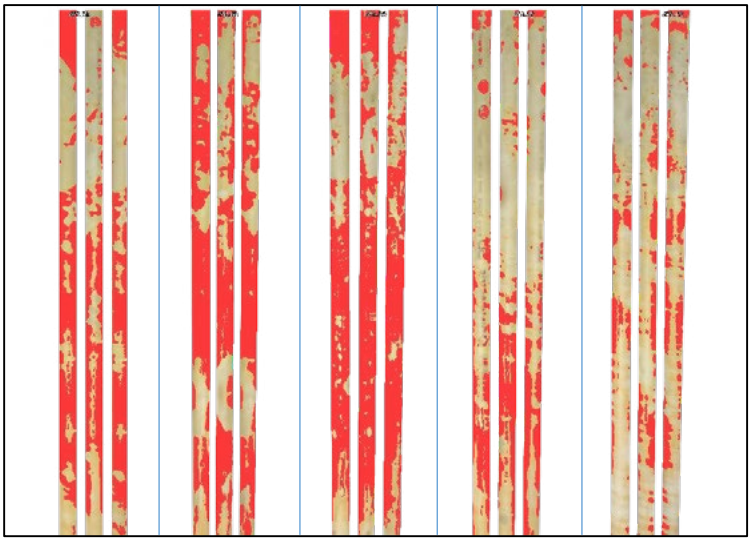


Figura 6. Resultado del PDI de los tubos que se encontraban en el lomo del malezal. Los pixeles pintados de rojo representan las áreas sin decoloración.

Tabla 1. Porcentaje de área de tubo afectado por reducción y confirmación de suelo hídrico

	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 5	Suelo Hídrico
Malezal/lomo	**50,8%**	**40,7%**	**35,8%**	**72,4%**	**78,3%**	Si
Malezal/surco	**73,4%**	**83,7%**	**50,0%**	**85.9%**	**78,0%**	Si
Arrocera	**41,7%**	**33,5%**	**40,6%**	27,0%	**70,4%**	Si

En negrita los tubos que cumplen con las condiciones de 30% o más de área reducida.

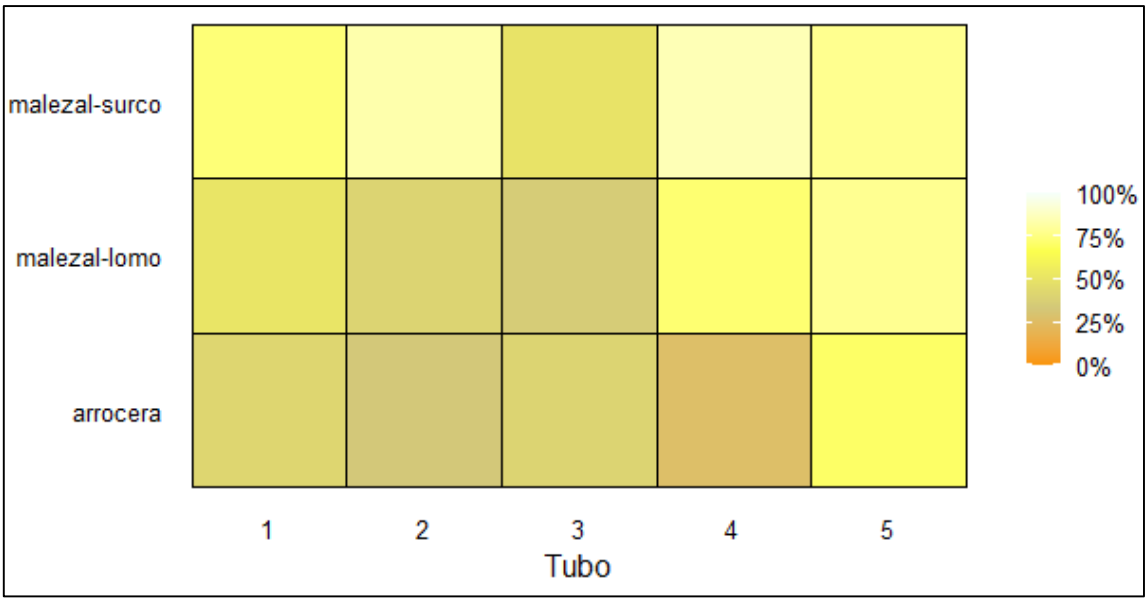


Figura 7. Mapa de calor con los porcentajes de áreas decoloradas en los tubos IRIS por sitios evaluados.

CONCLUSIONES

El uso de dispositivos IRIS evidenció la ocurrencia de condiciones reductoras activas tanto en el humedal natural como en el humedal artificial. En todos los sitios evaluados se cumplió el criterio de reducción establecido por la *Hydric Soil Technical Standard*, confirmando su condición de suelo hídrico, al menos, durante el período de estudio.

La cuantificación de la remoción de pintura mediante PDI permitió una evaluación objetiva y reproducible del proceso de reducción, constituyendo una herramienta complementaria de alto valor para el análisis funcional de humedales. En conjunto, estos resultados destacan la utilidad de los dispositivos IRIS para el diagnóstico de suelos hídricos en sistemas productivos del NE argentino y su potencial aplicación en estudios de monitoreo ambiental, ordenamiento territorial y manejo sustentable de humedales naturales y artificiales.

BIBLIOGRAFÍA

Clark, A. (2015). Pillow (PIL Fork) Documentation, readthedocs. Available at: https://buildmedia.readthedocs.org/media/pdf/pillow/latest/pillow.pdf.

Harris, C. R., Millman, K. J. y van der Walt, S. J. (2020). Array programming with NumPy. Nature, 585, 357–362. DOI: 10.1038/s41586-020-2649-2.

Kurtz, D., Schellberg, J. y Braun, M. (2010). Ground and satellite based assessment of rangeland management in sub-tropical Argentina. Applied Geography, 30(2), 210–220. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.01.006

Sapkota, Y., Duball, C., Vaughan, K., Rabenhorst, M. C. y Berkowitz, J. F. (2022). Indicator of Reduction in Soil (IRIS) devices: A review. Science of the Total Environment, 852, 158419. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158419

TUBOS IRIS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE SUELOS HÍDRICOS EN AMBIENTES EDAFOCLIMÁTICOS CONTRASTANTES DE ARGENTINA

Sugita, N. H.[1*], Kurtz, D. B.[1], Benedito, D.[2], Ybarra, D. D.[1], Flores, C. L. J.[1], Moretti, L. M.[3], Hopechek, L. A.[3], Faule, L.[4], Lanfranco, M. F.[4], Cremona, M. V.[5], Aramayo, V.[5], Vizgarra, L. A.[6], Navarro, M. F.[2]

[1]Estación Experimental Corrientes – INTA. C.P. 3416. El Sombrero - Corrientes. Argentina; [2]Instituto de Suelos – INTA - Hurlingham – Buenos Aires; [3]Estación Experimental Cerro Azul – INTA. Cerro Azul, Misiones; [4]Estación Experimental Manfredi – INTA. Manfredi – Córdoba; [5]Estación Experimental Bariloche – INTA. San Carlos de Bariloche - Neuquén; [6]Estación Experimental Santiago del Estero – INTA. Santiago del Estero. *sugita.nicolas@inta.gob.ar

RESUMEN: La identificación confiable de suelos hídricos es un componente central en la delimitación de humedales, junto con la presencia de agua y la biota adaptada. Tradicionalmente, esta identificación se ha basado en rasgos redoximórficos que reflejan condiciones reductoras por saturación, incluyendo depleciones (baja croma) y concentraciones (moteados, nódulos) de Fe y Mn. Sin embargo, la expresión de estos rasgos depende fuertemente del clima, el material parental, la textura y la dinámica hidrológica, lo que puede dificultar su interpretación en ambientes con alta heterogeneidad edafoclimática. En este contexto, los tubos IRIS (Indicator of Reduction in Soils) constituyen una herramienta funcional que permite evaluar directamente la actividad reductora del suelo a partir de la remoción biogeoquímica de óxidos de Fe^{3+} aplicados artificialmente. El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta del método IRIS en ambientes contrastantes de Argentina y analizar su potencial como herramienta complementaria a los indicadores morfológicos tradicionales. Se instalaron 75 tubos IRIS en 15 sitios distribuidos en Misiones, Corrientes, Santiago del Estero, Córdoba y Neuquén. En cada sitio se colocaron cinco tubos, los cuales fueron retirados luego de 15 a 30 días. La remoción de la pintura se cuantificó mediante procesamiento digital de imágenes hasta los 30 cm establecidos por el método, y exploratoriamente hasta los 50 cm. Los resultados mostraron una alta variabilidad espacial en la intensidad y profundidad de los procesos reductores. En algunos sitios se detectó reducción activa solo en profundidad, asociada a influencia freática, mientras que en otros predominó una reducción superficial vinculada a saturaciones transitorias, pero en la mayoría de los perfiles evaluados se observaron condiciones reductoras. Los resultados respaldan la utilidad de los tubos IRIS para la identificación funcional de suelos hídricos y muestran que la extensión del análisis a 50 cm aporta información clave sobre el origen hidrológico de los procesos reductores en distintos ambientes argentinos.

PALABRAS CLAVE: indicadores, humedales, rasgos redoximórficos.

INTRODUCCIÓN

La identificación confiable de suelos hídricos es uno de los factores centrales en la delimitación de humedales; los otros dos son la presencia de agua y la biota específicamente adaptada. A nivel internacional, los criterios morfológicos basados en rasgos redoximórficos —incluidos colores gley, concentraciones y depleciones de hierro (Fe) y manganeso (Mn)— han sido ampliamente utilizados como evidencia indirecta del régimen hídrico del suelo (USDA). No obstante, la expresión de estos rasgos depende de la interacción entre clima, material parental, textura, dinámica del agua y tiempo de exposición a condiciones reductoras, lo que puede dificultar su identificación en ambientes con alta heterogeneidad edáfica e hidrológica. En este contexto, los tubos IRIS (Indicator of Reduction in Soils) han surgido como una

herramienta funcional para la identificación de condiciones hidromórficas, al proporcionar una medida directa de la actividad reductora activa del suelo a partir de la remoción de óxidos de Fe^{3+} amorfos aplicados artificialmente sobre superficies de PVC. A diferencia de los indicadores tradicionales, que reflejan procesos integrados en escalas temporales prolongadas, los tubos IRIS permiten detectar procesos biogeoquímicos activos en períodos relativamente cortos, ofreciendo un diagnóstico dinámico de suelos hídricos (Vepraskas & Faulkner, 2001; Rabenhorst, 2015). Si bien el método ha sido validado principalmente en regiones templadas y subtropicales del hemisferio norte, su aplicación sistemática en Argentina no ha sido documentada. La diversidad de condiciones edafoclimáticas del país, que abarca desde regiones húmedas subtropicales hasta ambientes semiáridos y áridos, representa una oportunidad para evaluar la robustez y sensibilidad del método IRIS en contextos pedogenéticos e hídricos contrastantes. El objetivo de este trabajo fue analizar la respuesta del método IRIS en ambientes contrastantes de la Argentina, evaluando la remoción de óxidos hasta los 50 cm de profundidad, y discutir su potencial como herramienta complementaria a los indicadores morfológicos utilizados en la identificación de suelos hídricos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los tubos IRIS consisten en tubos de PVC recubiertos con una capa uniforme de óxidos y oxihidróxidos de Fe (principalmente ferrihidrita y goethita), cuya remoción bajo condiciones reductoras ocurre por procesos biogeoquímicos asociados a la reducción del Fe^{3+}. Según la Hydric Soil Technical Standard (HSTS), un suelo se considera reductor cuando al menos el 60% de los tubos instalados presenta una remoción de óxidos ≥ 30% en un tramo continuo de 15 cm dentro de los primeros 30 cm del perfil.

En este estudio se instalaron 75 tubos IRIS distribuidos en distintas regiones edafoclimáticas y de regímenes hídricos contrastantes de Argentina: Misiones (Mi), Corrientes (Co), Santiago del Estero (Se), Córdoba (Cb) y Neuquén (Ne) (Figura 1). En cada sitio se colocaron cinco tubos de 65 cm de longitud, de los cuales 50 cm estaban recubiertos con pintura reactiva, cercanos entre sí, siguiendo el protocolo estándar. Los tubos fueron retirados luego de 15-30 días, dependiendo de las condiciones locales de saturación. Tras la extracción, se fotografiaron los tubos bajo condiciones controladas de iluminación y fondo. La remoción de la pintura se cuantificó mediante procesamiento digital de imágenes utilizando Python, a partir del análisis del canal alfa en formato RGBA y la generación de máscaras binarias. El cálculo se realizó de manera individual para cada tubo. La remoción se evaluó en dos intervalos: dentro de los 30 cm del perfil (criterio estándar HSTS) y extendiendo el análisis hasta los 50 cm pintados del tubo (análisis exploratorio). La evaluación hasta 50 cm se utilizó con fines interpretativos, para analizar la distribución vertical de los procesos reductores y su posible relación con distintos regímenes hidrológicos (superficial *vs.* freático). En cada sitio, al momento de la instalación, y cuando las condiciones lo permitieron, se registró la presencia de indicadores morfológicos de suelos hídricos conforme a la Guía de Indicadores de Campo para Suelos Hídricos en los Estados Unidos (USDA-NRCS, 2025), con el fin de contrastar la información provista por los tubos IRIS con la evidencia morfológica del perfil.

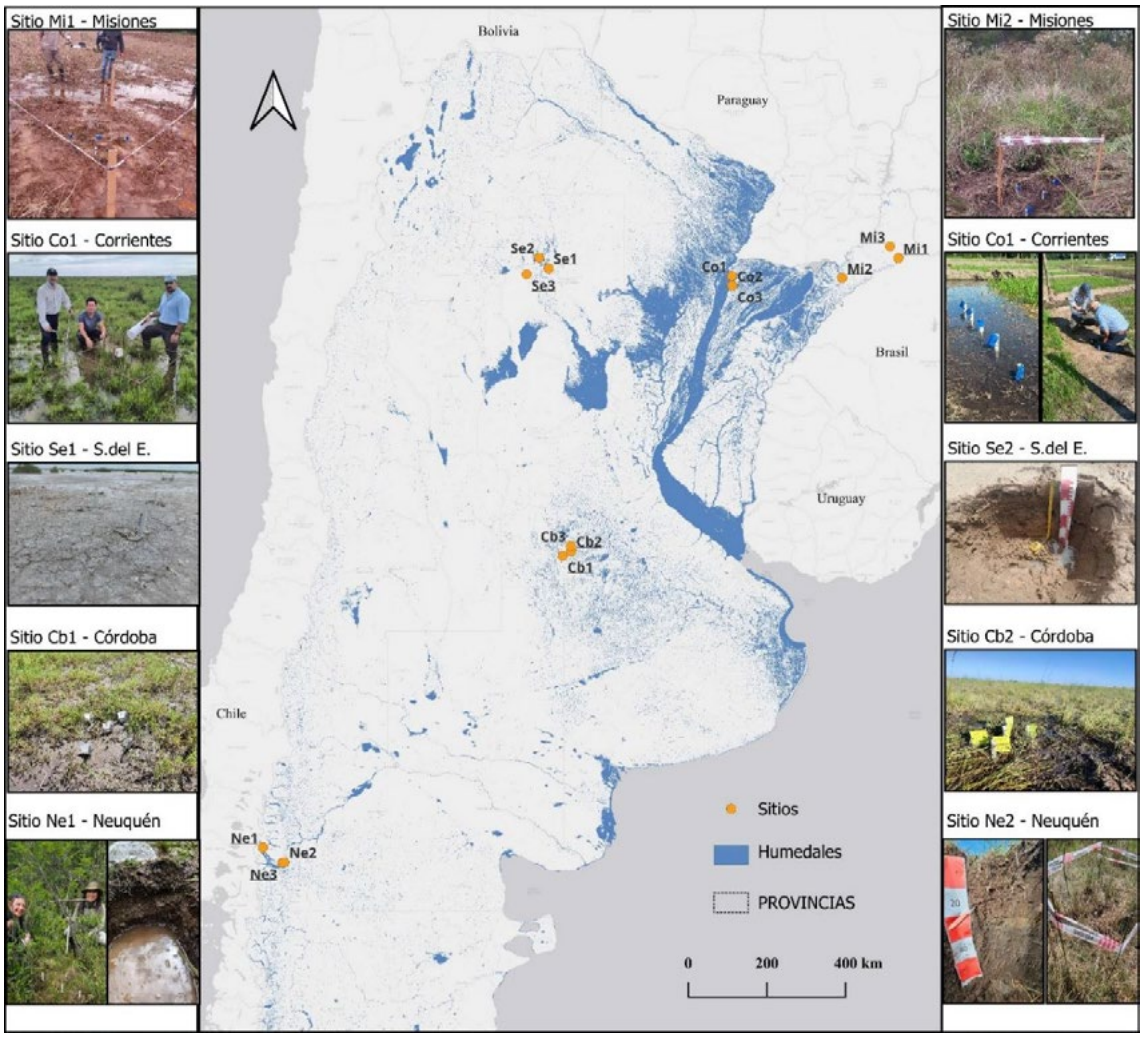


Figura 1. Sitios donde se instalaron los tubos IRIS.

RESULTADOS

De los 75 tubos IRIS instalados, se recuperaron y analizaron 71 (Tabla 1). La remoción de óxidos de Fe mostró una marcada variabilidad entre regiones y entre sitios dentro de la misma región.

En Córdoba, dos de los tres sitios cumplieron el criterio HSTS a 30 cm, con porcentajes de remoción superiores al 60%. En el sitio Cb1 no se alcanzó el umbral mínimo de reducción a 30 cm, sin embargo, al considerar el intervalo 0-50 cm, los porcentajes de remoción aumentaron de manera consistente en los cinco tubos.

En Corrientes, en el malezal (Co1 y Co2) se registraron altos porcentajes de remoción de óxidos tanto en lomos como en surcos, generalmente superiores al 70%. En el sito Co3 (arrocera), si bien se observó mayor variabilidad entre tubos, el conjunto de mediciones cumplió el criterio mínimo según el estándar. Al momento de la instalación se confirmó la presencia de suelos hídricos en el malezal, donde se detectaron los indicadores, superficie redox oscura (indicador F6) y matriz depletada (indicador F3).

En Misiones se observaron marcados contrastes entre sitios. El sitio Mi3 presentó elevada remoción en ambas, cumpliendo el criterio HSTS. Mientras que los tubos de Mi1 y Mi2 no alcanzaron el umbral mínimo de remoción en ninguna profundidad. Sin embargo, en Mi1 se detectó material parental rojo (F21) y en Mi2 los indicadores A7: 5 cm mineral mucky, F1: mineral franco mucky y F13: superficie úmbrica.

Tabla 1. Análisis de la remoción de óxidos de Fe, hasta los 30 y hasta 50 cm de profundidad. USDA-NRCS refiere a los indicadores de suelos hídricos.

Sitios	Profundidad evaluada	Tubos 1	2	3	4	5	¿Cumple criterio IRIS?	USDA NRCS
Córdoba								
Cb1	30 cm	**43,8 %**	29,0 %	22,1%	**35,8%**	29,5%	no	-
	50 cm	**61,6 %**	**49,4 %**	**33,9%**	**45,2%**	**38,0%**	sí	
Cb2	30 cm	**95,9 %**	**99,9 %**	**89,1%**	**98,1%**	**97,4%**	sí	A4
	50 cm	**96,5 %**	**99,7 %**	**93,4%**	**98,7%**	**98,3%**	sí	
Cb3	30 cm	**37,9 %**	26,3 %	**35,2%**	**33,6%**	**69,9%**	sí	A4
	50 cm	**51,6 %**	**39,5 %**	**44,6%**	**52,2%**	**81,1%**	sí	
Corrientes								
Co1	30 cm	**58,5 %**	**36,7 %**	**40,6%**	**86,8%**	**77,6%**	sí	F3-F6
	50 cm	**50,8 %**	**40,7 %**	**35,8%**	**72,4%**	**78,3%**	sí	
Co2	30 cm	**79,4 %**	**83,2 %**	**68,8%**	**79,9%**	**74,7%**	sí	F3-F6
	50 cm	**73,4 %**	**83,7 %**	**50,0%**	**85,9%**	**78,0%**	sí	
Co3	30 cm	**64,5 %**	**44,5 %**	**38,8%**	28,9%	**71,3%**	sí	-
	50 cm	**41,7 %**	**33,5 %**	**40,6%**	27,0%	**70,4%**	sí	
Misiones								
Mi1	30 cm	11,3%	8,4%	7,8%	22,3%	6,8%	no	F21
	50 cm	8,3%	5,4%	5,2%	15,6%	5,0%	no	
Mi2	30 cm	19,7%	10,9%	9,3%	7,6%	9,2%	no	A7-F1-F13
	50 cm	**31,9%**	8,8%	6,0%	8,5%	19,5%	no	
Mi3	30 cm	**94,2%**	**55,5%**	**78,0%**	**82,2%**	**86,2%**	sí	F6
	50 cm	**81,3%**	**44,0%**	**63,5%**	**72,9%**	**72,9%**	sí	
Neuquén								
Ne1	30 cm	**73,6%**	**83,5%**	**85,4%**	**75,5%**	**77,7%**	sí	A3
	50 cm	**84,1%**	**90,0%**	**91,2%**	**84,9%**	**83,6%**	sí	
Ne2	30 cm	11,2%	15,4%	**36,6%**	**33,4%**	**35,7%**	sí	-
	50 cm	4,3%	6,8%	**30,3%**	29,1%	**38,7%**	no	
Ne3	30 cm	**37,7%**	24,8%	15,3%			no	-
	50 cm	**43,0%**	29,9%	29,0%			no	
Santiago del Estero								
Se1	30 cm	3,7%	19,8%	3,5%	28,0%	5,6%	no	-
	50 cm	2,5%	23,3%	2,2%	17,9%	4,8%	no	
Se2	30 cm	2,3%	5,2%	4,8%	2,3%	2,7%	no	-

	50 cm	1,3%	3,1%	2,8%	1,7%	1,7%	no	
Se3	30 cm	**87,1%**	**59,5%**	**35,8%**	**36,9%**	**65,6%**	sí	F3-F6
	50 cm	**89,1%**	**63,0%**	**55,6%**	**40,3%**	**76,6%**	sí	

En Neuquén, el sitio Ne1 presentó elevados porcentajes de remoción de óxidos en todo el perfil evaluado, cumpliendo el criterio HSTS y con el indicador A3: hístico negro, mientras que en Ne2 el criterio mínimo de remoción se cumplió a 30 pero no a 50 cm, evidenciando una disminución de la intensidad de remoción en profundidad. El sitio Ne3 no alcanzó el umbral mínimo en ninguna de las profundidades evaluadas.
En Santiago del Estero, los sitios Se1 y Se2 no presentaron evidencias de reducción en ninguna profundidad. En contraste, en el sitio Se3 se registró una elevada remoción de óxidos tanto a 30 como a 50 cm.

DISCUSIÓN

Los resultados muestran que la aplicación del criterio HSTS dentro de los primeros 30 cm permitió detectar condiciones reductoras activas en humedales con contextos edáficos y climáticos contrastantes, lo que respalda el potencial del método IRIS como herramienta funcional para la delimitación de humedales en la diversidad ambiental Argentina. Sin embargo, la comparación con el análisis extendido hasta 50 cm puso de manifiesto diferencias en la distribución vertical de la remoción de óxidos que aportan información adicional sobre la dinámica redox del perfil. La mayor reducción a más de 30 cm, en un sitio de Córdoba (Cb1), sugeriría un sistema hidromórfico controlado por fluctuaciones freáticas ascendentes. En Cb1, el criterio HSTS no se cumplió en los primeros 30 cm, no obstante, se observó una mayor remoción en profundidad. Este comportamiento es consistente con hidromorfismo producido por saturación prolongada del subsuelo que genera condiciones de reducción que no necesariamente producen rasgos redoximórficos superficiales en el suelo.

En contraste, la presencia de reducción limitada a los horizontes superficiales, observada en Ne2 (Neuquén), indica que el sistema está dominado por saturaciones episódicas asociadas a aportes hídricos superficiales, sin o con menor influencia del nivel freático. Este patrón coincidiría con ambientes donde la hidrología del humedal está regulada por precipitaciones, escurrimiento lateral o acumulación temporal de agua.
En regiones húmedas subtropicales como Corrientes, la elevada remoción de óxidos en ambas profundidades sugiere condiciones reductoras persistentes y verticalmente integradas, lo cual coincide con suelos hidromórficos con saturación prolongada y alta actividad biogeoquímica. En Co3 (arrocera), los elevados porcentajes de remoción resultan particularmente relevantes considerando que los tubos IRIS permanecieron instalados solo 21 días, tiempo transcurrido desde que se inició el riego por inundación en el ensayo. Este período relativamente corto de saturación continua fue suficiente para inducir condiciones reductoras activas, evidenciando una rápida respuesta microbiana del suelo. En sistemas arroceros, caracterizados por altos contenidos de carbono lábil y comunidades microbianas adaptadas a pulsos de anegamiento, la reducción del Fe puede darse en escalas temporales breves. Estos resultados destacan la sensibilidad de los tubos IRIS para registrar eventos hidrológicos intensos, aunque transitorios, y refuerzan su utilidad como indicador funcional del régimen hídrico en ambientes con dinámica de inundación controlada o estacional.
La ausencia de reducción en varios sitios de Misiones y Santiago del Estero confirma la sensibilidad del método para discriminar suelos bien drenados o con saturaciones de corta duración, destacando su utilidad como indicador funcional complementario a los indicadores de suelos hídricos, basado en rasgos morfológicos más tradicionales.
En conjunto, los resultados sugieren que la extensión de la evaluación IRIS hasta 50 cm no modifica la clasificación formal bajo la HSTS, pero puede aportar información valiosa sobre la distribución vertical de los procesos reductores, permitiendo diferenciar sistemas dominados por saturación superficial de aquellos controlados por dinámicas freáticas más profundas. Esta aproximación podría resultar particularmente útil en contextos edafoclimáticos diversos, como

los presentes en Argentina, donde los modelos conceptuales de hidromorfismo desarrollados en otras regiones pueden no capturar completamente la variabilidad local.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en ambientes edafoclimáticos contrastantes de Argentina muestran que la aplicación del criterio de la *Hydric Soil Technical Standard* (HSTS) dentro de los primeros 30 cm permitió detectar condiciones reductoras activas en humedales con distintos regímenes hidrológicos, climáticos y pedogenéticos. Esto respalda la aplicabilidad del método IRIS como herramienta funcional complementaria para la identificación de suelos hídricos en el territorio nacional.

Si bien la clasificación formal bajo el estándar se basa exclusivamente en el intervalo 0–30 cm, la evaluación extendida hasta 50 cm permitió caracterizar la distribución vertical de los procesos reductores, aportando información adicional sobre el posible control hidrológico del sistema (superficial *vs.* subsuperficial). Esta aproximación no modifica el criterio normativo, pero mejora la interpretación funcional del comportamiento redox del suelo.

Este trabajo constituye un primer acercamiento al estudio de los suelos hídricos en ambientes contrastantes de Argentina. Los resultados respaldan la utilidad del método IRIS como herramienta funcional complementaria y abren nuevas preguntas sobre la expresión vertical de los procesos reductores en distintos contextos hidrogeomorfológicos del país.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Fundación Williams por el financiamiento brindado mediante el Subsidio a la Ciencia 2024 al proyecto “Evaluación de indicadores de suelos hídricos para la delimitación de humedales y el desarrollo de una guía de referencia para Argentina. PD 131 - INTA”, cuyo apoyo permitió la ejecución de las actividades de campo y análisis presentadas en este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Navarro, M. F., Calamari, N. C., Navarro, C. S., Enriquez, A., Mosciaro, M. J., Barrios, R., Curcio, M., Dieta, V., García Martínez, G., Iturralde Elortegui, M. R., Michard, N. J., Paredes, P., Saucedo, G. I., Umaña, F. Alday, S., Pezzola, A., Vidal, C., Winschel, C., Albarracín Franco, S., Behr, S., Cianfagna, F., Cremona, M. F., Alvarenga, F., Perucca, R., Lopez, A., Miranda, F., & Kurtz, D. B. (2025). Advancing Wetland Mapping in Argentina: A Probabilistic Approach Integrating Remote Sensing, Machine Learning, and Cloud Computing towards Sustainable Ecosystem Monitoring. Watershed Ecology and the Environment, 7, 144–158. https://doi.org/10.1016/j.wsee.2025.04.001

Rabenhorst, M.C. (2015). Protocol for using and interpreting IRIS tubes. Soil Survey Horizons, 49(3), 74-77. https://doi.org/10.2136/sh2008.3.0074

Sapkota, Y., Duball, C., Vaughan, K., Rabenhorst, M. C., y Berkowitz, J. F. (2022). Indicator of Reduction in Soil (IRIS) devices: A review. Science of the Total Environment, 852, 158419. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158419

United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service (2025). Field Indicators of Hydric Soils in the United States, Version 9.2.

Vepraskas, M. J. y Faulkner, S. P. (2001). Redox chemistry of hydric soils. In Richardson, J.L. and Vepraskas, M.J., Eds., Wetland Soils Genesis, Hydrology, Landscapes and Clasification. Lewis Pubishers, Washington D.C. 417 pp.

REGRESIÓN LOGÍSTICA APLICADA A LA EVALUACIÓN DE TIERRAS PARA LA FORESTACIÓN CON SAUCES EN CÓRDOBA

Vicondo, M. E.[1, 2*], Maguire, V.[1, 3], Marraro, F.[1], Cora, A.[1]

[1]INTA, EEA Manfredi; [2]Instituto Académico Pedagógico de Ciencias Básicas y Aplicadas, UNVM; [3]Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNC; * Ruta Nacional N° 9, km 636, (5988) Manfredi, Prov. de Córdoba, vicondo.manuel@inta.gob.ar

RESUMEN: En la provincia de Córdoba existe la exigencia de mantener al menos entre el 2 y el 5 % de los establecimientos agropecuarios con cobertura forestal. Dadas las características productivas locales, resulta de interés forestar áreas marginales, generalmente asociadas a sectores bajos con influencia de salinidad y sodicidad. En este contexto, el sauce se presenta como una especie promisoria para la actividad. En un sector representativo de la transición entre la pampa loéssica alta y la pampa loéssica plana de la provincia de Córdoba se llevó a cabo un ensayo con cuatro clones de sauce (Yaguareté, Géminis, Los Arroyos y Agronales) con 30 estacas de cada uno siguiendo un gradiente ambiental de salinidad y alcalinidad. A los dos años de implantados se evaluó la supervivencia de cada individuo y se tomaron muestras de suelo aledañas y correspondiente a cada planta. A cada muestra se le midió conductividad eléctrica y pH como indicadores de salinidad y alcalinidad, respectivamente. Con estos datos se ajustó un modelo de regresión logística que permitió evaluar la probabilidad de sobrevida de los sauces en diferentes condiciones de salinidad y alcalinidad. Esta información se graficó en mapas de calor bivariados en donde se identificaron las isolíneas de 75%, 50% y 25% de probabilidad de sobrevida, a partir de las cuales se establecieron umbrales de requerimientos para los parámetros de pH y conductividad eléctrica. Los mismos permitieron fijar criterios de aptitud para la evaluación del territorio respecto a la forestación con cada uno de los clones de sauce en zonas marginales del centro de la provincia de Córdoba. Géminis y Los Arroyos resultaron más sensibles a la salinidad, mientras que Yaguareté y Agronales fueron más sensibles a la alcalinidad. Las predicciones mostraron interacción entre los requerimientos, cambiando los umbrales de aptitud de una variable, al modificar la otra.

PALABRAS CLAVE: requerimientos, suelos salino-sódicos, agroforestal.

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Córdoba existe la exigencia de mantener al menos entre el 2 y el 5 % de los establecimientos agropecuarios con cobertura forestal (Ley 10467). En el centro de la provincia, dentro de la región pampeana, en la transición entre la pampa loéssica alta y la pampa loéssica plana, los suelos tienen un alto valor productivo para cultivos extensivos y el desarrollo de la actividad forestal es escaso. Por este motivo resulta de interés forestar ambientes marginales, como bajos salinos y lagunas temporales buscando crear paisajes multifuncionales y diversificar los servicios ecosistémicos de protección y captura de carbono. En este contexto, los sauces (*Salix* sp.) surgen como una especie adecuada debido a su rápido crecimiento, facilidad de clonación, capacidad de rebrote, adaptación a diferentes ambientes, y alta plasticidad en respuesta a los cambios. Además, la madera de esta especie tiene variadas aplicaciones en la industria (Cerrillo et al. 2015). Para llevar adelante la actividad, es clave evaluar la aptitud del territorio para sostener paisajes forestados con diferentes especies y clones de sauce en suelos con condiciones de anegamiento y salinidad. Existen diversos métodos para la evaluación de tierras, los cuales pueden ser clasificados según su objetivo y forma de presentación de los resultados. Entre ellos, encontramos los métodos estadísticos aplicados, cuando se dispone de suficientes datos de suelo, así como del comportamiento de

los sistemas de uso en el mismo (De La Rosa 2008). Los modelos de regresión logística permiten predecir la probabilidad de que un evento ocurra dada una variable respuesta binaria (Hosmer et al., 2013). En el siguiente trabajo se propone utilizar un modelo de regresión logística como herramienta estadística para la evaluación de la sobrevida de cuatro clones de sauce a diferentes condiciones de pH y conductividad eléctrica (CE) del suelo, de modo de poder establecer categorías de aptitud en función de los requerimientos ambientales, para sostener esta actividad forestal en sectores específicos de la transición entre la pampa loéssica alta y la pampa loéssica plana en el centro de la provincia de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

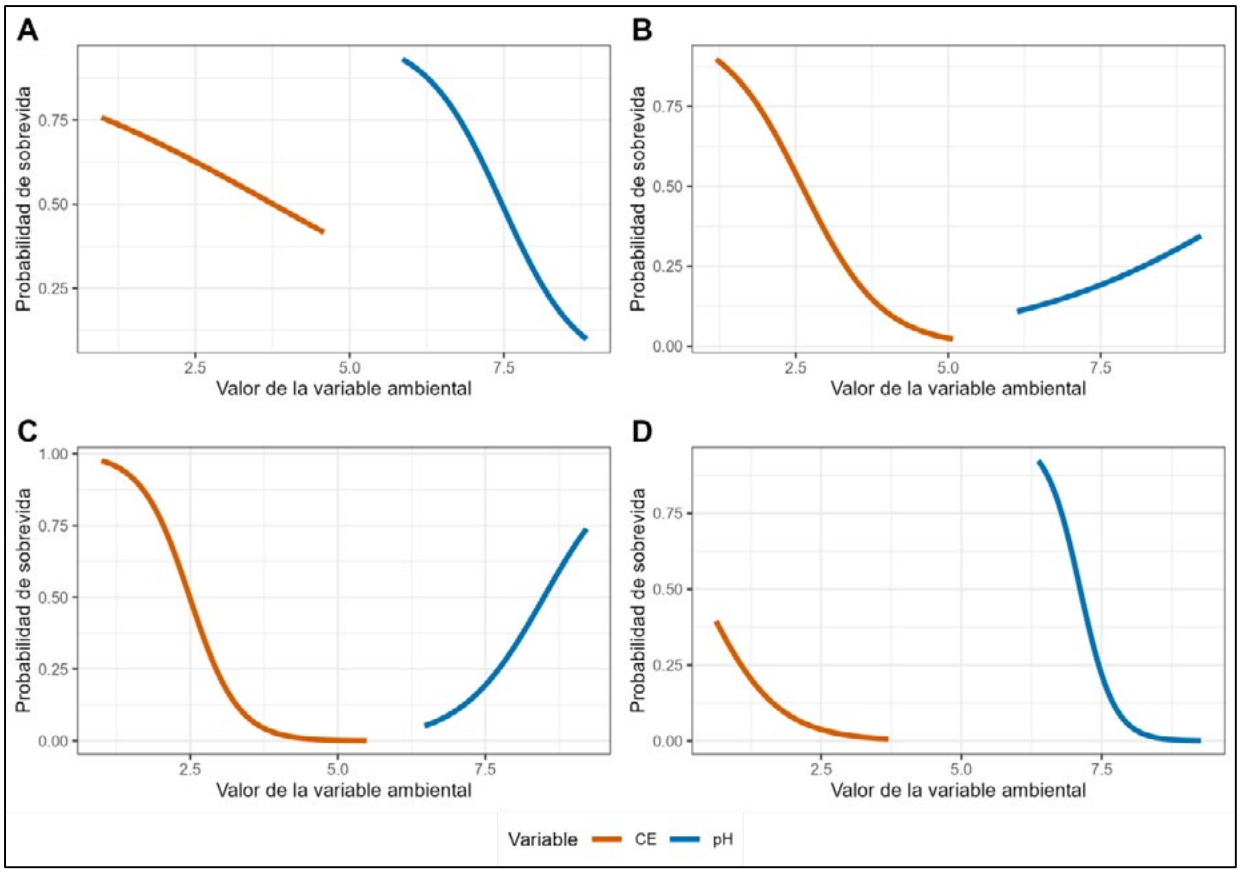
En agosto de 2023 se implantaron 30 estacas de cada uno de los cuatro clones de sauce: Yaguareté INTA-CIEF (*S. alba x Salix* sp.), Géminis INTA-CIEF (*S. matsudana x Salix* sp.) Agronales INTA-CIEF (*S. matsudana x S. alba*) y Los Arroyos INTA-CIEF (*S. matsudana x S. alba*). Las plantas se colocaron en líneas atravesando un gradiente ambiental de salinidad y alcalinidad dentro de un sector asociado a la intersección de vías de escurrimiento y sectores plano cóncavos ocupados por fases por anegamiento, salinidad y alcalinidad de la serie de suelos Manfredi. Este sitio se encuentra dentro de la estación experimental del INTA EEA Manfredi y es representativo de los ambientes mencionados. A los dos años, en agosto de 2025, se evaluó la sobrevida de los clones y se extrajo una muestra de suelo (profundidad 0-40cm) aledaña y correspondiente a cada planta. A cada muestra se le determinó pH y CE como indicadores de alcalinidad y salinidad, respectivamente. Ambos parámetros se midieron en dilución 1:2,5 y a la CE se la multiplicó por 4,04 para asimilarla al valor del extracto de saturación según Sonmez et al. (2008). Se ajustó un modelo de regresión logística, a fin de estimar la probabilidad de sobrevida en función de pH y CE, utilizando como variable respuesta la supervivencia o no de los individuos de cada uno de los clones. Luego, se utilizó ese modelo para predecir la probabilidad de sobrevida de los clones en función de ambas variables ambientales. Los resultados se representaron en un gráfico de calor bivariado donde se graficaron las isolíneas de probabilidad de sobrevida para los valores de 75 %, 50 % y 25 %. Con esta información se determinaron los umbrales de requerimientos de pH y CE para las categorías de aptitud: apta, moderadamente apta, marginalmente apta y no apta (Tabla 1). Todos los análisis estadísticos y modelado se llevaron a cabo en el software R (R Core Team 2026).

Tabla 1. Categoría de aptitud de acuerdo a la probabilidad de sobrevida

Categoría	Probabilidad de sobrevida (%)
A1) Apta	> 75
A2) Moderadamente apta	75 > P > 50
A3) Marginalmente apta	50 > P > 25
N) No apta	< 25

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de CE en el sitio de evaluación variaron entre 0,6 y 5,5 dS/m, mientras que el pH fluctuó entre 5,9 y 9,3. El promedio de pH para individuos que no sobrevivieron fue de 8,1 y el de CE, de 3,5 dS/m. Para los individuos que sobrevivieron el valor medio de pH fue 6,9; y 2 dS/m de CE. Se encontraron individuos vivos entre valores de 0,6 y 4,6 dS/m de CE y en rangos de pH de 5,9 a 9,1. Estos resultados indican que hubo sobrevida en prácticamente todo el rango de las variables ambientales, aunque con diferente probabilidad de acuerdo con el modelo logístico ajustado para cada clon (Figura 1). Se aprecia un comportamiento diferencial entre los parámetros y la sobrevida de los clones. Se observa una relación inversa entre las variables y la sobrevida en Yaguareté y Agronales, mientras que, para Géminis y Los Arroyos, solo se observa este comportamiento con la CE. En estos ultimos clones, se observa una relación directa entre la probabilidad de sobrevida y el pH del suelo. Cabe aclarar que este comportamiento se puede observar para el rango evaluados de las variables ambientales.



1322

Figura 1. Gráfico de regresión logística del efecto de las variables ambientales, conductividad eléctrica (CE) y pH, sobre la sobrevida de cuatro clones de sauce. A: Yaguareté. B: Géminis. C: Arroyos. D: Agronales

La Figura 2 presenta los mapas de superficie de calor simulados a partir del modelo de regresión logística para los diferentes clones de sauce utilizados en el ensayo. Como puede observarse, la respuesta cambia de acuerdo con el clon, siendo Géminis y Los Arroyos más sensibles a la salinidad, mientras que, Yaguareté y Agronales resultaron más sensibles al pH. Esto puede notarse debido al gradiente predominantemente horizontal para los primeros y vertical en los segundos. Por lo tanto, los requerimientos variarán de acuerdo al clon. Por otra parte, en la predicción se observa una interacción entre los requerimientos, variando los niveles requeridos de una variable en función del valor de la otra. De entre todos los clones, Yaguareté se destacó por su gran superficie de buena probabilidad de supervivencia en este ambiente, con menores requerimientos en cuanto a condiciones de salinidad, prosperando en ambientes con los valores más altos de CE. Sin embargo, en la medida que aumenta la CE, disminuye la tolerancia al pH. Por otro lado, Géminis prospera con buenos niveles de sobrevida hasta salinidades moderadas, pero en todo el rango de pH. Sobre los gráficos bivariados de las superficies de calor (Figura 2), se demarcaron las isolíneas de 75 %, 50 % y 25 % de probabilidad de sobrevida que corresponden a los límites establecidos entre categorías de aptitud (Tabla 1). A partir de estas, fue posible estimar los requerimientos para la clasificación teniendo en cuenta ambas variables (CE y pH) a la vez.

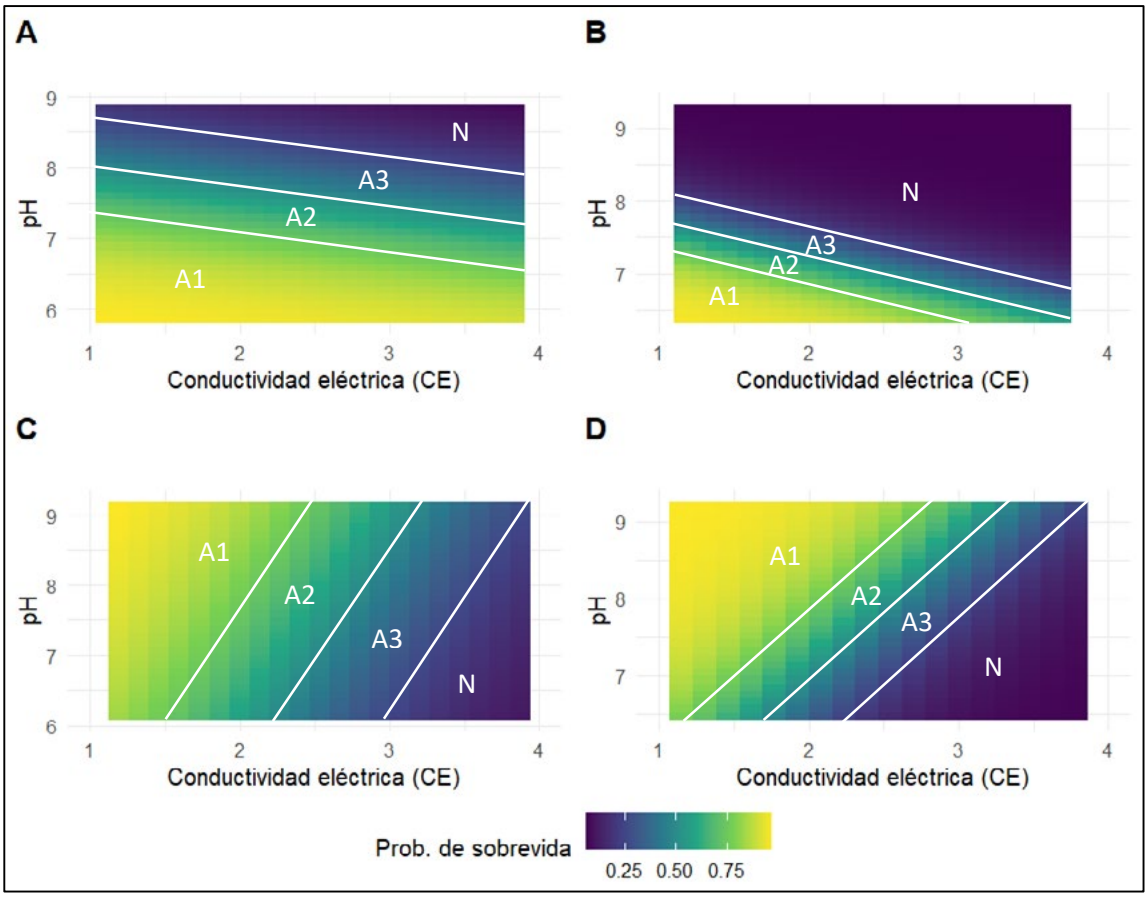


Figura 2. Mapas de calor a partir de predicciones del modelo logístico para cuatro clones de sauce. A: Yaguareté; B: Agronales; C: Géminis; D: Arroyos. El color indica la probabilidad de sobrevida en un rango de pH y conductividad eléctrica (CE), donde amarillo es la mayor probabilidad de sobrevida y azul la menor. Las líneas blancas son isolíneas de probabilidad de sobrevida (75%, 50% y 25%) que separan zonas de aptitud de acuerdo a los requerimientos. A1: apto; A2: moderadamente apto; A3 marginalmente apto; N: no apto.

A modo de ejemplo, en la Tabla 2, se presentan para el clon Yaguareté los umbrales de requerimientos para los valores medios de CE y pH (Figura 1ª). En este caso: el pH deberá ser 7, como máximo, para obtener al menos un 75 % de sobrevida y clasificar como apto; pH entre 7 y 7,5 para una sobrevida de 50 a 75 % clasificando como moderadamente apto; pH de 7,5 a 8 para que sobrevivan entre el 25 y el 50 % de los individuos y ser clasificado como marginalmente apto; y pH mayor a 8 con menos del 25 % de sobrevida, no apto. En tanto, los umbrales para la CE fueron: menor a 2 dS/m para lograr una sobrevida de más de 75 % y ser considerado apto, entre 2 y 3 dS/m para la supervivencia de entre 50 y 75 % y una clasificación de moderadamente apto y mayor a 3 para una sobrevida de entre 25 y 50 % y categoría de marginalmente apto.

Tabla 2. Umbrales de pH y conductividad eléctrica (CE) para establecer las categorías de aptitud de acuerdo a la probabilidad de sobrevida del clon Yaguareté

Probabilidad de sobrevida (%)	Umbral de requerimiento		Categoría de aptitud
	CE (ds/m)	pH	
> 75	< 2	< 7	A1) Apta
75 > P > 50	2 - 3	7 - 7,5	A2) Moderadamente apta
50 > P > 25	> 3	7,5 - 8	A3) Marginalmente apta
< 25		> 8	N) No apta

CONCLUSIONES

El modelo de regresión logística resultó útil para determinar los requerimientos de salinidad y alcalinidad de los diferentes clones de sauce. Así como para generar una herramienta que permita identificar la aptitud de diferentes sitios teniendo en cuenta la interacción entre ambas variables. A partir del contraste de estos requerimientos de salinidad y alcalinidad, con las características de potenciales sitios de plantación, se podrá establecer la factibilidad de establecer la actividad forestal con los diferentes clones de sauce.

BIBLIOGRAFÍA

Cerrillo T., Alvarez J. A., Alvarez J. L., Battistella A., Braccini C. L., Casaubon E., Cortizo S. C., Fernández P. C., Ceballos D. S., Fernandez Tschieder E., Faustino L. I., Fracassi N., García Cortes M., González A., Grieco L., Hemming J. A., Landi L., Mangieri V., Mema V. Y., Monteverde MS, Mujica G. O., Olemberg D. J. (2015). La forestación de salicáceas como aporte al desarrollo sustentable del Delta del Paraná. XXIX Jornadas Forestales de Entre Ríos, 24 y 25 de septiembre, Concordia.

De La Rosa, D. (2008). Evaluación agro-ecológica de suelos para un desarrollo rural sostenible: Capítulo 14: principios básicos de la evaluación. Madrid: Mundi-Prensa. ISBN: 9788484763611.

Hosmer, D. W., Lemeshow, S. y Sturdivant, R. X. (2013). Applied Logistic Regression (3ª ed.). John Wiley y Sons.

Ley 10467. (2017). Plan provincial agroforestal. Legislatura de la Provincia de Córdoba 2 de agosto de 2017. Boletín Oficial de la Provincia de Córdoba.13 de septiembre de 2017.

R Core Team (2025). _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Sonmez, S., Buyuktas D., Okturen F. y Citak S. (2008) Assessment of different soil to water ratios (1:1, 1:2.5, 1:5) in soil salinity studies. Geoderma, Volume 144, Issues 1–2, 2008, Pages 361-369, ISSN 0016-7061. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.12.005.

EL ENFOQUE GEOPEDOLÓGICO EN EL RELEVAMIENTO DE SUELOS DEL SURESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO

Vizgarra, L. A.[1*], Mas, L. I.[2], Moretti, L. M.[3], Faule, L.[4, 5], Lanfranco, M.[4]

[1]EEA INTA Santiago del Estero; [2] EEA INTA Quimilí. [3]EEA INTA Cerro Azul. [4]EEA INTA Manfredi. [5]Universidad Católica de Córdoba. [*]Ruta Nacional N° 9, km 1108, Santiago del Estero. vizgarra.lidia@inta.gob.ar

RESUMEN: El enfoque geopedológico se refiere a la relación entre geomorfología y pedología, e introduce un sistema categórico para la clasificación de geoformas a distintas escalas de análisis. El objetivo de este trabajo es aplicar este enfoque en un área del sureste de Santiago del Estero, a fin de establecer la relación paisaje-suelo como marco conceptual para el relevamiento semidetallado. La clasificación de las categorías superiores se realizó en base al análisis de antecedentes. Para la categoría Forma del terreno, se delimitaron las unidades geomorfológicas a escala 1:50.000, a partir de fotografías aéreas e imágenes satelitales. En cada unidad se caracterizó el paisaje, se identificaron los suelos y se seleccionaron perfiles representativos, que fueron descriptos y muestreados para análisis físicos y químicos de laboratorio. Los suelos se clasificaron hasta nivel de Subgrupo según la Soil Taxonomy. Se reconocieron 7 unidades geomorfológicas: 1) Planicie suavemente ondulada, con presencia de Haplustoles énticos y típicos, y Argiustoles ácuicos; 2) Planicie deprimida, en la que se identificaron Argiustoles ácuicos, Haplustoles énticos y Haplustoles típicos; 3) Planicie deprimida anegable, donde dominan Argiustoles ácuicos y Natrustoles ácuicos; 4) Cubetas interconectadas, en la se describieron Natralboles típicos y Argiustoles ácuicos (en fase sódica); 5) Cubeta bien manifiesta, con Argiudoles ácuicos en el centro, y Argiustoles ácuicos y Argialboles argiácuicos en la aureola externa; 6) Vía de escurrimiento, con presencia de Argiustoles típicos y Argialboles argiácuicos; y 7) Depresión anegable, donde se identificaron Endocualfes mólicos, Natralboles típicos y Natrustoles ácuicos. Esta información es clave para el diseño y aplicación de prácticas de manejo sustentables.

PALABRAS CLAVE: geopedología, Santiago del Estero, Bajos Submeridionales.

INTRODUCCIÓN

Las formas del terreno controlan la formación y distribución de los suelos, y el desarrollo de estos últimos influye a su vez en la evolución del paisaje geomorfológico. Por ello, el estudio de la relación paisaje-suelo es imprescindible como marco conceptual para la cartografía. El enfoque geopedológico (Zinck, 1988) es un sistema jerárquico de clasificación de geoformas en 6 categorías que integra el estudio de las relaciones entre geomorfología y pedología. El mismo pone énfasis en el estudio del paisaje mediante tareas de campo y el uso de sensores remotos, con el fin de identificar y clasificar las distintas geoformas que sirvan para dirigir el mapeo de suelos y la interpretación de las relaciones genéticas entre ambos.

En el extremo noroccidental de la cuenca de los Bajos Submeridionales (provincia de Santiago del Estero), trabajos geopedológicos previos abordaron el estudio de la génesis y distribución de los suelos en la región (Vizgarra et al., 2018a; 2022), información que conformó la base del mapeo semidetallado en este sector de la provincia (Vizgarra et al., 2018b).

El objetivo de este trabajo fue aplicar el enfoque geopedológico en un área ubicada en el noreste del Departamento Belgrano, Santiago del Estero, a fin de establecer la relación paisaje-suelo como marco para el relevamiento semidetallado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área en estudio

El área en estudio abarca un sector al suroeste de la cuenca de los Bajos Submeridionales, en la provincia de Santiago del Estero, con una superficie de aproximadamente 73.000 ha (Figura 1). Esta cuenca es un extenso sistema hidrológico que consiste en una llanura poligénica sujeta a modelado fluvio-eólico, con dirección predominante del flujo noroeste-sureste, de muy escasa pendiente, y sin una red de drenaje definida y organizada, por lo que se producen escurrimientos mantiformes y acumulaciones de agua en superficie durante períodos húmedos (Giraut et al., 2001). Desde el punto de vista geológico, forma parte de la gran cuenca sedimentaria Chacoparanaense (Ramos, 1999), la cual tiene una historia compleja relacionada con distintos procesos de subsidencia extensional. Durante el Cenozoico, la sedimentación en la cuenca estuvo controlada por sistemas fluviales y aluviales efímeros, que luego fueron modificados por la acción eólica. Geomorfológicamente, este sector de la llanura chaqueña pertenece a la región del Chaco Oriental, en el área distal del mega abanico aluvial del Río Salado (Iriondo, 1993). En cuanto a los suelos, se cuenta con información a escala de reconocimiento (Peña Zubiate et al., 1978), según la cual en la zona se observan Haplustoles típicos, Argiustoles típicos y Argiustoles ustálficos, en la que para todos los casos, su uso está condicionado por elevadas temperaturas y/o escasas precipitaciones. El clima es cálido, caracterizado por vientos predominantes de los cuadrantes Sur y Norte, el régimen pluviométrico es de tipo monzónico y presenta una marcada amplitud térmica (Boletta, 2001). Durante los últimos 10 años, el área de estudio ha experimentado situaciones de anegamiento recurrentes que comprometieron su producción agrícola. Esto se atribuyó principalmente a los cambios eco-hidrológicos producto del reemplazo de la vegetación perenne (bosques y pastizales) por sistemas de cultivos anuales de bajo consumo de agua, durante las últimas 3 décadas (Giménez et al., 2015).

Metodología

La clasificación de las primeras cinco categorías del sistema taxonómico propuesto por Zinck (1988), se realizó en base a antecedentes geológicos y geomorfológicos. Luego, para definir la categoría inferior (Forma del terreno) se demarcó un área en la que se reconocieron las unidades geomorfológicas a escala 1:50.000, utilizando fotografías aéreas e imágenes satelitales LANDSAT 5 TM (1986 y 1990), LANDSAT 7 (2000), LANDSAT 8 OLI (2015 y 2016) y SENTINEL (2016, 2017, 2020 y 2021). Con esta información, se delimitaron las unidades de mapeo preliminares y la leyenda jerárquica de las geoformas para el estudio de la relación paisaje-suelo. La densidad de la red de muestreo se estableció de acuerdo con la escala relevamiento (Rossiter y Vargas Rojas, 2004) y se realizaron 92 observaciones y 8 calicatas en total. En cada sitio se caracterizó el paisaje y se describió la morfología del perfil de suelo en base a las normas propuestas por Schoeneberger et al. (2012). Se seleccionaron perfiles representativos de cada unidad geomorfológica y se extrajeron muestras de cada horizonte para análisis físicos y químicos: granulometría por el método de la pipeta (Robinson, 1922), materia orgánica (MO) por oxidación sulfocrómica (Walkley, 1947), conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CE_e) (Richards, 1954) y porcentaje de sodio intercambiable (PSI) por cálculo a partir de la capacidad de intercambio catiónico y el contenido de sodio (Sparks, 1996) (Tabla 2). En base a los resultados obtenidos se clasificaron los perfiles a nivel de Subgrupo según el Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La clasificación de las categorías del sistema geopedológico y el mapa, se presentan en la Figura 1 y Tabla 1. Específicamente en la categoría Forma del terreno, se identificaron y delimitaron siete unidades geomorfológicas. Dada la complejidad de las geoformas y la presencia de microrrelieves en el terreno (microdepresiones y/o microelevaciones), en cada una de ellas se describieron varios tipos de suelos con un patrón de distribución intrincado, conformando unidades cartográficas complejas. Los rasgos hidromórficos fueron una

característica común en todos los suelos, dando cuenta de la influencia del nivel freático en la evolución de los suelos del área. A continuación, se describen las formas del terreno encontradas en el área de estudio: 1) *Planicie suavemente ondulada*: situada al noroeste, en la porción más alta del área estudiada. Dentro de un relieve normal, se reconocieron Haplustoles énticos en posición de loma como suelos dominantes, Haplustoles típicos en media loma, y Argiustoles ácuicos en media loma baja. Los dos primeros suelos son de textura franco limosa, bien provistos de MO, mientras que en los Argiustoles ácuicos la textura varía de franco limosa a franco arcillo limosa, con buena provisión de MO y un horizonte argílico de espesor variable.

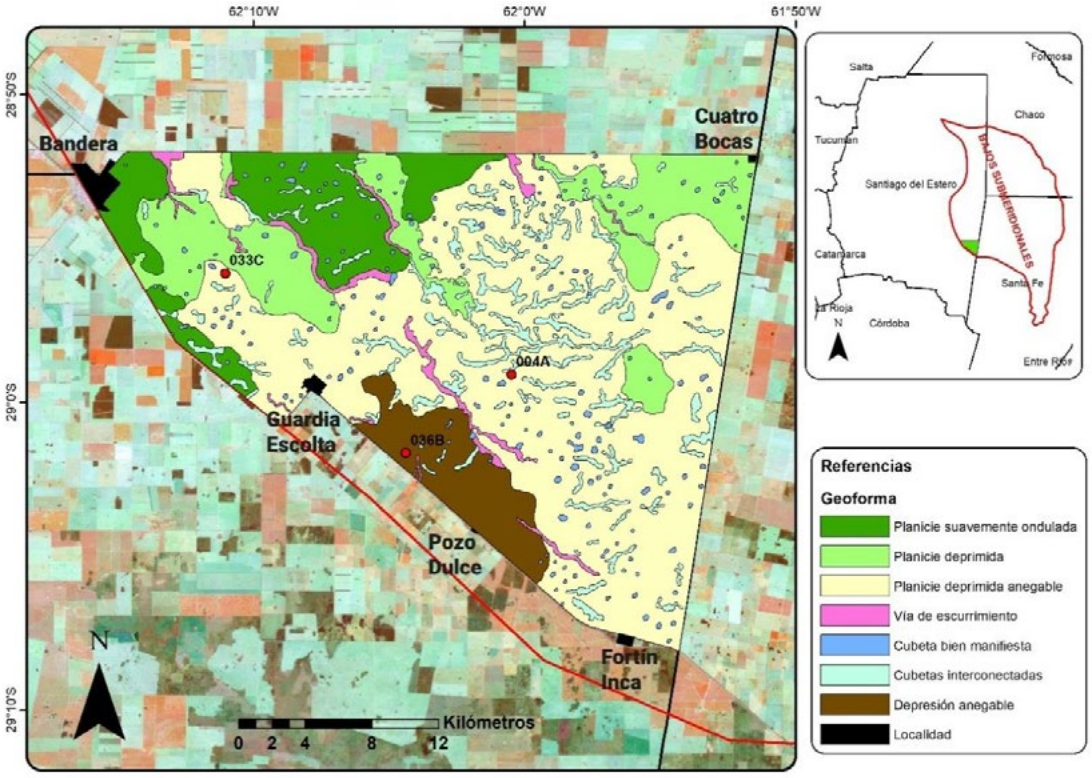


Figura 1. Mapa geopedológico a nivel categórico de Forma del terreno y ubicación del área de estudio.

2) *Planicie deprimida*: comprende áreas poco inundables, de relieve subnormal y pendientes menores al 1 %. Se distribuye mayormente en el sector norte. Se identificaron principalmente Argiustoles ácuicos, y en menor proporción Haplustoles énticos y Haplustoles típicos de características similares a la unidad anterior. 3) *Planicie deprimida anegable*: es la unidad geomorfológica predominante. Se caracteriza por un relieve subnormal y corresponde a áreas poco inundables. Los suelos que dominan son Argiustoles ácuicos y Natrustoles ácuicos, bien provistos de MO, con textura franco arcillo limosa y horizontes argílicos fuertemente desarrollados. En el caso de los Natrustoles, se observaron rasgos de acumulación de sales y sodio en los horizontes subsuperficiales.4) *Cubetas interconectadas:* son unidades alargadas e inundables de relieve ligeramente cóncavo, distribuidas ampliamente en el sector este del área estudiada. En estas geoformas se describieron Natralboles típicos y Argiustoles ácuicos, con algunas fases alcalino sódicas. Estos presentan buen contenido de materia orgánica y una clase textural que varía desde franco limosa en superficie a franco arcillo limosa en el subsuelo. 5) *Cubetas bien manifiestas*: son ambientes inundables, de relieve cóncavo, cuya distribución de los subgrupos reconocidos fueron Argiudoles ácuicos en el centro de la cubeta, y Argiustoles ácuicos y Argialboles argiácuicos en la aureola externa. Los suelos presentaron una granulometría variable, de franco limosa a franco arcillo limosa, estaban bien provistos de MO y en general no presentaron exceso de sales en el perfil, pero se reconocieron fases alcalino sódicas a

distintas profundidades. 6) *Vías de escurrimiento*: son sectores poco inundables, ocupados por antiguos cauces del río Salado, que poseen en general orientación noroeste-sureste. Los suelos descriptos fueron Argiustoles típicos y Argialboles argiácuicos, desarrollados en un relieve subnormal a ligeramente cóncavo. Ambos son suelos muy bien provistos de MO, con textura franco limosa en superficie y franco arcillo limosa en profundidad, pero los segundos se caracterizan además por la presencia de un horizonte álbico y un elevado PSI a partir de los 40 cm. 7) *Depresión anegable*: esta geoforma, frecuentemente inundable, se ubica en el sureste del área estudiada, posee un relieve suavemente cóncavo donde se identificaron Endoacualfes mólicos, Natralboles típicos y Natrustoles ácuicos. Estos suelos, aunque bien provistos de MO en superficie, presentaron severas limitaciones debido a la presencia de sales (detectadas por la elevada CE_e) y alto PSI.

Tabla 1. Clasificación geopedológica del área en estudio según el enfoque de Zinck (1988).

Geo estructura	Ambiente morfol.	Paisaje geomorf.	Relieve	Litología / Facies	Forma del terreno	Suelos
Cuenca Chaco-paranaense	Deposición de sedimentos fluviales y eólicos	Chaco Oriental de la Llanura Chaqueña	Cuenca de los Bajos Submeridionales	Aluvial / eólico	Planicie suavemente ondulada	Haplustoles énticos Haplustoles típicos Argiustoles ácuicos
					Planicie deprimida	Argiustoles ácuicos Haplustoles típicos Haplustoles énticos
					Planicie deprimida anegable	Argiustoles ácuicos Natrustoles ácuicos Argialboles argiácuicos Argiudoles ácuicos Natralboles típicos Endoacualfes mólicos
					Vías de escurrimiento	Argiustoles típicos Haplustoles típicos Argialboles argiácuicos Natrustoles ácuicos
					Cubetas interconectadas	Argiustoles ácuicos Argiudoles ácuicos Argialboles argiácuicos Natralboles típicos
					Cubeta bien manifiesta	Argiudoles ácuicos Argiustoles ácuicos Argialboles argiácuicos
					Depresión anegable	Endoacualfes mólicos Natralboles típicos Natrustoles ácuicos

En la Figura 2 y la Tabla 2 se presentan, a modo de ejemplo, tres de los perfiles analizados.

CONCLUSIONES

La aplicación del enfoque geopedológico permitió la diferenciación de siete unidades a nivel de Forma del terreno, evidenciándose un leve gradiente entre unidades producto de la escasa pendiente del terreno y la influencia del nivel freático. En el sector más elevado, al noroeste del área, se delimitó la Planicie suavemente ondulada, con Molisoles de poco grado de desarrollo pedogenético. En las unidades geomorfológicas ubicadas hacia el este, dominan Molisoles de mayor desarrollo, en muchos casos con elevados contenidos de sodio

en el complejo de intercambio y/o sales en la solución. El gradiente oeste-este está marcado también por una mayor influencia del nivel freático e incidencia de las inundaciones. Esta información es clave para el diseño y aplicación de prácticas de manejo sustentables.

Tabla 2. Datos físicos y químicos seleccionados de algunos perfiles representativos.

Horiz.	Prof. (cm)	Estructura	Rasgos pedológicos	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	MO (%)	PSI (%)	CE_e (dS/m)
Argiustol ácuico - Perfil 004A (28° 59' 0" S - 62°0' 22" W)									
Ap	0-10	Lam.; m.; d.		6,74	64,35	28,91	2,97	1,33	0,48
A	10-25	Bl. ang.; m.; mod.	Mot. f. e.	6,79	61,73	31,48	2,07	1,29	0,19
Bt1	25-45	Bl. ang.; g.; mod.	Mot. f. c.; rev. arc. e.	6,85	57,96	35,19	1,20	1,38	0,24
Bt2	45-64	Bl. ang.; m.; mod.	Mot. f. a.; rev. arc. c.	6,77	60,61	32,63	0,79	1,37	0,29
2Btb1	64-89	Pr.; m.; d.	Mot. f. c.; rev. arc. a.	5,79	57,89	36,32	0,77	2,33	1,03
2Btb2	89-107	Bl. ang.; m.; d.	Mot. f. c.; rev. arc. e.	5,56	63,94	30,50	0,24	3,97	2,90
2BCznb	107-135	Bl. ang.; f.; d.	Mot. f. a.	4,66	68,39	26,94	0,22	9,79	6,18
3Ckzn	135-154	Masiva	Mot. f. a.	5,35	74,24	20,41	0,15	23,75	8,26
Natrustol ácuico - Perfil 033C (28° 55' 45" S - 62°11' 0" W)									
Ap	0-10	Lam.; m.; d.		12,11	62,11	25,79	2,96	1,45	0,30
A	10-22	Bl. ang.; m.; mod.	Mot. f. e.	10,86	58,95	30,20	1,72	1,73	0,13
Bw	22-35	Bl. ang.; g.; d.	Mot. f. c.	10,83	59,38	29,79	1,05	2,75	0,43
BC	35-50	Bl. ang.; m.; d.	Mot. f. a.	12,26	61,84	25,89	0,80	4,55	0,72
2Btnb	50-77	Pr.; m.; mod.	Mot. f. c.; rev. arc. a.	9,87	63,72	26,41	0,33	19,44	2,50
2BCznb	77-104	Bl. ang.; f.; d.	Mot. f. a.; eflor. salinas	11,69	72,51	15,80	0,22	43,73	10,10
2Ckzn	104-147	Masiva	Mot. f. c.	9,29	64,48	26,23	0,23	58,07	15,12
Endoacualf mólico - Perfil 036B (29° 01' 33" S - 62°04' 15" W)									
A	0-11	Bl. ang.; m.; fu.	Mot. f. e.	11,93	58,57	29,50	2,56	2,66	0,49
Bt	11-31	Pr.; g.; mod.	Mot. f. c.; rev. arc. a.	9,45	54,00	36,55	1,20	4,39	0,88
Btzn	31-58	Pr.; m.; mod.	Mot. f. a.; rev. arc. c.	9,33	59,65	31,02	0,51	12,18	5,60
BCzn	58-82	Bl. ang.; m.; d.	Mot. f. a.	9,25	64,52	26,24	0,35	26,43	7,22
Czn	82-106	Masiva	Mot. f. a.	8,79	68,86	22,35	0,27	40,26	9,14
Btkznb/C	106-150	Pr.; m.; d.	Mot. f. a.; rev. arc. a.	9,22	72,45	18,33	0,13	43,51	8,87

MO: materia orgánica; PSI: porcentaje de sodio intercambiable; CE_e: conductividad eléctrica del extracto de saturación; Bl.: Bloques; Pr.: Prismas; Lam.: Laminar; ang.: angulares; m.: medios; g.: gruesos; d.: débiles; mod.: moderados; f.: finos; fu.: fuertes; Mot: moteados; a.: abundantes; c.: comunes; e.: escasos; rev.: revestimientos; arc.: arcilla; eflor.: eflorescencias.

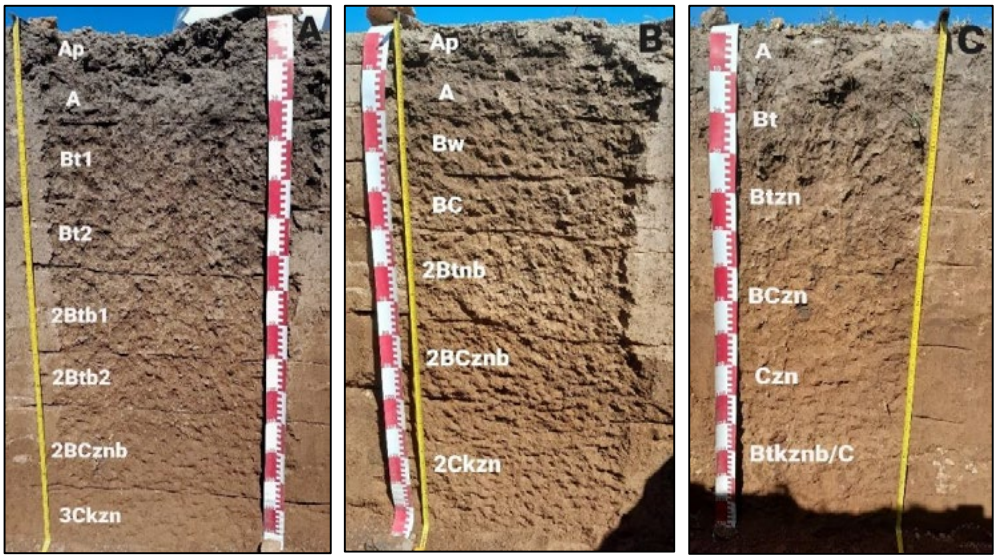


Figura 2. Perfiles representativos de A) Planicie deprimida anegable, Perfil 04A; B) Planicie deprimida anegable, Perfil 033C; y C) Depresión anegable, Perfil 036B.

BIBLIOGRAFÍA

Boletta, P. (2001). *Utilización de información agrometeorológica y satelital para la evaluación de la desertificación en el Chaco Seco - Departamento Moreno, Santiago del Estero*. Tesis Magister en Ciencias Agropecuarias, Mención Agrometeorología. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. 119 pp.

Giménez R., Mercau J. L., Houspanossian J. y Jobbágy E. G. (2015). Balancing agricultural and hydrologic risk in farming systems of the Chaco plains. *Journal of Arid Environments, 123*, 81-92.

Giraut, M., Laboranti, E., Rey, C., Fioriti, M. y Ludueña, S. (2001). Cuenca Propia de los Bajos Submeridionales. Creación de una unidad hídrica independiente. En: *Seminario Internacional sobre manejo integral de cuencas hidrográficas*, 8 al 12 de octubre de 2001, Rosario, Argentina.

Iriondo, M.H. (1993). Geomorphology and late Quaternary of the Chaco (South America). *Geomorphology, 7*, 289-303.

Peña Zubiate, C. A., Salazar Lea Plaza, J. C., Scoppa, C. O., Musto, J. C., Olmos, J., Ruiz Cerdán, E., Bruzzone, J., Benedek, L., y Rondini, M. S. (1978). *Carta de suelos de los departamentos Belgrano y General Toboada provincia de Santiago del Estero para el desarrollo agropecuario de la región centro- este*. Convenio INTA - Gobierno de la Provincia de Santiago del Estero para el Desarrollo Agropecuario de la Región Centro-este.

Ramos, V. A. (1999). Las Provincias Geológicas del Territorio Argentino. En: R. Caminos (Ed.), *Geología Argentina* (pp. 41-96). Subsecretaria de Minería de la Nación, Servicio Geológico Minero Argentino, Instituto de Geología y Recursos Minerales.

Richards L. A., ed. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. USDA Handbook Nº 60. US Department of Agriculture, Washington D.C. 160 pp.

Robinson G. W. (1922). A new method for the mechanical analysis of soils and other dispersions. *Journal of Agricultural Science, 12*(3), 306-321.

Rossiter, D. G. y Vargas Rojas, R. (2004). *Metodologías para el levantamiento del recurso suelo*. ITC, Enschede, the Netherlands; CLAS, Cochabamba, Bolivia. 145 pp. Disponible en: http://www.css.cornell.edu/faculty/dgr2/teach/ssm/SSM_LectureNotes2_E.pdf

Schoeneberger, P. J., Wysocki, D. A. y Benhamy, E. C. (2012). *Field book for describing and sampling soils, Version 3.0*. Natural Resources Conservation Service, USDA, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.

Soil Survey Staff. (2022). *Keys to Soil Taxonomy, 13th edition*. USDA Natural Resources Conservation Service. 401 pp.

Sparks D. L. (Ed). (1996). *Methods of Soil Analysis. Part 3 - Chemical Methods*. ASA, SSSA, CSSA, Madison, USA.

Vizgarra, L. A., Moretti, L. M., Rodríguez, D. M. y Schulz, G. A. (2018a). Aplicación del enfoque geopedológico para el relevamiento semidetallado de suelos en el noreste de Santiago del Estero. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Actas: 1532-1537. Tucumán.

Vizgarra L. A., Moretti, L. M., Rodríguez, D. M. y Schulz, G. A. (Eds.). (2018b). *Carta de suelos de la República Argentina, subcuenca La Esperanza, departamento Moreno, provincia de Santiago del Estero*. Ediciones INTA, Hurlingham, Argentina. 96 pp. https://inta.gob.ar/documentos/carta-de-suelos-de-larepublica-argentina-subcuenca-la-esperanza-departamentomoreno-provincia-de-santiago-del-estero.

Vizgarra, L. A., Moretti, L. M., Tenti Vuegen, L., Rodríguez, D. M., Schulz, G. A., Bressan, E. M. y Laghi, J. D. (2022). Geopedología del sector noroccidental de la cuenca de los Bajos Submeridionales, Argentina. *Ciencia del Suelo, 40*(1),112-125.

Walkley A. (1947). A critical examination of a rapid method for determination organic carbon in soil: effect of variations in digestion conditions and inorganic soil constituents. *Soil Science, 63*, 251-264.

Zinck, J. A. (1988). *Physiography and Soils Lecture Note SOL.4.1.* International Institute for Geoinformation Science and Earth Observation (ITC), Enschede (NL), pp 156.

TRABAJOS EXTENDIDOS

ÁREA TEMÁTICA 6: Contaminación del Suelo y Calidad del Medio Ambiente

MITIGACIÓN DE LA EMISIÓN DE ÓXIDO NITROSO TRAS LA FERTILIZACIÓN UTILIZANDO DIFERENTES DOSIS DE BIOCARBÓN

Amado Torres, A. E.[1, 2*], Pérez, G.[2], Debiana, E.[3], Abelli, A. P.[3], Jalikis, T.[4], Cosentino, V. R. N.[1, 2]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; [2] Instituto de Suelos, CIRN, CNIA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; [3]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [4]Universidad de Morón; *De los Reseros y Nicolás Repetto, Hurlingham, Provincia de Buenos Aires, amadotorres.angela@inta.gob.ar

RESUMEN: La aplicación al suelo de efluente líquido de tambo (ELT) como fertilizante orgánico es una alternativa para su valorización. Sin embargo, su aplicación al suelo puede aumentar la emisión de óxido nitroso (N_2O), uno de los principales gases de efecto invernadero emitidos desde el sector agropecuario. El N_2O se produce naturalmente en el suelo a partir de procesos microbianos, que requieren nitrógeno como sustrato. El biocarbón presenta elevada capacidad de adsorción, lo que favorece la retención del nitrógeno y reduce su disponibilidad para los microorganismos involucrados en la producción de N_2O. Por esto, la aplicación de biocarbón en combinación con el ELT podría contribuir a la mitigación de la emisión de N_2O. En este contexto, el objetivo del presente ensayo fue evaluar el efecto de la dosis de biocarbón sobre la dinámica de las emisiones de N_2O durante los siete días posteriores a la aplicación del ELT. El experimento se realizó en una pastura, sobre un suelo Argiudol vértico, en el INTA Castelar, Provincia de Buenos Aires. Se estableció un diseño experimental en bloques completamente aleatorio con cuatro bloques y cinco tratamientos. Los tratamientos fueron: testigo (T), efluente liquido de tambo (ELT), ELT con 2 t ha^{-1} de biocarbón (B1), ELT con 5 t ha^{-1} de biocarbón (B2), ELT con 8 t ha^{-1} de biocarbón (B3). La aplicación de ELT incrementó significativamente las emisiones de N_2O, mientras que la adición de biocarbón redujo dicho incremento de forma significativa y dependiente de la dosis, alcanzando una disminución cercana al 80% con la dosis más elevada. Las condiciones ambientales, particularmente la temperatura y un evento de precipitación, influyeron en la dinámica temporal de la emisión de N_2O. Estos resultados evidencian el efecto de la dosis sobre el potencial del biocarbón para mitigar la emisión de N_2O asociada a la aplicación de ELT.

PALABRAS CLAVE: efluente líquido de tambo, fertilización orgánica, gases de efecto invernadero.

1332

INTRODUCCIÓN

La generación de efluente líquido de tambo (ELT), subproducto de la producción lechera, plantea un desafío ambiental, aunque también ofrece una oportunidad de aprovechamiento, siendo una alternativa su aplicación al suelo como fertilizante orgánico. El ELT está constituido por una fracción sólida (materia fecal, residuos de alimento y lodos) y una fracción líquida (restos de leche, aguas de lavado y orina) (Charlón *et al*., 2007). Debido a esta composición, el ELT es rico en nutrientes y materia orgánica, lo que justifica su uso agronómico. Sin embargo, la aplicación del ELT al suelo puede aumentar la emisión de N_2O, uno de los principales gases de efecto invernadero emitidos desde el sector agropecuario (IPCC, 2023). El N_2O se produce en el suelo principalmente a través de los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación. El flujo de N_2O está regulado por factores como la disponibilidad de nitrógeno (N) y carbono (C), el contenido de agua, el pH del suelo y la temperatura del aire y del suelo, entre otros (Liao *et al*., 2023). Durante los primeros días posteriores a la aplicación de fertilizantes orgánicos aumenta la disponibilidad de N y C, lo que se traduce en un potencial

aumento de la emisión de N_2O. Además, la aplicación de ELT, con alto contenido de agua, incrementa el espacio poroso saturado con agua (EPSA), favoreciendo la formación de micrositios anaeróbicos. Y, dado que la desnitrificación se ve favorecida en condiciones de bajo oxígeno, este cambio conduce a una intensificación de dicha vía metabólica.
Entre las estrategias de mitigación de la emisión de N_2O se destaca la aplicación conjunta de ELT con materiales capaces de adsorber N y liberarlo gradualmente, como el biocarbón. Este material, obtenido por la pirólisis de la materia orgánica, presenta en general alta superficie especifica y capacidad de intercambio catiónico (Wang *et al.*, 2023). Se espera que, a mayores dosis de biocarbón, el efecto mitigador sea más pronunciado debido a la reducción en la disponibilidad de N para los microorganismos productores de N_2O. En este contexto, el objetivo del presente ensayo fue evaluar el efecto de la dosis de biocarbón sobre la dinámica de las emisiones de N_2O durante los siete días posteriores a la aplicación del ELT.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo durante el mes de noviembre de 2025 en una pastura ubicada en el INTA Castelar, provincia de Buenos Aires, sobre un suelo Argiudol vértico. La pastura fue implantada mediante la siembra de alfalfa (*Medicago sativa* L.), festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.), rye grass (*Lolium perenne* L.) y cebadilla (*Bromus catharticus* Vahl.). Se estableció un diseño experimental en bloques completamente aleatorizado con cuatro bloques (repeticiones) y cinco tratamientos. Cada una de las unidades experimentales tenía un área de 4 m^2. Los tratamientos aplicados fueron: testigo (T), efluente líquido de tambo (ELT), ELT con 2 t ha^{-1} de biocarbón (B1), ELT con 5 t ha^{-1} de biocarbón (B2), ELT con 8 t ha^{-1} de biocarbón (B3). El ELT se aplicó a una tasa de 12,5 L m^{-2}.
La emisión de N_2O se midió una vez al día, para estimar el flujo diario, utilizando cámaras estáticas cerradas. Se utilizó una cámara por unidad experimental. Los datos fueron analizados mediante el test de Friedman utilizando el programa InfoStat (Di Rienzo *et al*., 2020). Simultáneamente al muestreo de N_2O se tomó la temperatura del aire y del suelo, y se llevó el registro de las precipitaciones. Los datos de las precipitaciones se obtuvieron de una estación meteorológica ubicada aproximadamente a 500 metros del campo experimental.
El biocarbón se produjo mediante pirólisis, durante 100 minutos a 600°C, de una especie de caña de bambú llamada Tacuaruzú (*Guadua chacoensis*). Posteriormente el biocarbón se molió a mano y se tamizó a través de dos mallas de tamaño 20 y 4 (que corresponden a un tamaño de partícula entre 0,84 y 4,75 mm). El ELT se obtuvo de la laguna de almacenamiento de un tambo ubicado en Lobos, Provincia de Buenos Aires.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La emisión de N_2O acumulada durante los siete días fue máxima en el tratamiento ELT y este incremento se redujo a medida que aumentó la dosis de biocarbón agregada. La emisión de N_2O presentó diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos. El tratamiento ELT presentó los valores más altos, mientras que el T mostró los valores más bajos. Los tratamientos B1, B2 y B3 presentaron valores intermedios, con superposición parcial entre grupos según la prueba de Friedman ($p < 0,05$). Los valores promedio acumulados (± desvío estándar), en orden descendente, fueron: ELT 132,09 ± 55,54; B1 55,20 ± 23,93; B2 38,22 ± 15,92; B3 28,22 ± 9,91; y T 1,47 ± 1,21 g $N–N_2O$ ha^{-1} (Figura 1). El tratamiento con la mayor dosis de biocarbón (8 t ha^{-1}) presentó el mayor efecto en la reducción de la emisión de N_2O, emitiendo en promedio 78,64 % menos que ELT. Mientras que los tratamientos B1 (2 t ha^{-1}) y B2 (5 t ha^{-1}) no presentaron diferencias significativas entre sí y emitieron en promedio 64,64% menos que el tratamiento ELT. Se ha reportado que el efecto del biocarbón sobre las emisión de N_2O es variable y depende de múltiples factores, entre ellos la materia prima, las condiciones de producción y la dosis aplicada de biocarbón, así como del tipo de cultivo, las características del suelo y las condiciones climáticas (Shrestha *et al*., 2023; Zhong *et al*., 2025). En este sentido, los valores de mitigación de la emisión de N_2O obtenidos en este estudio son consistentes con los reportados por Shrestha *et al*. (2023), quienes realizaron un metaanálisis y evaluaron el efecto de la aplicación al suelo de biocarbón en combinación con distintos fertilizantes. Dichos autores informaron una reducción promedio del 31 % en la

emisión de N_2O, con un rango de disminución que varió entre el 9 % y el 95 % en los estudios analizados. Sin embargo, porcentajes de mitigación similares al reportado en este estudio se han obtenido con mayores dosis de biocarbón. Ashiq *et al.,* (2020) encontraron una reducción de N_2O de 90 % al aplicar 20 t ha^{-1} en combinación con estiércol bovino.

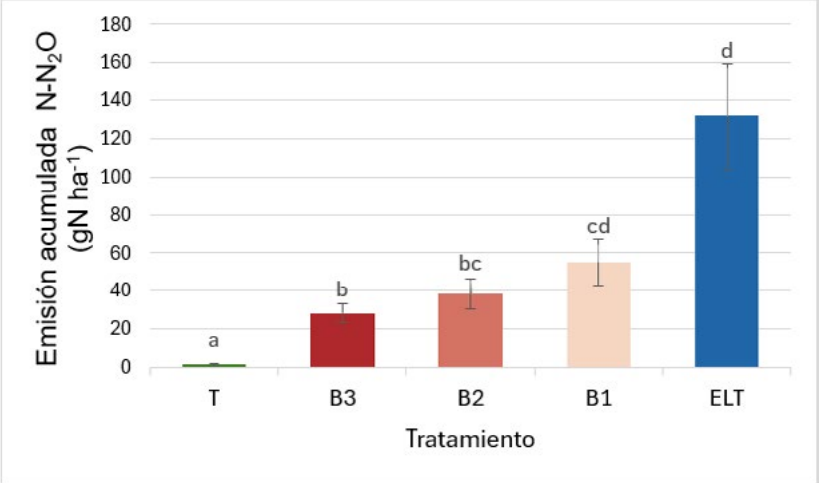


Figura 1. Emisión de N-N_2O acumulada durante 7 días posteriores a la aplicación de los tratamientos. Testigo (T), efluente líquido de tambo (ELT), ELT con 2 t ha^{-1} de biocarbón (B1), ELT con 5 t ha^{-1} de biocarbón (B2), ELT con 8 t ha^{-1} de biocarbón (B3). Las barras de error indican el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos según la prueba de Friedman con comparaciones múltiples ($p < 0,05$).

1334

El análisis del flujo diario de N_2O mostró un patrón temporal similar en todos los tratamientos con aplicación de ELT (Figura 2), caracterizado por un aumento de la emisión hasta el quinto día posterior a la aplicación y una disminución durante el sexto y séptimo día. El incremento observado entre el primer y el quinto día podría estar asociado a la activación de los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación, favorecidos por la mayor disponibilidad de sustratos nitrogenados aportados por el efluente. Este patrón ha sido ampliamente reportado en estudios que evalúan la aplicación de fertilizantes, en los cuales se registran picos de emisión de N_2O durante los primeros días posteriores a la aplicación de la fuente de N (Zentgraf *et al*., 2025; Zhang *et al*., 2023). En este contexto, es probable que los tratamientos con biocarbón hayan presentado menor disponibilidad de N, lo que habría dado lugar a picos de emisión de menor magnitud.

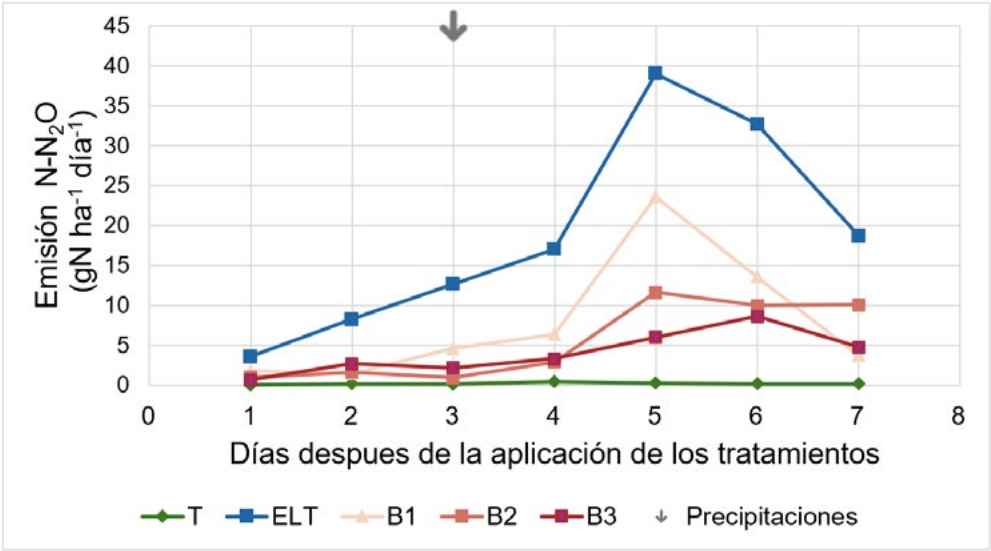


Figura 2. Emisión diaria de N-N_2O. T: Testigo, ELT: Efluente liquido de tambo, B1: ELT con 2 t ha^{-1} de biocarbón, B2: ELT con 5 t ha^{-1} de biocarbón, B3: ELT con 8 t ha^{-1} de biocarbón.

Respecto a los factores ambientales reguladores de la emisión de N_2O, la temperatura del aire (22–30 ºC) y del suelo (17–20 ºC) (Figura 3) se ubicaron dentro de rangos óptimos para la actividad microbiana (Chen *et al*., 2025), lo que probablemente contribuyó a la intensificación de los procesos involucrados en la producción de N_2O durante los primeros días posteriores a la aplicación del ELT. Si bien la temperatura del suelo mostró una variación acotada, estos valores son compatibles con tasas elevadas de nitrificación y desnitrificación, especialmente en presencia de alta concentración de N mineral.

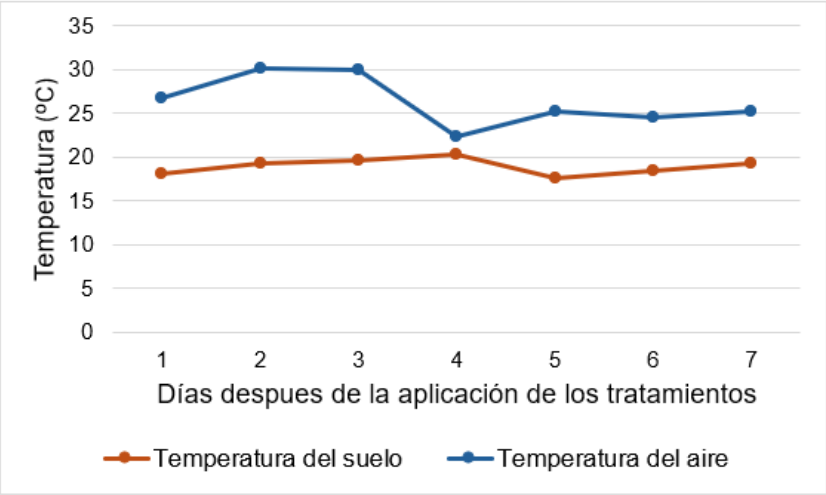


Figura 3. Temperatura promedio del aire y del suelo a lo largo del ensayo.

Adicionalmente, al tercer día después de la aplicación de los tratamientos ocurrió un evento de precipitación de 27 mm, el cual podría explicar el aumento de la emisión de N_2O observado en los días subsiguientes en todos los tratamientos. Este aporte hídrico probablemente incrementó el contenido de agua del suelo y redujo la difusión de oxígeno, generando condiciones anaeróbicas favorables para la desnitrificación y consecuente producción de N_2O. Se ha reportado en la literatura que los pulsos de humedad posteriores a la aplicación de fertilizantes nitrogenados suelen generar incrementos abruptos en la emisión de N_2O (Liao *et al*., 2023). En conjunto, los resultados indican que la dinámica temporal de la emisión de N_2O tras la aplicación de ELT está fuertemente condicionada por la disponibilidad inicial de sustratos nitrogenados y por factores ambientales como la precipitación y la temperatura, que regulan la intensidad de los procesos microbianos responsables de la producción del N_2O.

CONCLUSIONES

En las condiciones de estudio el biocarbón presentó un efecto mitigador dependiente de la dosis, alcanzando reducciones de hasta 78,64 % con la dosis más elevada (8 t ha^{-1}). Estos resultados muestran como la incorporación de biocarbón atenúa los picos iniciales de emisión de N_2O luego de la fertilización orgánica, posicionándose como una herramienta con alto potencial para mejorar la eficiencia en el uso del N y, simultáneamente, compatibilizar el reciclado de nutrientes con la mitigación del cambio climático. En este sentido, el uso estratégico de biocarbón podría contribuir al diseño de sistemas de manejo más eficientes y ambientalmente responsables.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Jorge Vallejos, Mauro Gonzales y Beatriz Zumalave Rey por proporcionar el biocarbón. Esta investigación fue parcialmente apoyada por el Proyecto 112 (INTA), I097 (INTA), ATN/RF-20641 y 20642-RG “Optimizando el uso de nitrógeno, mayor producción y menor impacto” (FONTAGRO).

BIBLIOGRAFÍA

Ashiq, W., Nadeem, M., Ali, W., Zaeem, M., Wu, J., Galagedara, L., Thomas, R., Kavanagh, V. y Cheema, M. (2020). Biochar amendment mitigates greenhouse gases emission and global warming potential in dairy manure based silage corn in boreal climate. *Environmental Pollution*, 265, 114869. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114869

Charlón, V., Romero, L., Cuatrín, A. y Taverna, M. (2007). Utilización de residuos del tambo en un cultivo de sorgo forrajero para silaje. *Revista Argentina de Producción Animal*, 27, 216–217.

Chen, Q., Chang, L., Khan, K. S., Chai, S., Chai, Y. y Han, F. (2025). The impact of the soil environment and surface mulching on N_2O emissions from farmland. *Sustainability*, 17(6), 2502. https://doi.org/10.3390/su17062502

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2020). *InfoStat* (versión 2020) [Software]. Universidad Nacional de Córdoba. http://www.infostat.com.ar

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2023). The Earth's energy budget, climate feedbacks and climate sensitivity. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, R. Yelekçi, R. Yu y B. Zhou (Eds.), *Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 923–1054). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009157896.009

Liao, J., Huang, Y., Li, Z. y Niu, S. (2023). Data-driven modeling on the global annual soil nitrous oxide emissions: Spatial pattern and attributes. *Science of The Total Environment*, 903, 166472. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166472

Shrestha, R. K., Jacinthe, P.-A., Lal, R., Lorenz, K., Singh, M. P., Demyan, M. S., Ren, W. y Lindsey, L. E. (2023). Biochar as a negative emission technology: A synthesis of field research on greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality*, 52(4), 769–798. https://doi.org/10.1002/jeq2.20475

Wang, Y., Gu, J. y Ni, J. (2023). Influence of biochar on soil air permeability and greenhouse gas emissions in vegetated soil: A review. *Biogeotechnics*, 1(4), 100040. https://doi.org/10.1016/j.bgtech.2023.100040

Zentgraf, I., Holz, M., Monzón Díaz, O. R., Lück, M., Kramp, K., Pusch, V., Grahmann, K. y Hoffmann, M. (2025). How scale affects N_2O emissions in heterogeneous fields of a diversified agricultural landscape. *Scientific Reports*, 15(1), 11013. https://doi.org/10.1038/s41598-025-95630-6

Zhong, L., Wang, P., Gu, Z., Song, Y., Cai, X., Yu, G., Xu, X. y Kuzyakov, Y. (2025). Biochar reduces N_2O emission from fertilized cropland soils: A meta-analysis. *Carbon Research*, 4(1), 31. https://doi.org/10.1007/s44246-025-00198-5

EMISIÓN DE N_2O A PARTIR DE EXCRETAS BOVINAS EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL

Banegas, N. R.[1, 2*], Viruel, E.[3], Beltrán, M.[4], Contino, J.[1], Cosentino, V. R. N.[4, 5]

[1]Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS), Centro de Investigaciones Agropecuarias (CIAP), INTA; [2]Facultad de Agronomía, Zootecnia y Veterinaria (FAZyV) Universidad Nacional de Tucumán (UNT); [3]SEMION; [4]Instituto de Suelos, Centro de Investigación de Recursos Naturales (CIRN), INTA; [5]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [*]Chañar Pozo S/N, (4111) Santa Rosa de Leales, Prov. De Tucumán, banegas.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN: La ganadería es una fuente de emisión de óxido nitroso (N_2O), en particular a partir del nitrógeno que aporta la deposición de excretas bovinas. Esto es así ya que el contenido de nitrógeno del suelo, la temperatura y la humedad son variables claves que regulan los principales procesos de producción de N_2O desde el suelo. En este contexto, los sistemas silvopastoriles han sido propuestos como una alternativa productiva con potencial para modular las condiciones edáficas y microclimáticas que regulan dichos procesos. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la emisión de N_2O desde el suelo luego de la deposición de orina y heces bovinas en un sistema silvopastoril implantado en el Chaco Seco argentino, e identificar los principales factores que controlan su dinámica temporal. El estudio se realizó entre diciembre de 2022 y marzo de 2023 en un sistema silvopastoril de *Neltuma alba* sobre pastura de *Chloris gayana*, mediante un diseño en bloques completos al azar con tres tratamientos: suelo sin excretas, aplicación de orina y aplicación de heces. La emisión de N_2O se midió durante 93 días utilizando cámaras estáticas, junto con la emisión de N_2O se midió la temperatura del suelo y del aire, y el espacio poroso saturado de agua (EPSA). Los resultados mostraron que la emisión de N_2O fue máxima en el tratamiento con orina, con picos durante los primeros días posteriores a la aplicación, alcanzando valores significativamente superiores a los observados en heces y en suelo. El tratamiento con aplicación de heces presentó emisiones intermedias, mientras que el suelo sin excretas mostró valores bajos durante todo el período. Asimismo, se identificaron incrementos secundarios de emisión de N_2O asociados al aumento del EPSA y de la temperatura del suelo, indicando a estas variables como reguladoras de los procesos microbianos responsables de la producción de N_2O.

PALABRAS CLAVE: óxido nitroso, excretas, ganadería.

INTRODUCCIÓN

La emisión de los gases de efecto invernadero (GEI) en el contexto del cambio climático global está presente en la preocupación y debate científico y político a nivel mundial. La ganadería mundial es reconocida como un sector que contribuye a la emisión de GEI, particularmente de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) (Faverín et al. 2014). El N_2O es un GEI cuyo potencial de calentamiento equivale a 296 veces el del CO_2. Los animales en pastoreo realizan un aporte puntual de N y C fácilmente disponible a través de las excretas, lo que favorece procesos microbianos (como la nitrificación y la desnitrificación) y con ello la producción y emisión de N_2O (Steenwerth y Belina, 2008; Cosentino et al., 2012). Si bien la contribución puntual de las excretas animales a la emisión de N_2O desde el suelo puede ser baja, esta gana relevancia al extrapolarla al área total de pastoreo (Pérez et al., 2023), constituyendo una fuente importante de N_2O a nivel global (Zhu et al. 2021).

Ante la necesidad de incrementar la producción de alimentos para satisfacer la demanda de una población en crecimiento (Bennetzen et al., 2016), resulta indispensable avanzar hacia sistemas que permitan aumentar la productividad sin intensificar los impactos ambientales. En este marco, los sistemas silvopastoriles, que integran árboles y pasturas en una misma unidad

productiva, emergen como una alternativa a los sistemas pastoriles tradicionales a cielo abierto. La incorporación del componente arbóreo aporta múltiples beneficios, entre ellos la presencia de árboles modifica el microclima del sistema, al disminuir la radiación solar incidente sobre el suelo y alterar el régimen hídrico a través de la captación de agua por las raíces más profundas. Como consecuencia, los sistemas silvopastoriles se presentan como una alternativa con potencial para mitigar la emisión de N_2O desde los suelos ganaderos, al regular variables ambientales clave que controlan los procesos responsables de su producción y emisión.

El **objetivo** de este trabajo fue cuantificar y evaluar los factores que regulan la emisión de N_2O desde el suelo en un sistema silvopastoril implantado en la provincia de Tucumán.

MATERIALES Y MÉTODOS

La evaluación se realizó en el Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-INTA, 27°11'34.82"S, 65°14'47.28"O), situado en el Chaco Seco argentino, subregión de la Llanura deprimida salina de Tucumán.

El clima es subhúmedo con una estación invernal seca bien definida (abril a octubre). El suelo es un Haplustol fluvacuéntico de textura franco-limosa, con un relieve subnormal. La precipitación promedio es de 838 mm, con un coeficiente de variación interanual del 25 %. La temperatura media anual es de 19 °C, con extremos de 25 °C en enero y 13 °C en julio. El presente estudio se realizó entre diciembre de 2022 a marzo de 2023.

Se trabajó en un sistema silvopastoril de 12ha con *Neltuma alba* (Algarrobo blanco) de origen Campo Durán, implantado en el año 2017 a una densidad de 416 árboles/ha sobre una pastura de *Chloris gayana* cv. Finecut. En un diseño en bloques completos al azar se establecieron 3 tratamientos y 3 repeticiones por tratamiento: suelo, orina y heces. Se utilizaron cámaras estáticas (33x24cm superficie interna), compuestas por una base de hierro y una tapa de PVC. Las bases fueron colocadas en suelo 48 horas antes del inicio de medición de N_2O y no fueron removidas durante el periodo de estudio (93 días) (Alves et al., 2012). Mientras que las tapas se colocaron al momento de tomar las muestras y se removieron al finalizar, las muestras de heces y orina de los animales fueron recolectadas a campo y manga el día anterior a su aplicación al suelo y conservadas en cámara fría a 4°C. Sobre parcela experimentales de $1m^2$, se aplicaron 26,7 kg/m^2 de heces o 15 l/m^2 de orina dependiendo el tratamiento. La cantidad de excreta en el interior de la cámara de medición del N_2O se aplicó manualmente para garantizar una dosificación precisa en estas zonas críticas de medición. La emisión de N_2O se muestreó una vez al día entre las 9 y 13 h (Cosentino et al., 2012).

La recolección del N_2O se realizó a intervalos de tiempo 0, 20 y 40 minutos luego de cerrar las cámaras con la tapa de PVC. La toma de muestra se realizó 5 días consecutivos luego de la aplicación de los tratamientos, luego a intervalos de 1 día, 2 días, 3 días, y finalmente a una vez por semana hasta alcanzar los 93 días de medición.

El N_2O de cada cámara fue extraído con jeringas de 60 cm^3 y trasvasado a viales de 10 cm^3 mediante el uso de una bomba de vacío. La concentración de N_2O fue determinada en cromatógrafo gaseoso GC 6890 Agilent Technologies Network. El flujo de N_2O fue calculado de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$f = \frac{\Delta C \times V \times m}{\Delta t \times A \times V_m}$$

Donde: ΔC es el cambio en el contenido de N_2O en el período de incubación (Δt), en una cámara de 0.007 dm^3 (V) y un área de 0.0792 m^2 (A); m es la masa molecular de N_2O; y V_m es el volumen molar N_2O.

Paralelamente dentro de cada parcela experimental se tomaron muestras para determinación de humedad gravimétrica (a igual frecuencia de muestreo que la toma de muestras de N_2O) y de densidad aparente a 0-10 cm de profundidad al inicio y al final del periodo de muestreo. Estas variables se utilizaron para el cálculo de porcentaje de poros llenos con agua. Se realizó un análisis de variancia y la prueba Tukey ($p \leq 0,05$) para detectar diferencias significativas entre tratamientos en el programa Infostat (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de N_2O emitidos por cada tratamiento evaluado en el sistema silvopastoril, de temperatura edáfica y ambiente, y poros llenos de agua (EPSA) se presentan en la figura 1. Los mayores valores de emisión de N_2O se presentaron en el tratamiento orina hasta los primeros 60 días evaluación (Fig. 1a). Los menores valores emitidos se presentaron en el tratamiento suelo, observándose también una dinámica variable en el tiempo (Fig 1a).

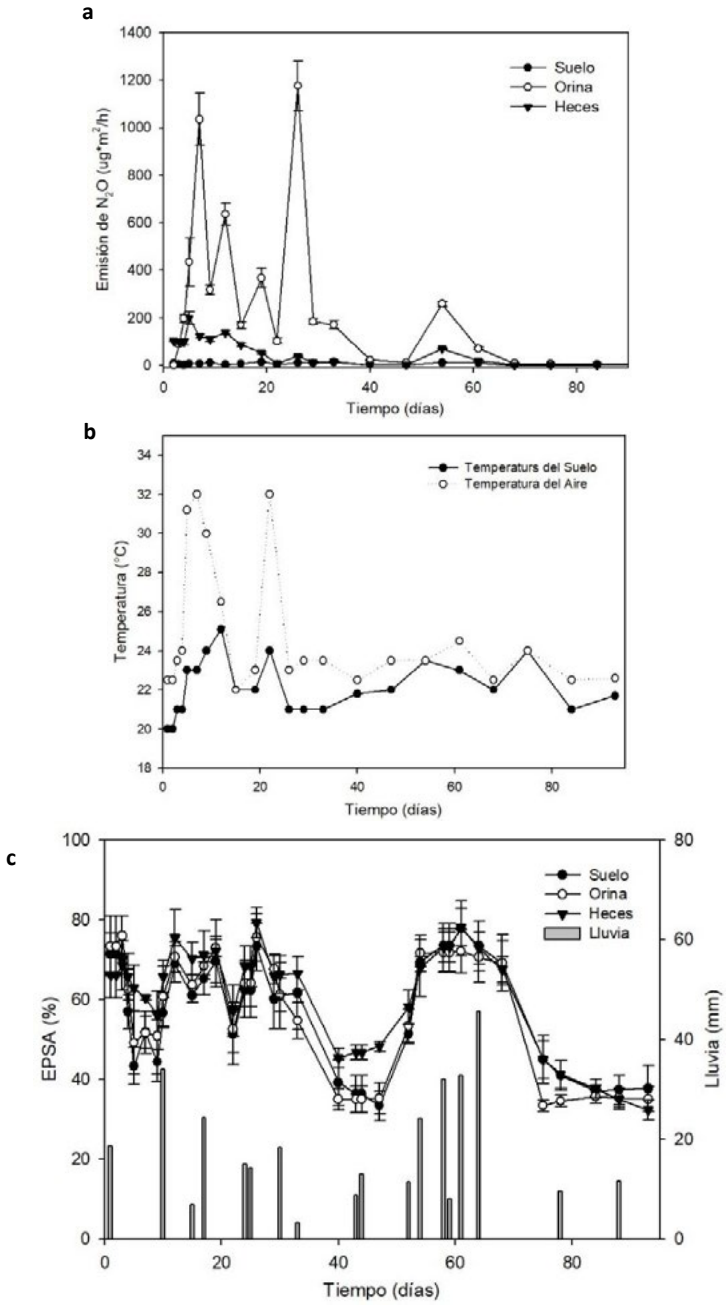


Figura 1. **a.** Emisiones de N_2O en los 93 días de evaluación para los tratamientos: Orina, Heces y Suelo. **b.** Valores medios de temperatura de suelo y temperatura ambiental en el período evaluado. **c.** Valores de poros llenos de agua (EPSA) y precipitaciones (mm).

Los tratamientos con excretas (orina y heces) presentaron pico de emisión en los primeros 20 días de aplicación. El tratamiento orina, presentó el máximo valor registrado en el día 7 con 1035,33 ± 109,56 µg N_2O-N m^2 h, seguido por 200,1 ± 26,07 µg N_2O-N m^2 h en el día 5 para heces, y finalmente el tratamiento suelo cuyo valor máximo fue de 14,87 ± 1,3 µg N_2O-N m^2 h el día 19.

Las emisiones de N_2O están condicionadas por la cantidad de excretas depositadas, su contenido de nitrógeno y la forma química en la que este se encuentra (Mazzetto et al., 2014; Ongaratto et al., 2023). La orina y las heces difieren marcadamente en la composición del N que aportan al suelo. En la orina, más del 70 % del nitrógeno se encuentra como urea, un compuesto de rápida transformación que, mediante la acción de la ureasa, se hidroliza y genera NH_4^+, favoreciendo posteriormente la producción de N_2O. Esta característica explica que, en el presente estudio, el tratamiento con aplicación de orina haya registrado las mayores emisiones de este gas. En contraste, en las heces el nitrógeno se encuentra mayoritariamente en formas orgánicas tipo NH_2, derivadas del material alimenticio no digerido, de subproductos metabólicos y de biomasa microbiana (Sordi et al., 2014; Ordóñez-Vargas et al., 2023). Estas fracciones presentan una disponibilidad más limitada para los procesos de hidrólisis y transformación, lo que se traduce en picos de emisión de N_2O considerablemente menores en comparación con la orina. Finalmente, en el tratamiento suelo (sin aplicación de orina ni heces) la emisión de N_2O fue baja durante todo el periodo de evaluación.

Hacia el día 54 de medición, los tratamientos también registraron un pico de emisión de N_2O, siendo el mismo considerablemente menor a aquel observado en los primeros días (Fig 1a). Sin embargo, ambos momentos coincidieron con precipitaciones previas de 18,2 11,4 y 24,2 mm al momento de medición las cuales incrementaron el EPSA (Fig 1b y Fig 1c). Debido al mencionado aumento del EPSA, es posible que el proceso de desnitrificación se vea potenciado y como consecuencia la emisión de N_2O, (Cardoso et al., 2016). El estado hídrico del suelo constituye un factor clave en la regulación de la disponibilidad de oxígeno y, en consecuencia, en el desarrollo de los procesos microbianos anaeróbicos (Davidson, 1991). Durante los dos eventos de mayor emisión registrados a lo largo del período de evaluación, el porcentaje de poros ocupados por agua se ubicaron en un rango comprendido entre el 60-70%. Aunque se ha señalado que las emisiones máximas de N_2O suelen producirse con niveles de poros llenos de agua cercanos al 70–80 %, en este estudio los valores observados se mantuvieron por debajo del umbral del 90 %, considerado como el límite a partir del cual la desnitrificación tiende a completarse (Davidson, 1991). De manera similar los principales picos de emisión de N_2O coincidieron con los picos de temperatura del aire y del suelo, dejando en evidencia la importancia de la temperatura sobre la actividad y los procesos microbianos (Fig 1b y Fig 1c).

La variabilidad observada en el tratamiento suelo podría encontrarse relacionada con la presencia de la leguminosa arbórea en el sistema. Por un lado, el aporte de N por fijación, y por otro, a la presencia de residuos de baja relación C/N que podrían traducirse en mayores concentraciones de N, particularmente como nitrato. El nitrógeno mineral en exceso es particularmente susceptible a pérdidas por desnitrificación. Una vez que el N de estas fuentes es incorporado al suelo, el grado en que se pierde hacia la atmósfera en forma de N_2O está determinado en gran medida por las tasas de conversión del N fijado a N inorgánico y su posterior uso por el cultivo o, en este caso, la pastura en crecimiento. Estos procesos están mediados por las condiciones ambientales y los factores edáficos que regulan la amonificación, la nitrificación y la desnitrificación (Schwenke et al. 2015).

CONCLUSIONES

En el sistema silvopastoril evaluado, las emisiones de N_2O fueron fuertemente moduladas por la temperatura y la humedad del suelo, particularmente por los eventos de precipitación que aumentaron el porcentaje de poros llenos con agua y favorecieron los procesos de desnitrificación; en este contexto, los sistemas silvopastoriles, al modificar el microclima y las propiedades edáficas, se presentan como una alternativa promisoria para influir sobre la dinámica de las emisiones de N_2O y avanzar hacia una ganadería con mayor productividad y climáticamente inteligente.

BIBLIOGRAFÍA

Alves, B. J. R., Smith, K. A., Flores, R. A., Cardoso, A. S., Oliveira, W. R. D., Jantalia, C. P., Urquiaga, S. y Boddey, R. M. (2012). Selection of the most suitable sampling time for static

chambers for the estimation of daily mean N_2O flux from soils. Soil Biol Biochem., 46:129-35.
Bennetzen, E. H., Smith, P. y Porter, J. R. (2016). Agricultural production and greenhouse gas emissions from world regions—The major trends over 40 years. Global Environmental Change, 37: 43-55.
Cosentino, V. R. N., Fernandez, P. L., Figueiro, S. A. y Taboada, M. A. (2012). N_2O emissions from a cultivated mollisol: Optimal time of day for sampling and the role of soil. Rev Bras Cienc Solo., 36:1814-9.
Davidson, E. A. (1991). Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers JE, Whitman W, editors. Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrógeno oxides, and halomethanes. Washington: American Society for Microbiology (pp 219-35).
Di Rienzo, J. Á., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. (2020) InfoStat versión 2020. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
Faverin, C., Gratton, R. y Machado, C. F. (2014). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas de producción de carne vacuna de base pastoril. Revisión bibliográfica. Revista Argentina de Producción Animal 34: 33-54.
Mazzetto, A. M., Barneze, A. S., Feigl, B. J., Van Groenigen, J. W., Oenema, O. y Cerri, C. C. (2014). Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. Soil Biology and Biochemistry, 76: 242-248.
Ongaratto, F., Fernandes, M. H. M. d. R., Dallantonia, E. E., Lima, L. d. O., Val, G. A. d., Cardoso, A. d. S., Rigobello, I. L., Gomes, L. M., Reis, R. A., Ruggieri, A. C., et al. (2023). Effect of the Interaction between Excreta Type and Nitrogen Fertilizer on Greenhouse Gas and Ammonia Emissions in Pastures. Atmosphere, 14: 492.
Ordoñez-Vargas, W. F, Posada-Ochoa, S. L. y Rosero-Noguera, R. (2023). Emisiones de gases de efecto invernadero por aplicación de excrementos bovinos al suelo Ordoñez-Vargas Información Tecnológica 34, 101-116.
Pérez, M. G., Romaniuk, R. I., Cosentino, V. R. N., Melani, E., Otondo, J., Bailleres, Matías y Costantini A. O. (2023). Jerarquización de variables reguladoras de la emisión de N2O en suelos hidrohalomorficos de uso ganadero XXXVIII Congreso Brasilero de la ciencia del Suelo. XXIII Congreso Latino americano de la ciencia del suelo. Florianopolis, Brasil.
Sordi, A., Dieckow, J., Bayer, C., Alburquerque, M. A., Piva, J. T., Zanatta, J. A., Tomazi, M., da Rosa, C. M. y de Moraes, A**.** (2014). Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. Agriculture, Ecosystems & Environment 196, 143-151.
Steenwerth, K. y Belina, K. M. (2008). Cover crops and cultivation: impacts on soil N dynamics and microbiological function in a Mediterranean vineyard agroecosystem. Appl. Soil Ecol. 40: 370-380
Zhu, Q., Pan, S., Gu, H., Jiao, Y., Bian, Z., Myneni, R. B., Pan, N. y Tian, H. (2021). Spatiotemporal patterns and drivers of soil nitrous oxide emissions in the conterminous United States during 1900–2019. Environmental Research Letters 16 (12), 124068.
Schwenke, G. D., Herridge, D. F., Scheer, C., Rowlings, D. W., Haigh, B. M. y McMullen, K.G. (2015). Soil N2O emissions under N2-fixing legumes and N-fertilised canola: A reappraisal of emissions factor calculations. Agriculture, Ecosystems & Environment 202: 232-242.

EMISION DE DIOXIDO DE CARBONO (CO_2) DE UN HUMEDAL SALINO DEL CENTRO DE ARGENTINA

Barbosa, O. A.[1*], Rodríguez, J. A.[2], Riscosa, D. A.[1]

[1] Docentes del Departamento de Cs. Agropecuarias, Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias, UNSL. * Av. 25 de mayo 384, 5730 Villa Mercedes (SL), Argentina. baldibarbosa@yahoo.com.ar. [2] Pasante de investigación PROICO 140120 FICA, UNSL.

RESUMEN: Los humedales son ambientes frecuentemente inundados y poco estudiados, ya que se los considera tierras marginales con bajo valor productivo; sin embargo, en los últimos años se les ha reconocido una gran importancia por los servicios y funciones ecosistémicas que cumplen. Entre ellas, la capacidad para secuestrar carbono. Por lo tanto, el estudio pretende estimar la producción de CO_2 de los tipos fisonómicos del humedal Bajo La Salada. Se localizaron sitios en cada tipo fisonómico y en cada uno se evaluó el C del CO_2 liberado por el suelo y se determinó el carbono orgánico. Se determinaron las curvas de regresión de la evolución acumulada del CO_2 liberado. Adicionalmente se midió el porcentaje de humedad de los suelos y la profundidad a la freática. Los resultados de los valores de C acumulados muestran diferencias significativas. Se encontró un modelo de ajuste lineal múltiple para describir la relación entre el C-CO_2 acumulado y las variables independientes: tipos fisonómicos, porcentaje de humedad al 7º día y carbono orgánico con un 97,1 % de la variabilidad. Se observó una buena correlación entre el C-CO_2 acumulado de cada uno de los tipos fisonómicos y los días de medición para el periodo estudiado, ajustando a modelos lineales y con correlaciones que poseen un R^2>0,97 para todos los tipos fisonómicos. Se concluye que: a) Existe una buena eficiencia para medir la producción de C-CO_2. b) Los resultados de los valores de C-CO_2 acumulados muestran diferencias significativas en las emisiones, para todos los días y tipos fisonómicos con una fuerte interacción entre ellos. c) Existe una buena correlación entre el C-CO_2 acumulado de cada uno de los tipos fisonómicos y los días de observación. d) El testigo abierto mostró una alta correlación con la sumatoria de la emisión de C-CO_2 de todos los tipos fisonómicos.

PALABRAS CLAVE: Carbono, suelos halófilos, San Luis.

INTRODUCCIÓN

Debido al incremento en la concentración CO_2 atmosférico, existe actualmente una creciente preocupación de la comunidad científica sobre el potencial de captura de carbono de varios ecosistemas. Sin embargo, la mayoría de los estudios están relacionados con sistemas agrícolas y forestales y se le ha dado poca atención a los humedales (Moreno-May et al., 2010).

Los humedales constituyen el 6% del área terrestre global (Mitsch y Gosselink, 2013), pero es uno de los ecosistemas más productivos del planeta y juegan un papel fundamental en el ciclo de carbono por sus bajas tasas de descomposición de materia orgánica (Pant et al., 2003), relacionadas con condiciones de saturación de agua que crean ambientes anaeróbicos.

Este aspecto funcional que los humedales pueden desempeñar ha cobrado importancia en los últimos años, entendiéndose que la capacidad para secuestrar carbono se debe a las reducidas tasas de mineralización de la materia orgánica y a la elevada cobertura de la vegetación, que contribuyen de esta manera a reducir los incrementos de dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera (Goodfriend et al., 1998; González-Alcaraz et al., 2012; Mitsch et al., 2012) como así también otros gases de efecto invernadero (Marín-Muñiz et al., 2015; Richards y Craft, 2015).

La concentración atmosférica de los gases de efecto invernadero ha aumentado a partir de la revolución industrial y particularmente en los últimos 50 años debido a las diversas actividades humanas, sobre todo la utilización de combustibles fósiles y los cambios en el uso de los diferentes tipos de suelos. Lo anterior, ha contribuido a cambios en el clima del planeta (IPCC, 2001).
Debido a los escasos antecedentes, este trabajo pretende generar nuevos conocimientos especialmente en lo que respecta a la emisión de CO_2 de estos ambientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localiza por autopista 55 a 5 km al norte de la ciudad de Villa Mercedes en la depresión que se denomina "Bajo la salada". Dicho sector se localiza a los 33º 37´ de latitud sur y 65º 25´ longitud oeste, con una elevación sobre nivel del mar de 505 m, comprendiendo unas 81,4 ha.
En trabajos anteriores, Pacheco et al. (2010) determinaron cinco tipos fisonómicos y Barbosa et al. (2022) caracterizaron y clasificaron los suelos del área (Tabla 1).

Tabla 1. Tipos fisonómicos, especies dominantes y clasificación taxonómica de suelos.

Subpaisaje	Tipo fisonómico	Especie dominante	Suelo
Sector alto	Matorral halófilo (Mh)	*Atriplex spp* (zampa)	Ustortente típico
Sector bajo con salinidad en superficie	Parches de arbustal halófilo rastrero (Pahr)	*Sarcocornia neei* (jume)	Epiacuente típico
	Pradera halófila abierta (Pha)	*Distichlis spicata* (pasto salado)	Epiacuente típico
	Pradera halófila densa (Phd)		Epiacuente típico
Cauce y lagunas temporarias	Playa salina (Ps)	Suelo desnudo	Epiacuente típico

El humedal está integrado por los subpaisajes denominados sector alto, sector bajo, y cauces y lagunas temporarias, en todos los casos con salinidad en superficie. En el primer subpaisaje, los suelos son Ustortentes típicos (pH entre 8,1 y 8,4; CE entre 5,6 y 9,5 dS m^{-1}; profundidad de la freática entre 50 y 141 cm; Eh entre 378 y 419 mV), y la vegetación es dominada por dos especies, *Atriplex undulata* y *Atriplex lampa* casi en la misma proporción (en el estudio se eligió la primera ya que es la especie que más se desarrolla en San Luis). Continua el sector bajo con suelos Epiacuentes típicos, donde se presentan varios tipos fisonómicos de vegetación: los parches dominados por *Sarcocornia neei* (con pH entre 8,6 y 9,6; CE entre 16,8 y 24,4 dS m^{-1}; profundidad freática entre 3 y 80 cm; Eh entre 402 y 449 mV), las praderas halófilas abiertas y densas, dominadas por *Distichlis spicata* (pH entre 8,5 y 9,8; CE entre 14,4 y 26,3 dS m^{-1}, profundidad freática entre 12 y 84 cm; Eh entre 313 y 419 mV), y por último los cauces y lagunas temporarias sin vegetación (pH entre 7,5 y 7,8; CE entre 14,0 y 19,8 dS m^{-1}, profundidad freática entre 1 y 56 cm; Eh entre 103 y 384 mV) (Barbosa, 2020).
Las praderas de *Distichlis* (densas y abiertas), se diferencian porque las primeras exhiben algas cianófitas que presentan fijación de nitrógeno en condiciones anóxicas y también permanecen más tiempo inundadas, por lo que las sales se diluyen.
En cada tipo fisonómico se estimó el CO_2 liberado por el suelo en trampa de solución alcalina (Zibilske, 1994), mediante la colocación de tres repeticiones en cada una de ellas durante 10 días (1, 2, 3, 5, 7 y 10 días). Un testigo no cerrado fue colocado en la pradera halófila abierta (en la mitad del humedal). En las determinaciones, adicionalmente se colocó una protección a los fines de que el sol no eleve en forma excesiva la temperatura de los frascos produciendo su pasteurización.
La evolución del CO_2 se llevó a cabo acumulando los valores liberados y graficándose las curvas de ellos versus días de duración del ensayo de manera de ajustar diferentes curvas de regresión.

También se tomaron muestras de los primeros 3 cm de suelo para calcular el porcentaje de humedad y el contenido de carbono del suelo.
Adicionalmente fueron obtenidos los datos meteorológicos para la época de la realización del ensayo (fines de primavera), de la Red de Estaciones Meteorológicas de la Provincia de San Luis (REM, 2025) para las estaciones AgroZal (33º 38' 42.23" de latitud Sur y 65º 22' 45,86" de longitud Oeste) y Villa Reynolds (33°43'48.0" de latitud Sur y 65°23'24.0" de longitud Oeste), ambas cercanas al sector de estudio.
Los datos se analizaron mediante Análisis de Varianza (ANOVA) y diferencia límite significativa (método de Tukey) previa homogeneidad de varianza, realizándose regresiones múltiples. Ambos procesos estadísticos se determinaron con el software STAGRAPHICS Centurion XVI ®.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del ANOVA del C-CO_2 liberado (mg C- CO_2 100 cm^{-2}) en el periodo estudiado indican diferencias significativas para todos los días de medición (Tabla 2).
Para todos los días de medición, los menores valores de emisión fueron para la playa salina, seguida por la pradera halófila abierta y parches de arbustal halófilo rastrero estos variando en algunos días su posición. Luego el matorral halófilo, continua monte halófilo y pradera halófila densa, estos últimos tipos fisonómicos también variando su posición; siendo los más altos valores para el testigo abierto. Es notoria la disminución de los valores de producción por las precipitaciones de los últimos días.

Tabla 2. Promedios de emisión deC-CO_2 (mg C- CO_2 100 cm^{-2}) de los diferentes tipos fisonómicos. Letras diferentes en la columna indican diferencias significativas (LSD; p<0,05).

Tipo fisonómico	Días					
	1	2	3	5	7	10
Playa salina	27,9a	32,2a	40,5a	50,6a	121,8a	53,8a
Pradera halófila abierta	28,2a	34,2a	53,2b	53,3a	172,7c	71,0b
Pradera halófila densa	85,6d	96,4e	90,6d	138,7c	232,1d	221,3e
Parches de arbustal halófilo rastrero	36,2b	37,8b	41,4a	54,0a	152,3b	57,4a
Matorral halófilo	54,0c	58,5c	56,9b	93,9b	178,3c	138,9c
Monte halófilo	93,7e	88,3d	83,8c	152,2d	218,2d	183,0d
Testigo	105,7f	142,0f	151,4e	320,5e	376,43e	354,4f

Estos valores de C-CO_2 son más altos que los obtenidos por Barbosa et al. (2018), presumiblemente por las mayores temperaturas y amplitudes térmicas durante el ensayo.
Los resultados de los valores de C-CO_2 acumulados muestran diferencias significativas (p<0,05), para todos los días y tipos fisonómicos con una fuerte interacción entre ellos.
Para el factor días todos muestran diferencias significativas y para los tipos fisonómicos, los valores más altos de CO_2 acumulados fueron para el testigo, pradera halófila densa, monte halófilo, matorral halófilo, parches de arbustal halófilo rastrero, pradera halófila abierta y playa salina.
Estos valores son parecidos a los obtenidos en los ensayos llevados a cabo por Jaeschke (2018) y Machin (2023).
Se encontró un modelo de ajuste lineal múltiple (p<0,05) para describir la relación entre el C-CO_2 acumulado y las variables independientes: tipos fisonómicos, porcentaje de humedad al 7º día (por las precipitaciones ocurridas los últimos días) y carbono orgánico inicial.
Esta ecuación del modelo ajustado es:

C-CO_2 acum 7º día = -21,026 + 35,013*Tipo fisonómico + 8,317*% Hum + 39,555*% CO

El estadístico R^2 indica que el modelo así ajustado explica 97,07 % de la variabilidad del C-CO_2 acumulado para el 7º día.
Barbosa et al. (2018) encontró también un modelo similar que ajustaba positivamente con el porcentaje de humedad y el carbono orgánico, pero no así con los diferentes tipos fisonómicos.

Igualmente Albiter-Pineda et al. (2020) menciona que el flujo de C que se desprende de la actividad microbiana del suelo depende de la actividad agrícola, de la adición de agroquímicos, del contenido de MO y de la humedad del suelo, estos dos últimos factores concordantes con nuestros resultados.
Se observó una buena correlación entre el C-CO_2 acumulado de cada uno de los tipos fisonómicos y los días de medición para el periodo estudiado, ajustando a modelos lineales (figura 1) y con correlaciones que poseen un R^2>0,97 para todos los tipos fisonómicos.
Esto también fue observado por Barbosa et al. (2018) pero con R^2 mayores de 0,92.

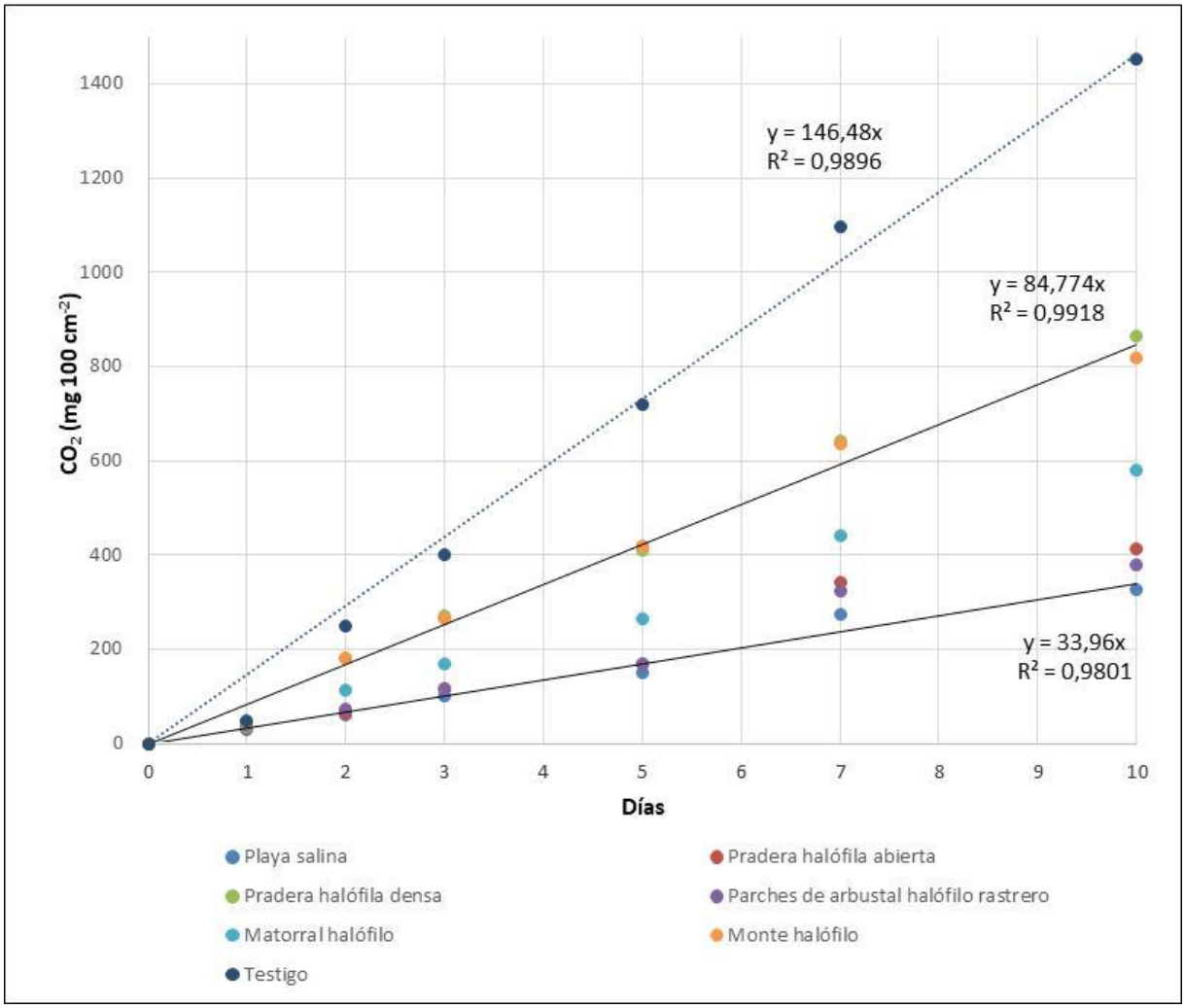
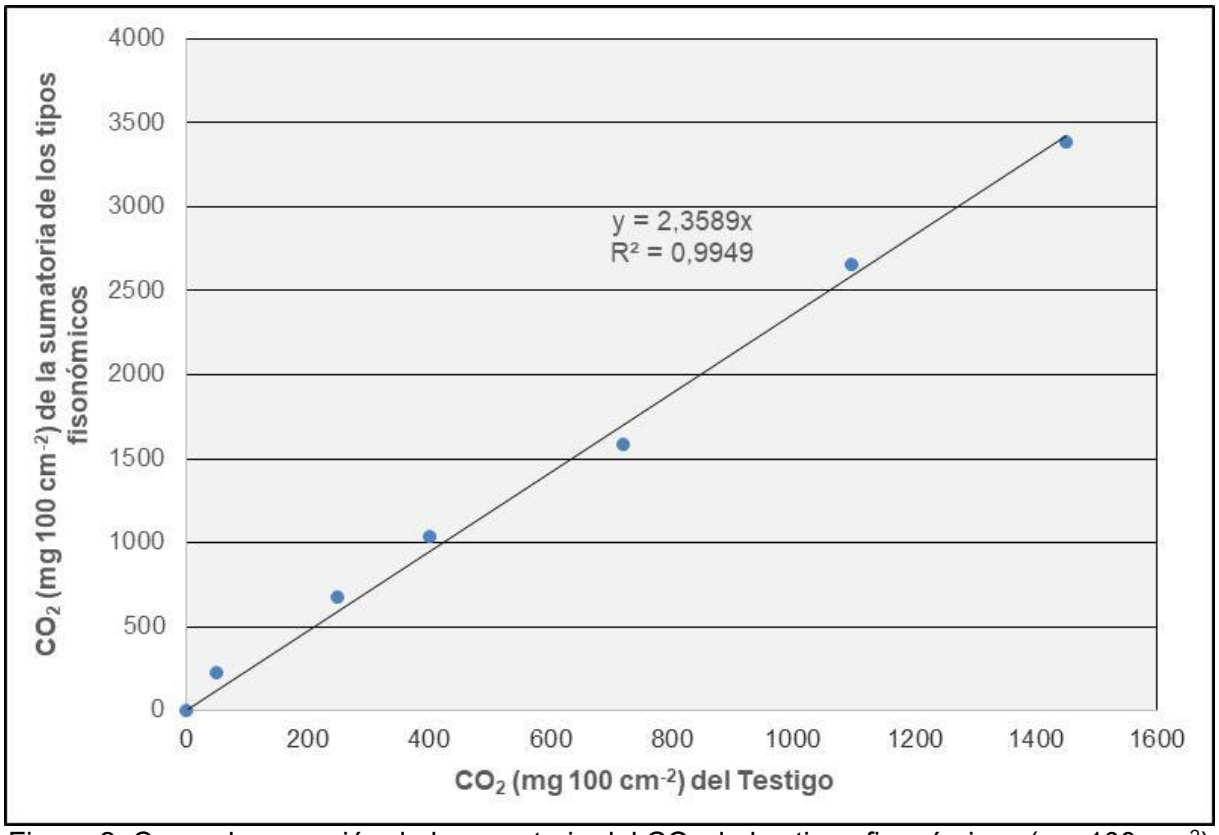


Figura 1. Curvas de regresión lineal de los promedios de C-CO_2 acumulado de los tipos fisonómicos vs días del tratamiento Línea de ajuste lineal y ecuación del testigo, monte halófilo y playa salina respectivamente.

Por otro lado, se observó que la muestra testigo correlaciona positivamente con las sumatoria de todos los valores obtenidos en los distintos tipos fisonómicos, con un R^2>0,99 (figura 2).
Esto también fue observado por el grupo de investigación de Barbosa et al. (2018) tanto para invierno como primavera, el testigo no cerrado correlaciona positivamente con las sumas de todos los valores obtenidos en los distintos tipos fisonómicos (R^2=0,98 en ambos casos).



1346 Figura 2. Curva de regresión de la sumatoria del CO_2 de los tipos fisonómicos (mg 100 cm^{-2}) vs CO_2 del Testigo (mg 100 cm^{-2}) del ensayo, con ecuación ajustada y R^2.

Los resultados del ANOVA del carbono mineralizable (% 100 cm^{-2} $día^{-1}$) durante los días del ensayo indican diferencias significativas para todos los días de medición.
Los valores carbono mineralizable más bajos generalmente corresponden al monte halófilo, luego el matorral halófilo, pradera halófila densa y playa salina con valores intermedios y los valores más altos para los parches de arbustal halófilo rastrero y pradera halófila abierta.
Esta respuesta a la mineralización del carbono estaría dada por la calidad del carbono orgánico que se degrada, estructuras más complejas con carbono muy combinado produciría una mineralización más lenta (monte halófilo, matorral halófilo), incluso con acumulación de mantillo en estos tipos fisonómicos. Por otro lado, estructuras más simples, más livianas, en aquellos lugares donde ocurre dispersión de la materia orgánica por el alto contenido de sodio (praderas halófitas, playas salinas y parches de arbustal halófilo rastrero) y frecuentemente una humedad más alta, producto de un nivel freático alto; produciría una mineralización más rápida.

CONCLUSIONES

Se concluye que: a) Existe una buena eficiencia para medir la producción de C-CO_2 con la metodología utilizada en el ensayo. b) Los resultados de los valores de C-CO_2 acumulados muestran diferencias significativas ($p<0,05$) en las emisiones, para todos los días y tipos fisonómicos con una fuerte interacción entre ellos. c) Se encontró un modelo de ajuste lineal múltiple ($p<0,05$) para describir la relación entre el C-CO_2 acumulado y las variables independientes: tipos fisonómicos, porcentaje de humedad al 7º día y carbono orgánico del suelo con un ajuste R^2 de 97,07 %. d) Existe una buena correlación entre el C-CO_2 acumulado de cada uno de los tipos fisonómicos y los días de observación, ajustando a modelos lineales con $R^2>0,97$. e) La curva del testigo abierto mostró una alta correlación con las sumatoria de las emisiones de C-CO_2 de todos los tipos fisonómicos.

BIBLIOGRAFÍA

Albíter-Pineda, J.F., Vaca, R, del Aguila, P., Yáñez Ocampo, G., Lugo, J. (2020). Flujo de CO_2 y su relación con propiedades bioquímicas en cultivos hortícolas en invernadero. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios 7(3): e2548. DOI: 10.19136/era.a7n3.2548

Barbosa, O.A., Jaeschke, M.N., Riscosa, D.A., Mores, J.L., Cerda, R.A., Belgrano Rawson, D.N., Colazo, J.C., Scally, V.V. (2018). Winter emission of CO_2 of a wetland of San Luis. XXXVI Reunión Científica Anual de la Sociedad de Biológica de Cuyo, Mendoza, 6 y 7 de diciembre.

Barbosa, O.A. (2020). Relaciones entre los tipos fisonómicos de vegetación y los suelos de un bajo salino del centro este de San Luis (Argentina). Tesis de doctorado. Universidad Nacional de Rio Cuarto (UNRC). 450 p.

Barbosa, O.A., Álvarez-Rogel, J., Lavado, R.S. y Riscosa, D.A. (2022). Variaciones estacionales de salinidad y humedad y su influencia en la génesis de los suelos de un humedal salino del centro de San Luis. Ciencia de Suelo, 40 (1): 237-256.

González-Alcaraz, M.N., Egea, C., Jiménez-Cárceles, F.J., Párraga, I., María-Cervantes, A., Delgado, M.J. y Álvarez-Rogel, J. (2012). Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of Phragmites australis stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. Geoderma 185-186: 61-72.

Goodfriend, W.L., Olsen, M.W. y Frye, R.J. (1998). Decomposition of seawater-irrigated halophytes: implications for potential carbon storage. Plant and Soil, 202:241-250.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2001). The third assessment report, climate change 2001. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Jaeschke, M.N. (2018). Estimación de la emisión de CO_2 de los tipos fisonómicos del Humedal Bajo La Salada. Tesis de grado UNSL. 39 p.

Machin, S.R. (2023). Emisión de CO_2 de un Humedal salino en invierno y primavera. Tesis de grado UNSL. 36 p.

Marín-Muñiz, J.L., Hernández, M.E. y Moreno-Casasola, P. (2015). Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics. Atmospheric Environment 107:107-117.

Mitsch, W.J., Bernal, B., Nahlik, A.M., Mander, U.I., Zhang, L., Anderson, C.J., Jørgensen, S.E y Brix, H. (2012). Wetlands, carbon, and climate change. Landscape Ecol. DOI 10.1007/s10980-012-9758-8.

Mitsch, W.J. y Gosselink J.G. (2013). Wetlands (5^{th} Edition). John Wiley & Sons, Inc. 747 p.

Moreno-May, G.J., Cerón-Bretón, J.G., Cerón-Bretón, R.M., Guerra-Santos, J.J., Amador del Ángel, L.E. y Endañú-Huerta, E. (2010). Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de isla del Carmen. U. Tecnociencia, 4 (1):23-39.

Pacheco, M.C., Barbosa, O.A., Mores, J.L. y Álvarez-Rogel, J. (2010). Physiognomy of the central sector of the “Bajo la Salada" (San Luis, Argentina). XXVIII Reunión Anual de la Sociedad de Biología de Cuyo. Mendoza. 6 al 8 de octubre de 2010. Biocell 35 (1):A24.

Pant, H., Rechcigl,J. y Adjei, M. (2003). Carbon sequestration in wetlands: concept and estimation. Journal of Food Agriculture & Environment 1(2):308-313.

Red de Estaciones Meteorológicas de la Provincia de San Luis (REM). (2025). https://clima.sanluis.gob.ar.

Richards, B. y Craft, C.B. (2015). Greenhouse Gas Fluxes from Restored Agricultural Wetlands and Natural Wetlands, Northwestern Indiana. In: The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape, DOI 10.1007/978-3-319-08177-9_2.

Zibilske, L.M. (1994). Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. SSSA Book Series No 5. SSSA-ASA. Madison, Wisconsin, USA. 836-837.

ANÁLISIS FISICOQUÍMICO DE LA CAMA DE POLLO: CONOCER LOS RESIDUOS PARA MANEJAR LOS RECURSOS

Befani, M. R.[1*], Mórtola, N. A.[2], Gange, J. M.[2], Alvarado, M. R.[1], Quintero, C. E.[1], Zamero, M. A.[1], Schonfeld, R. S.[1], Schenfeld, M. A.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agropecuarias. UNER. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina; [2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - EEA Concepción del Uruguay, Entre Ríos. Argentina; * Ruta 11, km 10,5 (3101), Oro Verde, Entre Ríos, Argentina, romina.befani@uner.edu.ar

RESUMEN: La industria avícola de carne en Entre Ríos (Argentina) genera aproximadamente 2,65 millones t año^{-1} de cama de pollo (CP), un residuo con elevado potencial como fertilizante y enmienda orgánica. Este estudio tuvo como objetivo establecer una base de referencia fisicoquímica de las CP de la zona, evaluando tres situaciones: a) CP cruda y tratada para uso agronómico, b) CP durante el ciclo de engorde y c) CP durante el apilado a campo. En la comparación entre CP cruda y tratada se observó que durante el apilado disminuyó la materia orgánica y la relación C/N, mientras que se incrementó la conductividad eléctrica (CE) y la concentración de la mayoría de los elementos. Se detectaron valores de pH y CE superiores a los registros de referencia del MINAGRI, diferencia atribuida a ajustes metodológicos, y se presentan datos inéditos sobre los contenidos de azufre y nitrato en la CP. El monitoreo durante el engorde y el apilado evidenció el progreso de los procesos bioquímicos que ocurren sobre la CP, observándose una mineralización activa durante el engorde y el apilado. Los resultados obtenidos consolidan los datos de referencia y confirman la factibilidad del uso de la CP como fuente de nutrientes para los cultivos, aunque su elevada CE representa una limitante técnica para su aplicación en suelos salinos o cultivos sensibles. Además, los elevados coeficientes de variación en los parámetros analizados reflejan la alta variabilidad del material. Por esto es responsabilidad del usuario de la CP realizar análisis fisicoquímico no sólo para ajustar la dosis de nutrientes a aportar sino para mitigar posibles impactos ambientales.

PALABRAS CLAVES: residuo avícola, fertilizante orgánico, enmienda orgánica.

INTRODUCCIÓN

En la producción intensiva de carne aviar la cama de pollo (CP) es el material que, colocado sobre el piso del galpón de crianza funciona de aislante térmico y absorbente de la humedad durante todo el ciclo de producción. Cuando este material es reemplazado se genera un residuo compuesto por la CP propiamente dicha (cáscara de arroz, aserrín o virutas de pino o eucaliptos), junto a los restos de alimentos, plumas y excretas animal. La provincia de Entre Ríos (E.R.) encabeza la producción nacional de carne aviar en Argentina, con un promedio de 374 millones de cabezas faenadas/año (Gange, 2024), lo que implica la generación de un residuo orgánico pecuario del orden de 2,65 millones t/año tomando como aproximación el 50 % del cálculo de Maisonnave et al. (2015) a nivel nacional. Este gran volumen de CP es un desafío ambiental, porque genera mal olor, posee residuos de antibióticos y de hormonas, metales pesados y sales, patógenos y, además, sin pretratamiento y/o mal manejada a campo puede generar contaminación por acumulación/lixiviación/escurrimiento de elementos como fósforo y nitrógeno en el suelo y cursos de agua (Alonso et al., 2024; Mórtola et al., 2024). Sin embargo, una CP tratada de manera correcta (Mórtola et al., 2024) se convierte en un recurso agronómico de importancia, actuando como un sustituto eficiente de fertilizantes inorgánicos (Gange, 2024). El uso de la CP como fuente de nutrientes para cultivos y pasturas es una práctica común con beneficios no solo sobre la producción de grano y forrajes (De Battista y Arias, 2016; Re y Ferrer, 2016) sino también sobre las propiedades físicas y químicas del

suelo (Gabioud et al., 2024). Decidir la utilización de CP como fuente de nutrientes para los cultivos o como enmienda mejoradora del suelo requiere un conocimiento profundo de sus propiedades fisicoquímicas. Por ello, el objetivo del presente estudio es caracterizar fisicoquímicamente las CP generadas en la provincia de E.R. para promover su valorización agronómica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de CP fueron procesadas en el laboratorio de Tecnologías Aplicadas de la Facultad de Ciencias Agropecuarias – UNER. Las mismas fueron remitidas por productores e investigadores de la zona núcleo de producción de carne aviar de la provincia de E.R. (principalmente de los departamentos de Colón y Uruguay). Se realizó la caracterización físicoquímica de las CP correspondientes a tres situaciones: a) uso agronómico: muestras de CP cruda y tratada recolectadas previo a su aplicación a campo. La CP cruda incluyó aquellas con un breve período de apilado o en fase inicial de transformación biológica, y la CP tratada correspondió a aquellas que cumplimentaron el tratamiento de autocalentamiento por apilado por al menos 15 días, correspondiendo a muestras en un estado más avanzado de maduración y estabilidad química. b) CP durante el ciclo de engorde: desde CP nueva (viruta de madera) hasta la finalización de una crianza de aves (42 días); c) CP durante el tratamiento de autocalentamiento por apilado a campo: muestras semanales obtenidas de pilas estáticas a la intemperie durante un período de 28 días para evaluar su evolución fisicoquímica. Se recolectaron muestras compuestas integradas por 20 a 30 submuestras cada una. En el caso de la CP ubicada dentro del galpón con los pollos, se procedió al muestreo como se indica en Lamelas et al. (2019). Cuando la CP estuvo apilada, se colectaron muestras compuestas representativas de toda la pila tomando submuestras de distintas profundidades de las pilas.
Para la caracterización fisicoquímica de la CP se midieron las siguientes variables: materia orgánica (MO), nitrógeno (N), nitrógeno de amonio ($N\text{-}NH_4$), nitrógeno de nitratos ($N\text{-}NO_3$), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), zinc (Zn), hierro (Fe), manganeso (Mn), cobre (Cu), pH y conductividad eléctrica (CE). Se utilizó la metodología descripta por Martínez et al. (2021), a excepción del N total que se midió en base seca, y el S total que se cuantificó por turbidimetría con cloruro de bario previa calcinación con nitrato de magnesio. Las determinaciones analíticas se realizaron en muestras por triplicado.
La estadística descriptiva, comparación de medias y correlación de Pearson de las variables fisicoquímicas de las CP se calcularon con el programa Infostat 2020 (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Situación a: CP para uso agronómico

En la tabla 1 se presentan los resultados de las variables analizadas.

Tabla 1. Variables fisicoquímicas (n, media ± desvío estándar y CV) en CP cruda y CP tratada (corresponde a contenidos totales, expresados en base seca).

Variable	CP cruda			CP tratada		
	n	Media ± DE	CV (%)	n	Media ± DE	CV (%)
Humedad (%)	30	39,29 ± 9,73 a	25	33	37,99 ± 11,48 a	30
MO (%)	51	77,96 ± 6,32 b	8	90	61,31 ± 9,47 a	15
N (%)	51	2,79 ± 0,6 a	22	39	2,75 ± 0,52 a	19
C/N	51	16,39 ± 4,39 b	27	39	13,54 ± 2,06 a	15
$N\text{-}NH_4$ (mg kg^{-1})	36	4107 ± 1548 a	38	36	3396 ± 1363 a	40
$N\text{-}NO_3$ (mg kg^{-1})	36	700 ± 475 b	68	36	319 ± 266 a	83
P (%)	51	1,15 ± 0,48 a	41	90	1,57 ± 0,35 b	22
K (%)	51	1,84 ± 0,43 a	23	90	1,91 ± 0,7 a	36
S (%)	39	0,48 ± 0,11 a	23	38	0,60 ± 0,15 b	24

Ca (%)	48	1,76 ± 0,6 a	34	90	3,14 ± 0,82 b	26
Mg (%)	48	0,84 ± 0,35 a	42	90	1,32 ± 0,5 b	38
Na (%)	48	0,43 ± 0,18 a	42	90	0,57 ± 0,22 b	39
Zn (mg kg^{-1})	51	287 ± 113 a	39	90	410 ± 122 b	30
Fe (mg kg^{-1})	5	1017 ± 419 a	41	90	2257 ± 983 b	44
Mn (mg kg^{-1})	51	374 ± 107 a	29	90	673 ± 167 b	25
Cu (mg kg^{-1})	51	42 ± 37 a	88	90	59 ± 44 a	75
pH	42	8,06 ± 0,59 a	7	90	8,08 ± 0,62 a	8
CE dS m^{-1}	42	16,71 ± 3,17 a	19	90	18,33 ± 5,76 b	31

DE: desvío estándar, CV: coeficiente de variación, MO: materia orgánica, N: nitrógeno, $N\text{-}NH_4$: nitrógeno de amonio, $N\text{-}NO_3$: nitrógeno de nitratos, P: fósforo, K: potasio, S: azufre, Ca: calcio, Mg: magnesio, Na: sodio, Zn: zinc, Fe: hierro, Mn: manganeso, Cu: cobre y CE: conductividad eléctrica. Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,01).

La comparación de medias (p < 0,01) reveló que las CP crudas poseen mayores niveles de MO, nitrato y relación C/N. En contraste, las CP tratadas destacan por una mayor CE y concentración de la mayoría de los elementos. No hubo diferencias significativas en humedad, N, $N\text{-}NH_4$, K, Cu y pH entre ambos tipos de CP. Según Maruthamuthu et al. (2024), tras un compostaje de 4-6 meses en pilas estáticas, el análisis de 20 muestras de CP reveló una reducción en el contenido de MO y de los elementos Ca, P, K y Zn mientras que, la CE, Mg, Cu, Mn y Fe incrementaron sus valores por efecto de la concentración de la masa. Paterlini et al. (2017) reportaron que 104 días de compostaje diferenciaron la CP por aumento de pH, CE y minerales (P, K, Mg, Zn y Fe) y por una reducción de MO y de las formas móviles de P y N. Destacaron que, si se agrega riego y volteo, se optimizan los resultados frente a las pilas estáticas pues reducen la salinidad y los riesgos de contaminación por P lábil y $N\text{-}NO_3$.

La mayoría de los resultados aquí obtenidos guarda proporciones similares a los datos locales reportados en la base de datos de referencia del MINAGRI (Lamelas et al., 2019). Esta concordancia fue mayor en las muestras crudas que en las tratadas, lo cual valida los criterios de categorización utilizados en el presente estudio. Solo se observaron discrepancias por uso de metodologías diferentes para las variables pH y CE por empleo de distintas relaciones p/v (1/5 vs 1/2,5), y para Ca y Mg por el principio analítico utilizado (titulación complejométrica vs espectrofotometría de absorción atómica).

De acuerdo a Tabler et al. (2025), las formas inorgánicas NH_4 y NO_3 representan el 14 % del N total de la CP; en el presente estudio dicha fracción constituyó el 16 % en las CP crudas y el 13 % en la CP tratadas. No obstante, esta no es la única fracción disponible para la absorción por las plantas; dado que la CP es un material orgánico sujeto a mineralización, se estima que, en promedio, el 60 % del N total puede estar disponible durante el primer año de su aplicación. Los otros nutrientes predominan en forma inorgánica, con una disponibilidad estimada del 90 % (Lamelas et al, 2019; Gange, 2024; Tabler et al., 2025). Con base en estos valores y los resultados obtenidos (tabla 1), se puede establecer la siguiente concentración promedio de nutrientes disponibles en una CP tratada base húmeda (tal como se aplica):

Nitrógeno	Fósforo	Potasio	Calcio	Magnesio	Azufre	Zinc	Cobre
---------- kg t^{-1} ----------							
10,2	8,8	10,7	17,5	7,4	3,3	0,23	0,03

Los valores obtenidos para N, Ca, Cu y Zn resultan similares a los valores locales reportados por Lamelas et al. (2019). No obstante, las concentraciones de P y K halladas en este trabajo superan en 1,5 veces a las de dicha referencia, mientras que las de Mg llegan a duplicarlos. Por su parte, el contenido de S alcanzó un valor promedio de 3,3 kg t^{1}. La información sobre este elemento en CP es escasa, aunque Ashworth et al. (2020) documentaron variaciones de S de 0,44 a 1,43 % debido a factores como número de crianzas y manejo de su apilado.

La relación N:P:K obtenida en este trabajo (2,8:1,6:1,9) superó el promedio calculado (2,7:1,3:1,8) a partir de la bibliografía consultada (Tabler et al., 2025; Maruthamuthu et al., 2024: Gange, 2024; Lamelas et al., 2019; De Battista y Arias, 2016), con diferencias moderadas en N y K (5%) y un aumento más marcado en P (20 %). Esto, junto a los elevados coeficientes de variación (CV) presentados en la tabla 1 reflejan la amplia dispersión de los valores probables que pueden adoptar las variables fisicoquímicas en el análisis de una CP. Esta variabilidad se atribuye a una multiplicidad de factores concurrentes (Ashworth et al., 2020). Maruthamuthu et al. (2024) indicaron a la ubicación geográfica, la empresa integradora, la dieta, la infraestructura (bebederos y tipo de piso) como principales factores determinantes de la composición fisicoquímica de la CP. A nivel local, Lamelas et al. (2019) identificaron 3 factores críticos: tipo de comedero (automático o manual), frecuencia de crianzas anuales (5 o más) y naturaleza del sustrato (cáscara de arroz vs viruta-aserrín). Los resultados indicaron que el tipo de comedero condicionó el $N\text{-}NH_4$, mientras que el número de crianzas afectó la humedad y los niveles de Na y K. Por su parte, el tipo de sustrato tuvo efectos significativos sobre la MO, pH, K, Zn y Cu. Sin embargo, es importante aclarar, que el tipo de sustrato suele estar asociado a una empresa determinada y por lo tanto a una dieta y manejo de crianza determinados, y probablemente, el material inicial no sea en sí mismo una variable que afecte significativamente la composición final de la CP. Al respecto, Maruthamuthu et al. (2024) no hallaron variaciones significativas pese a analizar materiales contrastantes como fibra de coco y cáscara de arroz.

Situación b: CP durante el ciclo de engorde

El tiempo que las aves ocupan el galpón determina tanto la cantidad como la calidad de la CP, afectando su valor como fertilizante y su impacto ambiental. En fases iniciales de crianza, la CP presenta menos N, pero más P, mientras que en fases adultas la CP acumula más N y materia seca, porque las aves son más grandes y producen más excretas (Ball et al., 2024). Tabler et al. (2025) determinaron que los contenidos de N, P, y K de una CP se incrementan desde la crianza N° 1 a la N° 15, a partir de la cual se estabilizan los mismos. En la tabla 2 se resumen los cambios ocurridos y evaluados en este estudio durante un ciclo de engorde, destacándose el marcado enriquecimiento nutricional de la CP. El material original, viruta de madera, presentaba una alta C/N que descendió drásticamente, relacionado a la degradación de sus componentes carbonados y al continuo aporte de N (restos de alimentos y excretas). Se observó una fuerte correlación negativa ($p < 0,0001$) entre la MO y la mayoría de los elementos analizados, lo que evidencia un proceso de mineralización activo. El pH mostró una tendencia ascendente asociada a la liberación de amoníaco mientras que la CE se triplicó, lo que refleja una alta acumulación de sales solubles al finalizar el ciclo.

Tabla 2. Variables fisicoquímicas (media ± desvío estándar) de la CP al inicio y al final del ciclo de engorde (expresadas en base seca).

Variable	Valor inicial	Valor final	Cambio/tendencia
Relación C/N	92,80 ± 3,84 c	12,68 ± 0,61 a	Disminución (estabilización)
Materia orgánica (%)	95,90 ± 0,28 c	85,65 ± 0,25 ab	Mineralización
Nitrógeno total (%)	0,57 ± 0,02 a	3,75 ± 0,16 c	Incremento (7 veces)
Fósforo total (%)	0,07 ± 0,01 a	0,79 ± 0,01 c	Incremento (11 veces)
Potasio total (%)	0,19 ± 0,02 a	2,57 ± 0,13 c	Incremento (13 veces)
pH	4,33 ± 0,16 a	6,28 ± 0,03 abc	Incremento (hacia la neutralidad)
CE ($dS\ m^{-1}$)	8,65 ± 0,28 ab	23,93 ± 0,20 d	Triplicado (acumulación de sales)

CE: conductividad eléctrica. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,01$).

Situación c: CP durante el período de apilado

El apilado es un factor determinante de la calidad de la CP, dado que condiciona el contenido de humedad, variable que a su vez incide en la estabilidad de sus componentes nutricionales. Al respecto, Mórtola et al. (2024) y Ashworth et al. (2020) documentaron cambios en las concentraciones de MO, P, S, Zn y Cu ante variantes de apilado. Por su parte, Paterlini et al.

(2017) demostraron que el manejo mediante volteos y riego promovió el incremento de P y Mg, y la reducción del pH y CE en comparación con el método de pila estática.
Durante los 28 días que duró este ensayo de apilado de la CP, el contenido de MO no presentó variaciones sustanciales en términos porcentuales, aunque, se registró una diferencia significativa ($p < 0,05$) hacia el final del período (tabla 3). Esta relativa estabilidad de la MO sugiere una fase de degradación biológica lenta bajo las condiciones de ensayo.

Tabla 3. Variables fisicoquímicas (media ± desvío estándar) de la CP muestreada a los días 0, 7, 14 y 28 de apilado (expresadas en base seca y referidas a contenidos totales).

Variable	Día 0	Día 7	Día 14	Día 28
Humedad (%)	27,6 ± 4,3 a	33,8 ± 1,7 a	36,2 ± 5,0 ab	39,1 ± 4,8 b
C/N	26,2 ± 0,3 c	21,6 ± 0,3 bc	16,7 ± 0,5 abc	15,9 ± 0,1 a
MO (%)	89 ± 1 b	89,8 ± 0,9 b	89,05 ± 0,20 b	86,6 ± 0,3 a
N (%)	1,89 ± 0,01 a	2,31 ± 0,12 ab	3,0 ± 0,1 b	3,03 ± 0,03 b
P (%)	0,48 ± 0,03 a	0,97 ± 0,09 ab	1,11 ± 0,02 abc	1,34 ± 0,06 c
K (%)	1,19 ± 0,02 a	1,63 ± 0,10 ab	1,67 ± 0,01 abc	1,98 ± 0,01 c
Ca (%)	1,16 ± 0,04 a	1,44 ± 0,17 ab	1,80 ± 0,04 abc	2,1 ± 0,2 bc
Mg (%)	0,38 ± 0,06 a	0,40 ± 0,05 a	0,45 ± 0,04 ab	0,83 ± 0,06 b
Zn (mg kg^{-1})	124 ± 3 a	222 ± 26 ab	233 ± 7 ab	263 ± 4 b
Cu (mg kg^{-1})	21,0 ± 0,5 a	39 ± 4 ab	41,2 ± 0,5 abc	47 ± 1 bc

MO: materia orgánica, N: nitrógeno, P: fósforo, K: potasio, Ca: calcio, Mg: magnesio, Zn: zinc, Cu: cobre. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Por otro lado, el análisis de comparación de medias reveló diferencias significativas ($p < 0,05$) en la composición mineral. Tras 28 días de apilado de la CP, las concentraciones de N, K, Ca, Mg, Zn y Cu prácticamente se duplicaron, mientras que el contenido de P aumentó casi tres veces en relación con los valores basales del día cero. Este aumento de nutrientes a pesar de la baja degradación de la MO responde a un efecto de concentración provocado por la reducción de la masa total y pérdida de humedad del material (Maruthamuthu et al., 2024; Paterlini et al., 2017). La relación C/N no mostró variaciones significativas a partir del día 14, lo que sugiere el inicio de la fase de estabilización de esta CP; la obtención de valores de C/N inferiores a 20 hacia el final del período de compostaje constituye un indicador de madurez en abonos orgánicos (Resolución 1/2019). En línea con esta estabilidad, los niveles de N, Zn y Cu no mostraron variaciones significativas a partir del día 7. Por su parte, los elementos P, K, Ca y Mg alcanzaron una concentración estable a partir del día 14, manteniéndose sin cambios hasta el final del ciclo.

CONCLUSIONES

Este estudio aporta datos analíticos que consolidan la base de referencia del MINAGRI sobre las características fisicoquímicas de las CP en la zona núcleo avícola de E.R. La comparación entre la CP cruda y tratada confirmó la eficacia del tratamiento; específicamente, durante el apilado se redujo la MO y la relación C/N, mientras que se incrementó la CE y la concentración de la mayoría de los elementos. Cabe señalar que el pH y los contenidos de N, K y Cu permanecieron estables. Al contrastar estos resultados con la base de datos de referencia, se observaron valores superiores de pH y CE atribuible a variaciones metodológicas; asimismo, se presentan datos inéditos sobre los contenidos de S y NO_3. La elevada dispersión de los resultados (alto CV) refleja la incidencia de múltiples factores del manejo productivo de las aves. La relación N: P: K obtenida fue superior a los promedios bibliográficos. Durante el monitoreo en el ciclo de engorde y el apilado también se observó una alta variabilidad, con una activa mineralización de la MO. Por sus propiedades, la CP se posiciona como un insumo agronómico versátil (fertilizante, enmienda o corrector de acidez); no obstante, su elevada CE y la potencial lixiviación de formas móviles de P y N representan limitantes para su uso. En consecuencia, es responsabilidad del usuario de CP realizar análisis fisicoquímicos periódicos de caracterización para tomar la decisión de utilizarla o no y para ajustar las dosis de

aplicación. Asimismo, se sugiere realizar análisis de seguimiento de las variables edáficas con el fin de evitar posibles impactos ambientales.

BIBLIOGRAFÍA

Alonso, L. L., Podio, N. S., Marino, J. G., Almada, N. S., Gange, J. M., Bernigaud, I., Mórtola, N. y Wunderlin, D. A. (2024). Evaluating antiiotic occurrence, degradation, and environmental risks in poultry litter within Argentina´s agricultural hub. The Science of the total environment. 920. 170993. Htts://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170993.

Ashworth, A. J., Chastain, J. P. y Moore Jr, P. A. (2020). Nutrient characteristics of poultry manure and litter. Soil Science Society of America Journal. 67-87.

Ball, M. E. E., Wright, L. P., Wilson, K., Richmond, H., Cummings, R., Smyth, S., Davison,M., Forbes, K., Thompson, J. y Bryson, P. (2024). The nutrient content of litterand manure from different poultry systems - Updating and establishing thenutrient profile. Sustainability, 16(15), Article 6633

De Battista J. J. y Arias N. (2016). Utilización de la cama de pollo como fertilizante en cultivos anuales, en suelos Vertisoles de Entre Ríos. En: Cama de pollo en Entre Ríos: Aportes para su uso y manejo. J.M. Gange (Ed.). Ediciones INTA.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo C.W. (2020). InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba: Argentina.

Gabioud E., Wilson M. G., Sasal C. y Seehaus M. (2024). Mejoras en propiedades físicas del suelo por agregado de cama de pollo. En: Aportes para el manejo y uso agronómico de la cama de pollo. Ediciones INTA. ISBN 9789875217720

Gange J. M. (2024). Una mirada sobre el valor económico de la cama de pollo. En: Aportes para el manejo y uso agronómico de la cama de pollo. Ediciones INTA.

Lamelas, K. Maisonnave, R., Mair y Rodríguez, N. (2019). Cama de pollo. Valor agronómico. Ministerio de Agroindustria (pp. 36).

Maisonnave, R, Lamelas, K. y G. Mair. (2015). Buenas Prácticas de manejo y uso de cama de pollo y guano. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. 37p.

Martínez, L. E., Rizzo P. F., Bres P. A., Riera N. I., Beily M. E. y Young B. J. (2021). Compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial. Ediciones INTA.

Maruthamuthu, T., Karuppusamy, S., Veeramalai, R., Nagarajan, M., Manika Ragavan, P., Santiago, M., Nallathambi, B., Dharmalingam, A. P. S., Radhakrishnan, K., Ramasamy, A., Ramasamy, S. R. S. y Aranganoor Kannan, T (2024). Physicochemical Characterization of Broiler Poultry Litter from Commercial Broiler Poultry Operation in Semiarid Tropics of India. Agriculture, 14(10), 1708.

Mórtola N. A., Bernigaud I. C., Befani M. R., Pérez N., Almada N. S., Gange J. M. y De Battista J. J. (2024). Evaluación de variantes del tratamiento de apilado a campo de la cama de pollo. En: Aportes para el manejo y uso agronómico de la cama de pollo. Ediciones INTA. ISBN 9789875217720

Paterlini H., González M. V. y Picone L. I. (2017). Calidad de la cama de pollo fresca y compostada. Ciencia del suelo 35(1): 69-78.

Re A. E. y Ferrer J. L. (2016). Utilización de cama de pollo como fertilizante de pasturas y verdeos en Vertisoles de Entre Ríos. En: Cama de pollo en Entre Ríos: Aportes para su uso y manejo. J.M. Gange (Ed.). Ediciones INTA. EEA

Tabler, T., S. Hawkins, F. Walker, A. Rius, T. Thornton, Y. Liang, J. Moon y J. Urrutia. (2025). Challenges and benefitas of managing and utilizing poultry litter inside and outside the broiler house. University of Tennessee Department of Animal Science Extension Publ. No. W1329. July.

RESPUESTA PRODUCTIVA DEL MAÍZ A LA FERTILIZACIÓN CON EFLUENTE PORCINO SOLO Y COMBINADO CON ZEOLITA

Bianco, G.[1, 2*], Monti, M.[2], Romaniuk, R.[3], Beltrán, M.[2, 3], Cosentino, V. R. N.[3, 4]

[1] Centro de Investigaciones y Transferencia del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (CITNOBA) – UNNOBA-UNSAdA-CONICET; [2] Departamento de Ciencias Naturales y Exactas - Universidad Nacional de San Antonio de Areco – Argentina; [3] Instituto de Suelos, Centro de Investigación de Recursos Naturales, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); [4] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); * gonzafbianco@gmail.com / gonzalo.bianco@unsada.edu.ar

RESUMEN: La valorización agronómica de efluentes porcinos (EP) como fuente de nutrientes constituye una alternativa relevante para sistemas agrícolas intensivos, particularmente en regiones con alta concentración de producción porcina. El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta productiva de un cultivo de maíz fertilizado con EP solo y en combinación con zeolita, y compararlo con un tratamiento testigo sin fertilización. El ensayo se desarrolló durante la campaña 2024–2025 en un campo de producción ubicado en el partido de San Antonio de Areco (Buenos Aires, Argentina), bajo condiciones de secano. Se evaluaron tres tratamientos: i) testigo sin fertilización (T), ii) efluente porcino solo (EP) y iii) efluente porcino con zeolita (EP+Zeo). La dosis aplicada fue de 150 kg N ha^{-1} en los tratamientos fertilizados. El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados, con cuatro repeticiones y parcelas de 7,5 m^2. El rendimiento del grano se determinó a cosecha y se ajustó a una humedad estándar del 13,5 %. Los datos fueron analizados mediante análisis de varianza (ANOVA) utilizando el software InfoStat. Los rendimientos promedio oscilaron entre 11.715 kg ha^{-1} en el tratamiento T y 14.367 kg ha^{-1} en el tratamiento EP+Zeo. Si bien no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p<0,05$), se observó una tendencia ($p<0,1$) a mayores rendimientos en el tratamiento EP+Zeo respecto del T. En este contexto, los resultados indican que la fertilización con EP permitió sostener elevados niveles de rendimiento de maíz, especialmente si el EP aplicado es combinado con zeolita.

PALABRAS CLAVE: fertilización orgánica, cultivos, aditivos.

INTRODUCCIÓN

La producción de maíz (*Zea mays L.*) en la región pampeana depende en gran medida del manejo de la fertilización nitrogenada. El nitrógeno (N) es el nutriente con mayor impacto en la producción y su déficit se traduce en una caída en el rendimiento (Presello, Giménez, & Ferragut, 2022).

En paralelo, el crecimiento de la producción porcina en la provincia de Buenos Aires ha incrementado la generación de efluentes, los cuales, si no son gestionados adecuadamente, pueden constituir una fuente potencial de contaminación de aire, suelo y cuerpos de agua (Ministerio de Agroindustria, 2023). Sin embargo, en establecimientos que integran la producción porcina y agrícola, como lo es el del caso de estudio, la valorización agronómica de los efluentes permite su utilización como fuente de nutrientes, promoviendo esquemas de economía circular en los sistemas productivos de la región (Pegoraro, 2019).

El N presente en los EP se encuentra mayoritariamente en forma orgánica y amoniacal. Asimismo, la combinación de efluentes con aditivos como zeolitas ha sido propuesta como una alternativa de fertilización, debido a las propiedades de las zeolitas, tales como la retención hídrica y la capacidad de intercambio catiónico, las cuales mejoran la eficiencia en el uso del agua y los nutrientes (Méndez Argüello, et al., 2018).

En este marco, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización con EP, aplicado solo y en combinación con zeolita, sobre el rendimiento de maíz, bajo las condiciones edafoclimáticas del partido de San Antonio de Areco, provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo durante la campaña agrícola 2024–2025 en un campo de producción ubicado en el partido de San Antonio de Areco, provincia de Buenos Aires (Argentina), bajo condiciones de secano, sobre un suelo Argiudol típico, de la serie Capitán Sarmiento, con un cultivo de maíz para consumo animal, sembrado en noviembre de 2024 y cosechado en junio de 2025.

Se evaluaron tres tratamientos: i) testigo sin fertilización (T), ii) efluente porcino solo (EP) y iii) efluente porcino con zeolita (EP+Zeo). El EP fue obtenido de una laguna de tratamiento y aplicado superficialmente al suelo, con una dosis de 15 L m^{-2}, equivalente a 150 kg N ha^{-1} en los tratamientos fertilizados. En el tratamiento EP+Zeo, 24 horas previas a la aplicación, se incorporaron 100 g de zeolita por litro de efluente (equivalente a 15.000 kg ha^{-1}). En la Tabla 1 se presentan los valores de contenido de N total, amonio y nitrato del efluente previo a su aplicación al suelo.

El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados, con cuatro repeticiones por tratamiento. Las parcelas experimentales tuvieron una superficie de 7,5 m^2 (3 × 2,5 m). La cosecha se realizó de manera manual y el rendimiento de grano se determinó a cosecha, ajustándose a una humedad estándar del 13,5 %, y expresándose en kg ha^{-1}. Los datos obtenidos fueron analizados mediante análisis de varianza (ANOVA) utilizando el software InfoStat, considerando un nivel de significancia del 5 % y uno de 10 %.

Tabla 1. Caracterización del contenido de N en el efluente porcino y en el efluente porcino con zeolita utilizados como fertilizantes.

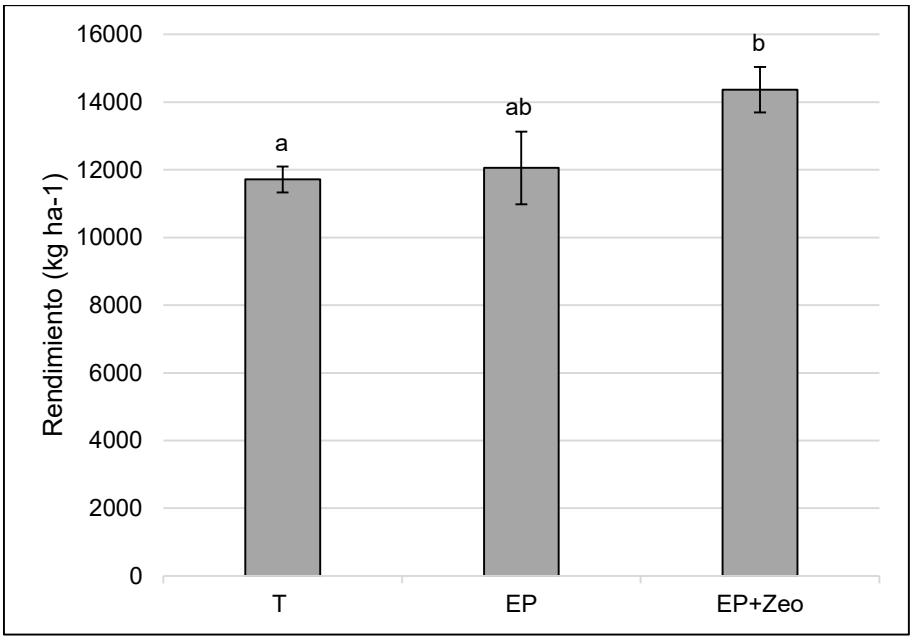
Analito	Resultados (mg/l)		Metodología
	EP	EP+Zeo	
Nitrógeno total	895	435	St. Methods 4500 N_{org} B (NTK)
Amonio	739	388	St. Methods 4500 NH_3^+ F
Nitrato	<5	<5	St. Methods 4500 NO_3^- B

Nota: Los valores corresponden a la caracterización química de los efluentes utilizados como fuente de fertilización, determinada previo a su aplicación al suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rendimiento de grano de maíz no presentó diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos evaluados ($p<0,05$). No obstante, se observó una tendencia ($p<0,1$) a mayores rendimientos en el tratamiento EP+Zeo en comparación con el tratamiento T. El tratamiento T alcanzó un rendimiento promedio de 11.715 ± 385 kg ha^{-1}, mientras que los tratamientos EP y EP+Zeo presentaron valores de 12.058 ± 1.072 y 14.367 ± 670 kg ha^{-1}, respectivamente, lo que representa incrementos del 2,9 y del 22,6% comparado con el rendimiento del testigo (Figura 1).

La adición de zeolita al EP mostró mayor rendimiento promedio en comparación con EP aplicado solo. Si bien estas diferencias no alcanzaron significancia estadística, el patrón observado sugiere un efecto positivo del tratamiento, posiblemente asociado a una mayor eficiencia en el uso de nutrientes. Bajo las condiciones del ensayo, la elevada disponibilidad inicial de nutrientes en el suelo y las condiciones climáticas favorables podrían haber atenuado la expresión de diferencias productivas más marcadas.



Nota: Barras representan la media ± error estándar. Letras distintas indican diferencias al nivel de significancia del 10% (Tukey, p<0,10)

Figura 1. Rendimiento promedio de maíz bajo distintos tratamientos de fertilización con efluente porcino durante la campaña 2024-2025

1356

El N aportado por el EP se encontró mayoritariamente en forma amoniacal (Tabla 1), una fracción de rápida disponibilidad para el cultivo. Asimismo, los análisis de suelo realizados al inicio del ensayo evidenciaron elevados contenidos de N mineral, con concentraciones de 95,2 mg kg^{-1} de $N\text{-}NO_3^-$ y 7,60 mg kg^{-1} de $N\text{-}NH_4^+$, lo que indica que el cultivo no se encontraba limitado por este nutriente. En este contexto, la adición de zeolita no se tradujo en incrementos significativos de rendimiento en una evaluación de corto plazo. No obstante, considerando las propiedades de la zeolita, su incorporación al efluente porcino podría haber contribuido a la retención temporal del amonio y a una regulación más gradual de su disponibilidad en el sistema suelo-planta, atenuando potenciales pérdidas y favoreciendo la eficiencia en el uso del N.

CONCLUSIONES

Bajo las condiciones edafoclimáticas del presente estudio, el uso del EP como alternativa de fertilización permitió sostener niveles elevados de rendimiento del cultivo de maíz. La valorización agrícola de este efluente no solo contribuye al reciclaje de nutrientes dentro del sistema productivo, sino que también representa una estrategia clave de economía circular, al transformar un residuo potencialmente problemático para el productor en un insumo con valor productivo. Sumado a esto, la combinación de aditivos como la zeolita, mostró una tendencia a incrementos de rendimiento, alcanzando valores 22,6 % superiores al tratamiento testigo, lo que posiciona a esta práctica como una herramienta con potencial para mejorar la eficiencia en el uso del N y fortalecer la sostenibilidad del sistema productivo.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue parcialmente apoyada por los Proyectos 112 y I097 del INTA, ATN/RF-20641 y 20642-RG “Optimizando el uso de nitrógeno, mayor producción y menor impacto” (FONTAGRO) y NACT 2024 “Evaluación del impacto del uso de efluentes porcinos y de fertilizantes inorgánicos sobre la huella de carbono de la agricultura” (UNSAdA).

BIBLIOGRAFÍA

Méndez Argüello, B., Vera Reyes, I., Cárdenas Flores, A., De los Santos Villarreal, G., Ibarra Jiménez, L., & Lira Saldívar, R. H. (2018). *Capacidad de retención de agua de sustratos que contienen zeolita y su efecto sobre el crecimiento, producción de biomasa y contenido de clorofila de Solanum lycopersicum Mill.* Saltillo, Coahuila, México.

Ministerio de Agroindustria. (2023). *Buenas prácticas de manejo y de utilización de efluentes porcinos.*

Pegoraro, V. R. (2019). *Diagnóstico del manejo de efluentes porcinos e impacto de su valorización agronómica en el sistema suelo-planta.* Córboba.

Presello, D. A., Giménez, F. J., & Ferragut, F. J. (2022). La producción de maíz en Argentina. *ACI. Avances en ciencias e ingenierías*, 1-13. doi:https://doi.org/10.18272/aci.v14i1.2573

REHABILITACION *IN SITU* DE UN SUELO CONTAMINADO POR PASTA COLORANTE MEDIANTE LA APLICACIÓN DE COMPOST

Ferreiro, N.[1*], Kravetz, S.[1, 2]

[1] Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES), Universidad Nacional de Luján-CONICET; [2] Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján; * Ruta 5 y Av. Constitución, (6700) Luján, Prov. de Buenos Aires, nicolasferreiro@conicet.gov.ar

RESUMEN: La contaminación de suelos urbanos por residuos industriales genera alteraciones complejas en las propiedades físico-químicas y biológicas, limitando la recuperación espontánea de las funciones ecosistémicas. En estos contextos, la aplicación de enmiendas orgánicas como el compost es una alternativa económica para la rehabilitación activa. En este estudio se evaluó el efecto de la aplicación de compost sobre propiedades físico-químicas y biológicas del suelo en un foco de contaminación por pasta colorante roja de identidad desconocida, localizado en terrenos de la ex-fábrica Anilinas S.A., actualmente pertenecientes a la Reserva Natural del Pilar (pcia. Buenos Aires). Se aplicó un diseño experimental BACI (Before–After Control–Impact), comparando una parcela Control y una parcela Tratamiento antes y después de la aplicación superficial de compost como mulching (60 t/ha). Se analizaron pH, conductividad eléctrica, nitrógeno total, densidad de mesoinvertebrados, densidad y tamaño de microplásticos y la coloración del suelo estimada por absorbancia a 500 nm. La aplicación de compost no produjo cambios significativos en pH, conductividad, mesoinvertebrados, microplásticos ni coloración del suelo en el corto plazo. Sin embargo, el nitrógeno total mostró una interacción significativa entre Período e Impacto, evidenciando una dinámica diferencial entre parcelas. De manera inesperada, el incremento de nitrógeno total fue mayor en la parcela Control que en la Tratamiento durante el segundo período de muestreo. Este patrón sugiere un ingreso lateral de nitrógeno desde áreas adyacentes contaminadas tras la remoción de la pasta colorante que enterraba al suelo. Estos resultados indican que, en suelos con contaminantes de alto contenido de nutrientes, los beneficios de la aplicación de compost pueden residir no tanto en su papel fertilizante como en su valor estructural, aportando una cobertura rica en materia orgánica, capaz de interceptar y adsorber contaminantes y nutrientes transportados por escorrentía, favoreciendo así una recuperación edáfica más gradual y estable.

PALABRAS CLAVE: Suelos urbanos contaminados, Compost, Diseño BACI.

1358

INTRODUCCIÓN

La rehabilitación de las propiedades físico-químicas del suelo y de su biota asociada constituye un paso clave en los procesos de restauración ecológica de ambientes terrestres severamente degradados. En particular, los suelos urbanos afectados por residuos industriales presentan alteraciones complejas que combinan cambios físicos, químicos y biológicos, lo que dificulta la recuperación espontánea de sus funciones ecosistémicas.

La Reserva Natural Municipal del Pilar incluye dos hectáreas impactadas por pasivos ambientales asociados a la ex-fábrica Anilinas S.A., donde persisten escombros, bolsas con pasta colorante y lagunas de estabilización colmatadas (Ferreiro y Kravetz, 2022). Estudios previos han identificado numerosos focos de contaminación por colorantes de identidad desconocida en el bosque de tala adyacente, caracterizados por la presencia de bolsas dispersas que han mantenido el suelo enterrado durante al menos 30 años (Figura 1 A). La caracterización de estos suelos mostró concentraciones de metales pesados por encima de los valores de referencia, junto con modificaciones significativas de sus propiedades edáficas,

incluyendo un menor pH, mayor conductividad eléctrica y un contenido de nitrógeno total sustancialmente superior al de suelos no impactados de la Reserva (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros y metales pesados (mg/kg) del suelo de la Reserva Natural el Pilar en un sitio no contaminado (Referencia) y un sitio enterrado por pasta colorante roja (Contaminado) (± error estándar). Valores provenientes de Ferreiro y Kravetz (2022).

	Referencia	Contaminado
pH	7,3 ± 0,1	6,8 ± 0,6
Conductividad (dS/m)	0,13 ± 0,01	0,21 ± 0,03
N total (g/kg)	3,0 ± 0,2	7,0 ± 0,2
P extraíble (mg/kg)	18 ± 15	18 ± 4
Cd	0,50 ± 0,01	6 ± 2
Cu	199 ± 128	2013 ± 1375
Cr	23 ± 2	252 ± 119
Pb	22 ± 18	1569 ± 1324
Zn	154 ± 27	934 ± 330

En ambientes degradados, la aplicación de compost es una práctica ampliamente utilizada debido a sus efectos fertilizantes y estimulantes de la actividad biológica del suelo (Curtis & Claasen, 2009). Sin embargo, en suelos contaminados con elevadas concentraciones de nutrientes y posibles sustancias biocidas, el rol del compost y sus mecanismos de acción siguen siendo poco claros, especialmente en escalas temporales cortas. Nuestro objetivo fue evaluar la capacidad de una enmienda orgánica (compost) para rehabilitar propiedades físico-químicas y biológicas del suelo en un foco de contaminación por pasta colorante roja de identidad desconocida dentro de la Reserva Natural Municipal del Pilar.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de estudio se ubicó en un pequeño bosque de la Reserva Natural del Pilar, desarrollado sobre un Entisol arcilloso a 100 metros del río Luján. El bosquecillo se encuentra dominado por tala (*Celtis ehrenbergiana*) pero presenta un importante grado de invasión por dos especies exóticas, la mora (*Rubus niveus*) y el acacio negro (*Gleditsia triacanthos*) (Bertin y Ferreiro, 2024). El experimento se realizó en un foco de contaminación donde 10 m^2 de suelo del bosque se encuentran enterrados por pasta colorante roja de identidad desconocida desde hace al menos 30 años (Figura 1 A-B). El diseño experimental fue un BACI, por sus siglas en inglés Before-After-Control-Impact, que propone comparar antes y después de la intervención un sitio no intervenido (C = Control) con otro sitio restaurado (T = Tratamiento). Primero se delimitaron dos parcelas experimentales de 1 m x 2 m (Control y Tratamiento) de las cuales se retiró la capa superficial de colorante que enterraba el suelo (Figura 1C). En ambas parcelas, se realizaron las mediciones Before en octubre, noviembre y diciembre de 2022. Luego del muestreo de diciembre se aplicó compost al Tratamiento como mulching superficial y en alta dosis (60 ton/ha) (Figura 1 D-F).

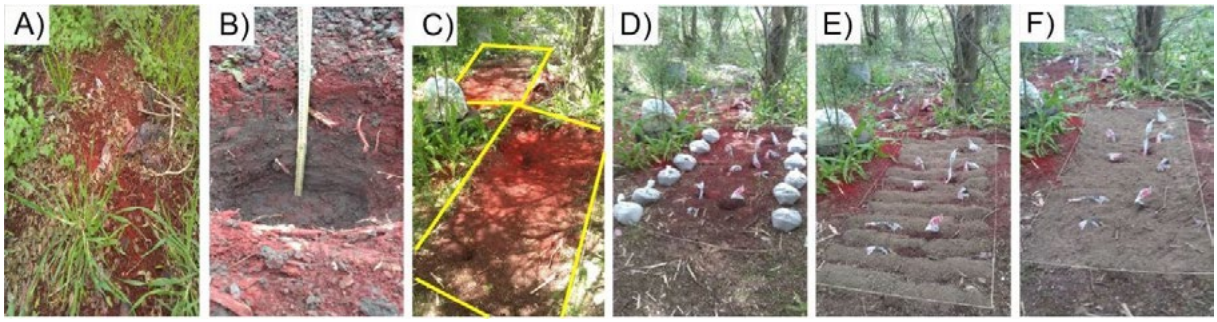


Figura 1. A) Sitio contaminado por pasta colorante roja. B) Primeros 50 cm del suelo. C) Parcelas experimentales de 1 m x 2 m luego de la remoción de la pasta colorante y cosecha de la biomasa vegetal de la superficie. D-F) Aplicación del compost al tratamiento.

El compost utilizado fue obtenido compostando sustratos agotados del cultivo de gírgola y bagazo de cerveza, y sus características se listan en la Tabla 2.

Tabla 2. Características del compost. Valores provenientes de Ferreiro y Kravetz (2025)

	Compost de sustrato de gírgola–bagazo de cerveza
pH	6,8
Conductividad (dS/m)	0,71
Materia orgánica (g/kg)	238
Amonio (mg/kg)	42
Nitratos (mg/kg)	339
N total (g/kg)	15,4
P extraíble (mg/kg)	436

Luego de tres meses de la aplicación del compost, se realizaron las mediciones After en marzo, abril y mayo de 2023. En cada ocasión de muestreo se tomó de cada parcela una muestra compuesta por tres submuestras (0-10 cm profundidad). En la parcela Tratamiento, el compost remanente en superficie fue retirado previo a cada muestreo de suelo. En el laboratorio se estudiaron los parámetros físico-químicos (pH, conductividad, N total), los mesoinvertebrados (densidad), los microplásticos (densidad y tamaño) y la coloración del suelo (Absorbancia a 500 nm). Adicionalmente, se determinaron al inicio y al final del experimento la cobertura (%), biomasa (g peso seco/m^2) y riqueza vegetal de cada parcela experimental.

En el laboratorio las muestras secadas en estufa a 70°C se utilizaron para estimar pH y conductividad con electrodos de laboratorio, y N total Kjeldahl (Page et al., 1982). Los invertebrados se extrajeron de la muestra fresca con embudos Berlese, y se preservaron en alcohol 70% hasta su conteo e identificación bajo lupa. Los microplásticos fueron estudiados en muestras secas oxidadas con NaClO, filtradas por membrana de fibra de vidrio y tinción con rodamina B (Lv et al., 2019). La coloración del suelo contaminado se estimó mediante la absorbancia a 500 nm, establecido como máximo de absorción del compuesto coloreado extraído en etanol (1 g de suelo:40 ml etanol 90%) (Ferreiro y Kravetz, 2023).

Los efectos de la aplicación de compost fueron evaluados mediante un diseño BACI (Before–After Control–Impact) utilizando modelos lineales generalizados implementados como ANOVA. Para cada variable respuesta se ajustó un modelo con Periodo (Antes vs. Después) e Impacto (Control vs. Tratamiento) como factores fijos, y Tiempo como efecto aleatorio, representando las réplicas temporales dentro de cada período. El término Tiempo fue especificado como anidado dentro de Periodo [Tiempo(Periodo)], permitiendo modelar la variabilidad temporal interna y evitar pseudorreplicación. Asimismo, se incluyó la interacción Impacto × Tiempo(Periodo) para permitir que la variabilidad temporal difiriera entre parcelas Control y Tratamiento. El efecto del tratamiento fue evaluado a partir de la interacción Periodo × Impacto, que constituye el test BACI. Un efecto significativo de esta interacción indica que el cambio observado entre períodos difiere entre Tratamiento y el Control, y por lo tanto puede atribuirse a la aplicación del compost. Todos los análisis fueron realizados en SPSS 14.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El sitio contaminado por pasta colorante presentó una cobertura vegetal inicial del 69-75% (Figura 1 A, Tabla 3), representada principalmente por *Onopordum acanthium* (39% de la cobertura total) y *Alternanthera philoxeroides* (35%). Luego de la remoción del colorante y cosecha de la biomasa vegetal, las parcelas experimentales se revegetaron durante 9 meses hasta alcanzar un 5% de cobertura, dominada por *Onopordum acanthium* (35% de la cobertura total). Si bien estos datos puntuales no pudieron analizarse estadísticamente, las parcelas Control y Tratamiento presentaron coberturas, biomasas y riquezas vegetales en el mismo orden de magnitud al inicio y al final del experimento (Tabla 3).

Tabla 3. Cobertura (%), biomasa (g peso seco/m^2) y riqueza de la comunidad vegetal en las parcelas Control (C) y Tratamiento (T) al inicio y al final del experimento.

	Cobertura %		Biomasa (g/m^2)		Riqueza	
	C	T	C	T	C	T
Inicio	75	68	150	94	3	5
Final	5	5	0,15	0,15	6	5

El pH y la conductividad eléctrica no fueron afectados significativamente por la aplicación del compost. El análisis BACI no detectó efectos significativos del Período ni de la interacción Período × Impacto para estas variables (Tabla 4). Si bien se observó un efecto significativo del Impacto sobre el pH, las diferencias entre parcelas Control y Tratamiento no estuvieron asociadas a la aplicación del compost, ya que la interacción no resultó significativa (Tabla 4). Los valores promedio de pH y conductividad se mantuvieron dentro de rangos similares antes y después de la aplicación en ambos tratamientos (Tabla 5).

En contraste, el nitrógeno total difirió significativamente entre tratamientos (efecto fijo de Impacto, p = 0,003) y mostró una interacción Período × Impacto significativa (p = 0,006), indicando que la dinámica temporal del N total fue distinta entre parcelas Control y Tratamiento (Tabla 4). En ambos casos se observó un incremento del N total durante el segundo período de muestreo, pero este aumento fue marcadamente mayor en la parcela Control (Tabla 5).

De manera inesperada, el contenido de N total fue mayor en la parcela Control durante el segundo período. Dado el elevado contenido de nitrógeno de los suelos contaminados por pasta colorante (Tabla 2), es plausible que este incremento responda a un ingreso lateral de nitrógeno por escorrentía superficial o lixiviación subsuperficial desde áreas adyacentes una vez removida la capa de contaminante. En contraste, en la parcela con aplicación de compost, el incremento de nitrógeno total fue más moderado, lo que sugiere un efecto estabilizador del compost aplicado como mulching superficial y en alta dosis (60 ton/ha). Esta cobertura habría reducido la conectividad hidrológica y el ingreso lateral de nutrientes desde el entorno.

Tabla 4. Resultados del modelo lineal generalizado. Efectos fijos de Período (Antes vs. Después) e Impacto (Control vs. Tratamiento), y la interacción Período*Impacto (test BACI).

	Período	Impacto	Período*Impacto
pH	F = 2,118 p = 0,219	F = 28,800 p =0,006	F = 0,800 p = 0,422
Conductividad	F = 0,688 p = 0,453	F = 2,082 p = 0,223	F = 2,661 p = 0,178
N total	F = 2,767 p = 0,172	F = 45,256 p = 0,003	F = 27,802 p = 0,006
Densidad MPs	F = 0,637 p = 0,469	F = 3,201 p = 0,216	F = 0,647 p =0,506
Tamaño MPs	F = 3,355 p = 0,136	F = 0,186 p =0,708	F = 0,089 p = 0,793
Densidad de invertebrados	F= 3,081 p = 0,154	F = 0,647 p = 0,466	F = 0,459 p = 0,535
Absorbancia 500nm	F= 0,002 p = 0,966	F = 0,927 p = 0,390	F = 0,039 p = 0,853

Tabla 5. pH, la conductividad y el N total en las parcelas Control (C) y Tratamiento (T), Antes y Después de la aplicación del compost (± error estándar).

	pH		Conductividad (mS/cm)		N total (g/kg)	
	C	T	C	T	C	T
Antes	7,40 ± 0,06	7,57 ± 0,03	0,39 ± 0,01	0,40 ± 0,03	8,7 ± 0,7	8,4 ± 0,5
Después	7,47 ± 0,07	7,70 ± 0,06	0,5 ± 0,1	0,39 ± 0,04	11,1 ± 0,6	8,9 ± 0,7

La densidad y el tamaño de los microplásticos no mostraron diferencias significativas asociadas a la aplicación del compost, ni efectos significativos del Período o de la interacción Período × Impacto (Tabla 4). Sin embargo, se observó una tendencia al incremento del tamaño medio de los microplásticos durante el segundo período en ambas parcelas (Tabla 6), consistente con un mayor ingreso o redistribución de partículas desde el entorno circundante tras la remoción de la capa superficial. La ausencia de efectos estadísticamente significativos, sumada a la alta variabilidad observada y a la baja detectabilidad de microplásticos en algunas

réplicas (Tabla 6), indica que la remoción del colorante y aplicación de compost no generaron cambios en la dinámica de microplásticos en el corto plazo.

Tabla 6. Densidad (N/g) y tamaño de microplásticos (mm^2) en las parcelas Control (C) y Tratamiento (T), Antes y Después de la aplicación del compost (± error estándar). *sólo una de las réplicas presentó una densidad de microplásticos detectable para Tratamiento–Antes.

	Densidad MPs (N/g)		Tamaño MPs (mm^2)	
	C	T	C	T
Antes	4 ± 2	5 ± 5	0,004 ± 0,003	0,007*
Después	3 ± 2	6 ± 5	0,035 ± 0,012	0,026 ± 0,002

La densidad de mesoinvertebrados no fue afectada significativamente por la aplicación del compost ni por el Período de muestreo (Tabla 4). A pesar de observarse un aumento en la densidad promedio durante el segundo período en ambas parcelas (Tabla 7), este patrón no alcanzó significación estadística. La comunidad de mesoinvertebrados estuvo dominada por Acari (84% del total de individuos muestreados: 48% Astigmata, 16% Oribatida, 16% Prostigmata y 4% Mesostigmata), seguida por Collembola (6%). La ausencia de un efecto positivo del compost sobre la densidad de mesoinvertebrados resulta llamativa, dado que numerosos estudios reportan incrementos en la actividad biológica del suelo tras la aplicación de enmiendas orgánicas, incluso en escalas temporales cortas (Ferreiro y Kravetz, 2025).

Tabla 7. Densidad de mesoinvertebrados (N/kg) en las parcelas Control y Tratamiento, Antes y Después de la aplicación del compost (± error estándar).

	Control	Tratamiento
Antes	23 ± 11	18 ± 6
Después	150 ± 86	92 ± 47

No se detectó un efecto significativo de la aplicación del compost, del Período ni de su interacción sobre la absorbancia a 500 nm (Tabla 4). Los valores promedio se mantuvieron similares antes y después de la aplicación en ambas parcelas (Tabla 8). Este resultado es consistente con la ausencia de cambios significativos en la actividad biológica del suelo y sugiere que la aplicación de compost no modificó la coloración del suelo en el corto plazo.

Tabla 8. Absorbancia a 500 nm en las parcelas Control y Tratamiento, Antes y Después de la aplicación del compost (± error estándar).

	Control	Tratamiento
Antes	0,502 ± 0,057	0,475 ± 0,004
Después	0,511 ± 0,008	0,469 ± 0,05

Si bien el compost es ampliamente utilizado como herramienta de rehabilitación en ambientes degradados debido a sus efectos fertilizantes y biológicos, nuestros resultados sugieren que estos mecanismos deben ser interpretados con cautela en suelos contaminados con sustancias ricas en nutrientes. En este sistema, la dinámica del nitrógeno y la respuesta biológica parecen estar más fuertemente condicionadas por factores físicos y ambientales (ej.: desenterramiento, conectividad hidrológica, sustancias biocidas) que por la disponibilidad de nutrientes. En este contexto, el principal efecto del compost habría sido estructural como cobertura superficial, reduciendo el ingreso lateral de sustancias y estabilizando el suelo disturbado, más que actuando como un promotor de la actividad biológica.

CONCLUSIONES

Los resultados indican que la aplicación de compost no produjo incrementos directos en el contenido de nutrientes y la actividad biológica en el corto plazo. Sin embargo, el hecho de que el nitrógeno total haya aumentado en mayor medida en la parcela Control que en la

Tratamiento sugiere un efecto amortiguador del compost aplicado como mulching frente a los flujos laterales provenientes del entorno contaminado. Estos resultados resaltan la importancia de distinguir entre los efectos fertilizantes y los efectos físicos de las enmiendas orgánicas, y sugieren que, en ambientes disturbados por contaminantes con elevado contenido de nutrientes, el principal beneficio de su aplicación puede consistir en su aporte de una cobertura rica en materia orgánica, capaz de interceptar y adsorber contaminantes y nutrientes transportados por escorrentía, favoreciendo así una recuperación edáfica más gradual y estable.

BIBLIOGRAFÍA

Bertin, F. y Ferreiro, N. A,. (2024). Inventario de los disturbios del suelo de la Reserva Natural del Pilar (prov. De Buenos Aires, Argentina). Libro de Resúmenes del XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo; 21-24/05/2024; San Fernando del Valle de Catamarca.

Curtis, M. J. and Claassen, V. P. (2009). Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. Restoration Ecology 17: 24–32.

Ferreiro, N. A. y Kravetz, S. (2022). Caracterización de suelos contaminados por una fábrica de colorantes en una reserva urbana. Libro de Resúmenes del XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo; 15-18/09/2022; Ciudad de Buenos Aires.

Ferreiro, N. A. y Kravetz, S. (2023). Micorremediación de un suelo contaminado por colorantes. Libro de Resúmenes de las XXXIX Jornadas Argentinas de Botánica; 19-23/09/2023; Catamarca.

Ferreiro, N. A. y Kravetz, S. (2025). Rehabilitación de la mesofauna del suelo mediante la aplicación de compost en un sitio urbano contaminado. Libro de Resúmenes del XII Congreso Argentino de Entomología; 2-3/09/2025; San Miguel de Tucumán.

Lv, L., Qu, J.,Yu, Z., Chen, D., Zhou, C., Hong, P., Sun, S. and Li, C. (2019). A simple method for detecting and quantifying microplastics utilizing fluorescent dyes-Safranine T, fluorescein isophosphate, Nile red based on thermal expansion and contraction property. Environmental Pollution 255: 113283.

Page, A. L., Miller, R. H. and Kenney, D. R. (Eds.). (1982). Methods of soil analysis. Part 2. 2nd de. Agron. Monogr. 9 ASA and SSSA, Madison, WI. USA.

EFECTO DE LA EDAD DE LAS PLANTACIONES DE *Populus deltoides* SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

Lupi, A. M.[1*], Ferrere, P.[2], Restovich, S.[3], Giannini, A. P.[3]

[1] INTA - Instituto de Suelos-CIRN, De los Reseros y Las cabañas, Hurlingham, Buenos Aires, Argentina; [2] INTA-AER 9 de Julio Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, 9 de Julio, Buenos Aires, Argentina; [3] INTA- Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, Pergamino, Buenos Aires, Argentina. * lupi.ana@inta.gob.ar

RESUMEN: Las plantaciones forestales cumplen un rol relevante en la mitigación del cambio climático por su capacidad de acumular carbono (C) tanto en la biomasa como en el suelo. En la región NO de la provincia de Buenos Aires, donde predomina el uso agrícola sobre suelos arenosos, existe escasa información sobre la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS) bajo plantaciones forestales. El objetivo de este estudio fue evaluar los stocks de COS (0–30 y 0–100 cm) en plantaciones de *Populus deltoides* de diferentes edades (5 a 21 años) establecidas sobre un Hapludol de textura gruesa y compararlas con el mismo suelo bajo agricultura continua. El análisis temporal reveló una marcada disminución del COS con la edad del rodal. En 0–100 cm, las plantaciones de 11 a 21 años mostraron valores significativamente menores respecto a los rodales de 5 a10 años, alcanzando una pérdida del 51,6% a los 21 años. En 0–30 cm, la mayor disminución ocurrió tempranamente: entre 5 y 7 años se perdió un 31% del COS (24 Mg C ha^{-1}), seguida de un descenso continuo —aunque no significativo— hasta los 21 años. A partir de los 11 años, las plantaciones tendieron a igualar los stocks del sistema agrícola. Las tasas de pérdida fueron elevadas: 2,9 Mg C $ha^{-1}año^{-1}$ para 0–100 cm y 2,1 Mg C $ha^{-1}año^{-1}$ para 0–30 cm entre los 5 y 21 años. El COS superficial representó en promedio el 58,4% del total almacenado en 1 m de profundidad. Estos hallazgos resaltan la necesidad de ajustar las prácticas de manejo para conservar la materia orgánica, especialmente en suelos de textura gruesa.

PALABRAS CLAVE: Plantaciones forestales, secuestro de carbono, suelo arenoso.

INTRODUCCIÓN

Las plantaciones forestales han adquirido relevancia por su potencial para el secuestro de carbono (C), especialmente por la acumulación que ocurre en el componente vegetal. La capacidad de los árboles para absorber CO_2 atmosférico mediante la fotosíntesis es una de las estrategias más promovidas para contribuir a la reducción de los gases de efecto invernadero (GEI) y mitigar el cambio climático. Dentro de estos sistemas, el carbono orgánico del suelo (COS) representa una fracción sustancial del C total del ecosistema. Sin embargo, este reservorio puede actuar como sumidero —acumulando C— o como fuente —liberándolo a la atmósfera—, dependiendo de las prácticas de manejo de la forestación y de las condiciones ambientales (IPCC, 2019). La evidencia científica muestra que el COS puede experimentar cambios significativos a lo largo de una rotación forestal o en rotaciones sucesivas, en función del tipo de suelo, la intensidad de las operaciones silvícolas y los distintos disturbios asociados. No obstante, los resultados reportados difieren respecto de la magnitud y la dirección de dichos cambios (Johnson et al., 1991; Johnson, 1992; Polglase et al., 2000). El tratamiento de los residuos de cosecha y el laboreo afectan el ingreso y almacenamiento de COS (Nzila et al., 2002). Turner y Lambert (2005) reportaron un rápido descenso del COS superficial durante los primeros 12 años posteriores al establecimiento de la plantación, seguido de una etapa de estabilización y un leve incremento hacia los 20 años. Además, observaron pérdidas más pronunciadas en horizontes profundos (hasta 50 cm) durante los dos primeros años. Covington (1981) documentó una pérdida cercana al 50 % del COS en los primeros 20 años, seguida de una lenta recuperación durante los 50 años

siguientes y posterior estabilización. En una cronosecuencia de *Pinus roxburghii* también evidenciaron una tendencia decreciente del COS en 0–30 cm a medida que aumentaba la edad de la plantación (Amir et al., 2018). En contraste, Aydın y Rages (2024) no detectaron diferencias en el stock de COS en 0–30 cm cuando estudiaron plantaciones de *Pinus nigra* en tres clases de edad (0–10, 11–20 y 35–45 años). Resultados similares reportan Ferrere y Lupi (2023) en plantaciones de *Pinus radiata* entre 9 y 21 años. Otros estudios reportaron incrementos del COS, como los de Lei et al., (2019); Zhu et al., (2020) y De Marco et al. (2021), en plantaciones de *Pinus spp y Larix gmelinii*. En la provincia de Buenos Aires, la actividad agrícola constituye el uso predominante del territorio, tanto por su extensión como por su relevancia económica. La actividad forestal, aunque presente en toda la provincia, ocupa una proporción mucho menor. En el N y NE provincial, las plantaciones forestales se establecen mayormente sobre suelos de textura gruesa, de baja fertilidad natural, donde existe escasa información acerca de cómo este uso afecta los stocks de COS, en particular a lo largo de una rotación forestal y en comparación con el uso agrícola predominante. En este contexto, los objetivos de este trabajo fueron: i) evaluar los stocks de COS en plantaciones de *Populus deltoides* de distintas edades, en las profundidades 0–100 y 0–30 cm, y ii) analizar el efecto del uso del suelo comparando los stocks de C bajo uso forestal respecto de suelos bajo uso agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en cercanías de la localidad de Morse, provincia de Buenos Aires, Argentina, en la Región denominada Pampa Arenosa. Esta región se caracteriza por un predominante sistema agrícola de alta producción como uso principal del suelo. La precipitación media anual en la región es de aproximadamente 850 mm y la temperatura media anual de 16 °C (Kruse y Ainchil, 2017). Para el estudio se seleccionaron rodales de álamos (*Populus deltoides*) y lotes agrícolas sobre un suelo Hapludol éntico (USDA) de la serie Saforcada, con una historia de producción mayor a los 30 y 100 años respectivamente. Este suelo se desarrolló en los sedimentos eólicos areno-francos y arenosos de origen medanoso, se caracterizan por su escaso desarrollo y su drenaje algo excesivo. No tiene horizonte B y el A pasa gradualmente a un horizonte transicional. El horizonte C es arenoso y se puede establecer a unos 75 cm de profundidad. Se seleccionaron rodales de álamos de diferentes edades que representan la rotación forestal de la región (Tabla 1). Los rodales fueron pastoreados periódicamente con vacas de cría a una carga de 0,3 EV, durante todo el año. El ingreso de los animales generalmente sucede a partir del tercer año desde la plantación. Hasta que cierra el dosel (5 y 7 años años) hay una escasa disponibilidad de forraje y predomina gramón y festuca. En las plantaciones mayores a 7 años el pastoreo se concentra en el mantillo de la plantación conformado por hojas de álamos. Para el muestreo de suelo se abrieron 3 calicatas en cada sitio, distribuidas al azar. De cada calicata se extrajeron muestras compuestas de suelo disturbadas a 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-70 y 70-100 cm de profundidad y se les determinó el COS mediante el método de Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982). Además, se extrajeron cilindros (141 cm^3) para determinar la densidad aparente (Burke et al., 1986). Con estos datos se calculó el stock de COS expresado a igual masa de suelo (Sisti et al., 2004). Se comparó el stock de COS entre los rodales y el lote agrícola a 0-30 y 0-100 cm, mediante modelos lineales mixtos ajustando la matriz de varianza-covarianza de los errores al evaluar los supuestos y al considerar el caso de medidas repetidas en el tiempo. La comparación de medias se realizó mediante el test Tuckey ($p<0,05$). El software utilizado fue InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

Tabla 1. Localización de los sitios de muestreo, fecha de muestreo y edad de edad de las plantaciones

Fecha de muestreo	Uso-Lote	Fecha plantación	Edad al muestreo	Coordenada geográfica
2020	SSP	2015	5	34° 44' 34" - 60°51' 58"
2022	SSP 7	2015	7	
Otoño 2025	Forestal-SSP7	2015	10	
2020	Forestal-L14		9	34° 44' 44" - 60°52' 14"
Otoño 2025	Forestal-L14	2011	14	
2023	Forestal-L13	2014	9	34° 44' 49" - 60°52'07"
Otoño 2025	Forestal-L13	2014	11	
2020	Forestal-10ª	2006	14	34° 44' 41" - 60°51' 59"
Otoño 2025	Forestal-L10A	2006	19	
2022	Forestal-L6	2006	16	34° 44' 48" - 60°52' 19"
Otoño 2025	Forestal-L6	2006	tala rasa	
2023	Forestal-L5D	2004	19	34° 44' 38" - 60°52' 28"
Otoño 2025	Forestal-L5D	2004	21 (Tala rasa fin 2024)	
2023	Agrícola		100 años aprox.	34° 44' 54" - 60°51' 52"
Otoño 2025	Agrícola	soja	100 años aprox.	

1366

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El stock promedio de COS en 0-100 cm para el uso forestal fue de 84,4 ± 21,5 Mg C ha^{-1} (mínimos y máximos de 46,9 y 147,7 Mg C ha^{-1}, respectivamente) mientras que para el uso agrícola el stock promedio de COS fue de 54,2 ± 9,3 Mg Cha^{-1} (mínimos y máximos de 44,3 y 69,5 Mg C ha^{-1}, respectivamente). Por otro lado, el stock promedio de COS en 0-30 cm para el uso forestal fue de 49,8 ± 14,6 Mg C ha^{-1} (mínimos y máximos de 29,4 y 94,9 Mg C ha^{-1}, respectivamente) y para el uso agrícola el stock promedio de COS fue de 29,6 ± 9,3 Mg C ha^{-1} (mínimos y máximos de 25,5 y 43,4 Mg C ha^{-1}, respectivamente). El stock de COS en 0-100 cm descendió significativamente con la edad de la plantación (Figura 1).

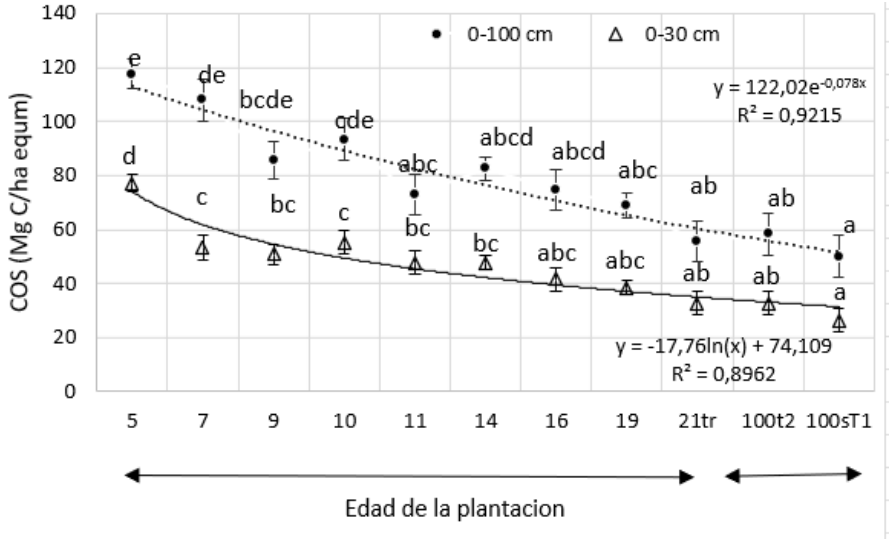


Figura 1. Stock de COS en 0-100 y 0-30 cm, para un suelo bajo uso forestal con plantaciones de álamos de diferentes edades y para sitios bajo uso agrícola

Si bien hay un continuo descenso en los stocks de COS, no fueron significativamente diferentes entre los 5-10 años. Las plantaciones de 11 a 21 años también mostraron

descensos no significativos de los stocks de COS. Los stocks de COS de las plantaciones de 11-21 años fueron significativamente más bajos que el stock en las plantaciones de 5-10 años. A los 21 años se perdió el 51,6% del COS almacenado a los 5 años (Figura 2). El stock de COS en las plantaciones de 11-21 años fue similar al stock de COS en el sitio agrícola. Por otro lado, en 0-30 cm de profundidad, el stock de COS descendió con la edad de la plantación (Figura 1), con una pérdida significativa de COS (31%; Figura 2) entre los 5 y 7 años, lo que equivale a 24 Mg C ha^{1}. Entre los 7 y 21 años hubo un continuo descenso no significativo en los stocks de COS de 20,5 Mg C ha^{-1}. A partir de los 11 años los contenidos de COS en plantaciones son similares a los sitios agrícolas. La Figura 2 muestra que en términos porcentuales que la pérdida de COS del suelo es mayor si se considerara los primeros 30 cm. A los 21 años parecería que los % de pérdida se estabilizan igualando los valores hallados en los sitios de agricultura continua. Las diferencias en los stocks de COS son del orden del 54% (0-100 cm) y 62% (0-30 cm) al comparar la plantación de 5 años y el promedio del stock de COS de los suelos agrícolas. La tasa anual de pérdida de COS en 1 m, entre 5 y 21 años fue de 2,9 Mg C ha^{-1} año^{-1}. La tasa anual de pérdida de COS en 0-30 cm, entre 5 y 21 años fue de 2,1 Mg C ha^{-1} año^{-1}. El stock de COS en los primeros 30 cm representó en promedio el 58,4% del almacenado en 1 m de profundidad, con mínimos y máximos del 38,6% y 73,9% respectivamente.

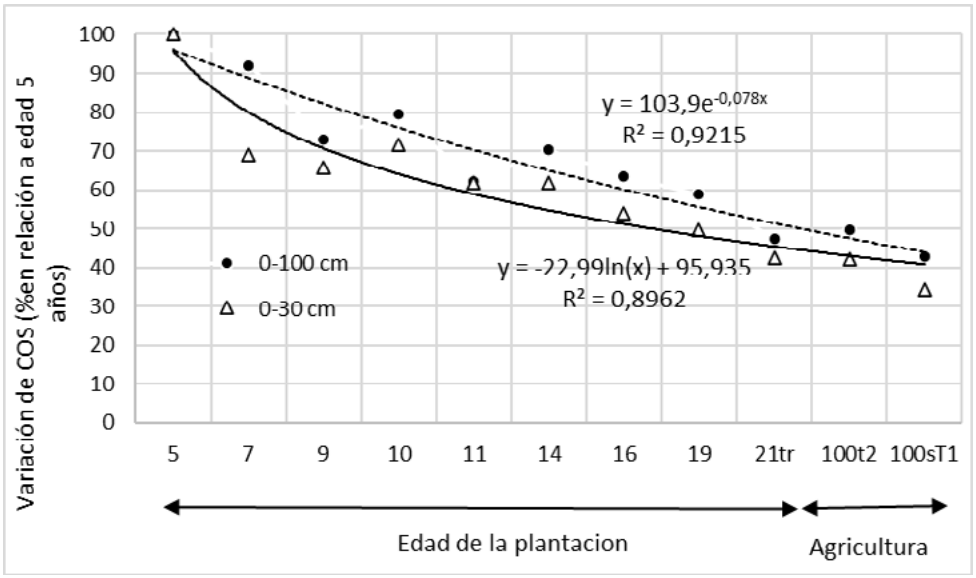


Figura 2. Variación del COS (%) en 0-100 y 0-30 cm, para un suelo bajo uso forestal con plantaciones de álamos de diferentes edades y para sitios bajo uso agrícola

En concordancia con los resultados de nuestro estudio, Polglase et al., (2000) reportaron que, la edad del rodal ejerce efectos significativos sobre los stocks de COS en los primeros 30 cm del suelo. Los autores observaron una disminución durante los primeros diez años —particularmente en los primeros cinco— seguida de una lenta recuperación y acumulación. Este patrón no se evidencia aún en nuestro trabajo; sin embargo, la tasa de pérdida disminuye de manera marcada a partir de los 19 años. Varios factores pueden explicar tanto la dirección como la magnitud de los cambios observados en el COS. El tipo de cosecha y el manejo de los residuos determinan en gran medida los aportes de material orgánico al suelo. Es habitual que, luego de la cosecha, la copa de los árboles permanezca sobre el terreno y que luego los residuos sean quemados. A esto se suma el laboreo realizado durante la preparación del sitio, que en esta región suele incluir una labor generalizada seguida de una labranza vertical en la línea de plantación. Durante los primeros años del ciclo forestal los aportes de hojarasca son mínimos, mientras que la pastura implantada —fuente de alimento para el ganado— domina el sistema. Los retornos provenientes de la plantación aumentan recién cuando el canopeo se cierra (aproximadamente entre los 5 y 7 años), momento en que también se reduce el desarrollo de la pastura. El pastoreo continúa, y el mantillo comienza a formarse hasta

alcanzar un equilibrio dominado por hojas y restos leñosos de la plantación, que siempre se sobrepastorean. La textura del suelo ejerce un efecto significativo sobre los cambios en el COS, especialmente a largo plazo (>10 años), dado que controla la capacidad de estabilización de la materia orgánica y el potencial de secuestro de C (Six et al., 2002; Post y Kwon, 2000). En relación a esto, la Serie Saforcada, presenta una baja capacidad protección del COS y una limitada de acumulación de C debido a su textura. Deleporte et al., (2008) destaca el papel crucial del manejo de la materia orgánica en la sostenibilidad de las plantaciones de rápido crecimiento en suelos arenosos y la necesidad de tener en cuenta los residuos de la cosecha y hojarasca de la rotación. En conjunto, estas prácticas —particularmente en suelos de textura gruesa— constituyen una de las principales causas de la disminución de los stocks de COS, debido a la mayor mineralización de la materia orgánica, las pérdidas por erosión y la reducida entrada de C al suelo en las plantaciones (Six et al., 2002; Liao et al., 2012; Chen et al., 2013). Por otro lado, la similitud en los stocks de COS de las plantaciones de mayor edad y los sitios agrícolas sugiere que la capacidad de recuperación del C en estos sistemas es limitada en el corto y mediano plazo. Esta recuperación depende de factores adicionales como el tiempo, la calidad y cantidad del material aportado por la vegetación y la textura del suelo. Nuestros resultados indican que, bajo las condiciones edáficas de la Serie Saforcada, la recuperación del COS tras los disturbios del establecimiento es reducida o muy lenta. La ausencia de señales claras de re-acumulación hacia el final de la rotación sugiere que los aportes de hojarasca y raíces finas no son suficientes para compensar las pérdidas iniciales. Estos hallazgos subrayan la importancia de implementar prácticas de manejo que disminuyan los disturbios durante la preparación del sitio, favorezcan la retención de residuos y promuevan mayores aportes de biomasa al suelo. Asimismo, al evaluar el potencial de mitigación de las plantaciones forestales, es fundamental considerar las limitaciones intrínsecas de los suelos arenosos para el secuestro de C.

CONCLUSIONES

En las plantaciones de *Populus spp*. establecidas sobre suelos arenosos se reducen los stocks de COS con la edad del rodal. La disminución es más intensa durante los primeros años posteriores al establecimiento, particularmente en los 0–30 cm superficiales, donde se concentra la mayor parte del COS y donde los disturbios iniciales del manejo ejercen un efecto más profundo. A los 21 años de edad, las plantaciones acumulan valores de COS comparables a los de los sitios agrícolas, sin signos de recuperación. Las pérdidas de COS supera el 50% del COS a los 5 años y las tasas anuales de disminución que alcanzan 2,1–2,9 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ según la profundidad considerada. Este estudio aporta evidencia local relevante para ajustar las estrategias de manejo y mejorar la sostenibilidad de los sistemas forestales implantados en la región pampeana.

AGRADECIMIENTOS

Urionaguena, C. y Sama, D. del establecimiento San José, por el apoyo en las tareas de campo. El trabajo fue financiado por los proyectos INTA PEI067 y PDI097

BIBLIOGRAFÍA

Amir, M., Liu, X., Ahmad, A., Saeed, S., Mannan, A. y Muneer, M. A. (2018). Patterns of biomass and carbon allocation across chronosequence of chir pine (*Pinus roxburghii*) Forest in Pakistan: Inventory-based estimate. Advances in Meteorology (1), 3095891. DOI: 10.1155/2018/3095891.

Aydın, M. y Rages, A. A. (2024). Soil respiration and organic carbon changes along a chronosequence of Pinus nigra forest stands," BioResources 19(3), 6095-6119.

Chen, G. S., Yang, Z. J., Gao, R., Xie, J. S., Guo, J. F., Huang, Z. Q. y Yang, Y. S. (2013). Carbon storage in a chronosequence of Chinese fir plantations in southern China. Forest Ecology and Management 300, 68-76. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.07.046.

Covington, W. (1981). Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology* 62(1), 41-48.

Deleporte P., Laclau J. P., Nzila J., Kazotti J. G. Médèssou M., Bouillet J. P., Szwarc M., D'Annunzio R. y Ranger J. (2008). Effects of harvesting and litter management practices on soil chemical properties and second-rotation eucalyptus growth in Congo. In: Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: Proceedings of workshops held in Piracicaba (Brazil), 22–26 November 2004, 5–22. ISBN 978-979-1412-58-2.

Ferrere, P. y Lupi, A.M. (2023). How much carbon do Argentine Pampas Pinus radiata plantations store? Forest Systems, *32*(1), e005. https://doi.org/10.5424/fs/2023321-19703

Lei, Z., Yu, D., Zhou, F., Zhang, Y., Yu, D., Zhou, Y. y Han, Y. (2019). Changes in soil organic carbon and its influencing factors in the growth of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation in Horqin Sandy Land, Northeast China. Scientific Reports 9(1), 6453. DOI: 10.1038/s41598-019-52945-5

Johnson, D. W., Cresser, M. S., Nilsson, S. I., Turner, J., Ulrich, B., Binkley, D., Cole y D. W. (1991). Soil changes in forest ecosystems:evidence for and probable causes. Proc. R. Soc. Edinburgh97B, 81–116.

Johnson, D. W. (1992). Effects of forest management on soil carbon storage. Water Air Soil Pollut. 64, 83–120.

De Marco, A., Berg, B., Zarrelli, A. y De Santo, A.V. (2021). “Shifts in soil chemical and microbial properties across forest chronosequence on recent volcanic deposits,” *Applied Soil Ecology* 161, article 103880. DOI: 10.1016/j.apsoil.2021.103880

Nzila, J., Bouille,t.J. P., Laclau, J. P. y Ranger, J. 2002. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in Eucalyptus plantations in the Congo, Forest Ecology and Management, 171, Issues 1–2, 209-221,https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00474-7.

Polglase, P. J., Paul, K. I., Khanna, P. K., Nyakuengama, J. G., O’Connell, A. M., Grove y T. S., Battaglia, M. (2000). Change in soil carbon following afforestation or reforestation. National Carbon Accounting System, Tech. Rep. 102 pp.

Post, W. M. y Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. Global Change Biology, 6(3), 317–327. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x

Sisti, C. P. J., dos Santos, H. P., Kohhann, R., Alves, B. J. R., Urquiaga, S. y Boddey, R. M. (2004). Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. Soil and Tillage Research 76, 39-58.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil, 241(2), 155–176. https://doi.org/10.1023/A:1016125726789

Turner, J. y Lambert, M. J., (2000). Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. For. Ecol. Manage. 133, 231–247.

Zhu, J., Wang, C., Zhou, Z., Zhou, G., Hu, X., Jiang, L., Li Y., Liu G., Ji C. y Fang, J. (2020). Increasing soil carbon stocks in eight permanent forest plots in China. *Biogeosciences* 17(3), 715-726. DOI: 10.5194/bg-17-715-2020

STOCK DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN PAJONALES Y PLANTACIONES DE *Salix spp* DEL DELTA DEL PARANÁ

Lupi, A. M.[1*], Rimski-Korsakov, H.[2], Romaniuk, R.[1], Cosentino, V.[1], Caffaro, M. M.[2], Beltrán, M.[1], Nocerez, A.[2], Artero, D.[3]

[1] Instituto de Suelos, CIRN, INTA Castelar. Hurlingham. Buenos Aires. Argentina; [2] Facultad de Agronomía, UBA. CABA. Argentina; [3] Arauco Argentina S.A. Región Centro. Zárate. Buenos Aires. Argentina. [*] lupi.ana@inta.gob.ar

RESUMEN: Los humedales son ecosistemas que actúan como importantes sumideros de carbono, acumulando carbono orgánico del suelo (COS) y constituyendo uno de los mayores reservorios biológicos terrestres. Sin embargo, los cambios en el uso y la cobertura del suelo, como el drenaje y la transformación productiva, pueden alterar significativamente la dinámica del COS. En los humedales del Delta del Paraná, la forestación con especies del género *Salix* representa una actividad productiva relevante, aunque sus efectos sobre los stocks de COS aún presentan incertidumbres. El objetivo del presente estudio fue cuantificar los cambios en el stock de COS asociados a la conversión de pajonales nativos a plantaciones de *Salix spp*. en el Delta del Paraná. El relevamiento se realizó en seis sitios, tres correspondientes a pajonales naturales y tres a plantaciones de *Salix*. Se tomaron muestras de suelo a profundidades de 0–10, 10–20, 20–30, 30–50, 50–70 y 70–100 cm. En cada estrato se determinaron carbono orgánico, densidad aparente y textura, y se calcularon los stocks de COS corregidos a masa equivalente de suelo hasta 1 m de profundidad. Los resultados mostraron que no existieron diferencias estadísticamente significativas entre usos del suelo en la concentración de COS, densidad aparente ni contenido de fracciones finas en ninguna profundidad. El stock de COS a 1 m fue similar entre usos, con valores de 126 Mg ha^{-1} en pajonal y 134 Mg ha^{-1} en plantaciones de *Salix spp*. Asimismo, se encontró una relación significativa entre el COS de 0–30 cm y el stock total a 1 m, lo que permitiría estimaciones a mayor profundidad a partir de muestreos superficiales. Los resultados aportan información relevante para la gestión sostenible de los humedales del Delta del Paraná y para la mejora de los inventarios nacionales de carbono en suelos.

PALABRAS CLAVE: Cambio de uso del suelo, Humedales, Plantaciones forestales.

1370

INTRODUCCIÓN

Los humedales constituyen ecosistemas de transición entre ambientes acuáticos y terrestres, caracterizados por la saturación o el anegamiento del suelo durante parte o la totalidad del año (Neue et al., 1997; Kandus 1997). Bajo estas condiciones, la limitada disponibilidad de oxígeno reduce la mineralización de la materia orgánica, favoreciendo la acumulación del carbono orgánico en el suelo (COS) (Vaughan et al., 2008). Como resultado, los humedales actúan como importantes sumideros de carbono (C) (Trettin et al., 2003), acumulando capas orgánicas a tasas determinadas por el clima, la vegetación y la topografía (Armentano y Menges, 1986). Estos ecosistemas ricos en C representan uno de los mayores depósitos biológicos terrestres y desempeñan un papel destacado en los ciclos globales del C (Campen, 2012; Dargie et al., 2017).

Los cambios en el uso y la cobertura del suelo suelen acelerar la descomposición del COS y disminuir los aportes de C. Las prácticas de drenaje asociadas a la conversión del uso del suelo constituyen una de las principales causas de pérdida de humedales (Xu et al., 2019) y en consecuencia, cambios en el COS (Fellman et al., 2017; Knox et al., 2015). Estos cambios pueden tener impactos profundos en los depósitos globales de C. No obstante, los estudios en humedales que evalúan el efecto del cultivo o la transformación productiva sobre los stocks

de COS muestran resultados divergentes: mientras algunos trabajos reportan disminuciones del COS luego de la transformación de los humedales en tierras agrícolas (Knops y Tilman, 2000; Huang et al., 2010), otros muestran lo contrario (Ceballos et al., 2013; Li et al., 2014). Esta variabilidad dificulta predecir cómo responderán los humedales a los cambios de uso y resalta la necesidad de comprender mejor los factores que regulan la dinámica del C en estos ambientes.

La forestación es una actividad relevante en los humedales del Delta del Paraná, con 60.000 ha aproximadamente cubiertas por plantaciones de sauce y álamo (DNDFI 2025). Los mecanismos que regulan la descomposición de la biomasa en humedales forestados son complejos y responden a interacciones físicas, químicas y biológicas (Kayranli et al., 2010), lo que explica parte de las discrepancias reportadas en la literatura. El COS representa el mayor depósito de C de la biosfera terrestre, almacenando aproximadamente el 53% del C del sistema terrestre (Wiesmeier et al., 2016; Djukic et al., 2018). Comprender los efectos de la forestación sobre los stocks de COS es clave para orientar estrategias de manejo, restauración y planificación ecológica (Trettin et al., 2003). En este contexto, el objetivo del presente estudio fue cuantificar los cambios en el stock de COS en pajonales del Delta del Paraná que fueron reemplazados por plantaciones de *Salix spp***.**

MATERIALES Y MÉTODOS

El relevamiento se realizó en 6 sitios del predio Oasis, perteneciente a la empresa Arauco Argentina, localizado en Campana, Provincia de Buenos Aires. Según la clasificación climática de Köppen-Geiger el clima de la región es del tipo climático Cfa, templado con lluvias todo el año (Malvárez 1997). Las temperaturas medias anuales se encuentran entre los 16,7° C y los 18° C, y las precipitaciones medias anuales alrededor de 1000 mm. El balance hídrico según el método de Thornthwaite y Mather (1955) indica que no se registra un neto período de déficit hídrico en el año. Según se indica en Falasca y Ulberich (1999); Gómez y Ferrao (1986) y Pereyra et al. (2004), los suelos son aluviales y jóvenes, con escaso grado de desarrollo pedogenético y rasgos hidromórficos intensos. Los suelos predominantes del área pertenecen al orden de los Entisoles (Udifluventes, Endoacuentes y Fluvacuentes) y en menor medida al de los Molisoles, reconociendo a nivel de suborden un régimen de humedad ácuico. Las porciones deprimidas presentan suelos de los tipos Haplacuentaérico y Haplacuolhístico, los que se caracterizan por altos contenidos de materia orgánica (hasta 40%) y bajos valores de pH (entre 4 y 5). En estos sectores se establecen plantaciones de sauces con pocas intervenciones hidrológicas.

Para el estudio se seleccionaron 3 sitios con plantaciones *Salix spp* (Sauce) y 3 sitios con vegetación nativa de la región (Pajonal). Se tomaron muestras de suelo en estratos de 0-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-70, 70-100 cm. En cada muestra se determinó el contenido de CO, (Walkley y Black en Nelson y Sommers 1996), la densidad aparente (método del cilindro con un volumen de 100 cm^3, Burke et al. 1986) y composición granulométrica (Bouyoucos, Ashworth et al. 2001). Con los valores de concentración de COS y densidad aparente se calculó la masa de COS (Mg ha^{-1}) por estrato (Wendt & Hauser, 2013) y el stock de COS al metro de profundidad corrigiendo a masa equivalente de suelo por el método de Sisti et al., (2004). El mismo criterio utilizado para COS se aplicó para cuantificar la textura a masa equivalente de suelo. La textura y el COS se analizaron a través de ANOVA y test de Tukey ($P<0,05$). Se establecieron relaciones entre el COS y las variables de suelo, ajustándose modelos de regresión simple.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestran los contenidos de COS, Arcilla más limo y densidad aparente para la situación de Pajonal y Sauce. Ninguna de las variables medidas mostró diferencias estadísticamente significativas entre usos del suelo, en ninguna de las profundidades. La concentración de COS y los contenidos de fracción fina del suelo disminuyeron con la profundidad bajo ambos tipos de vegetación, en cambio la densidad aparente aumentó con la profundidad.

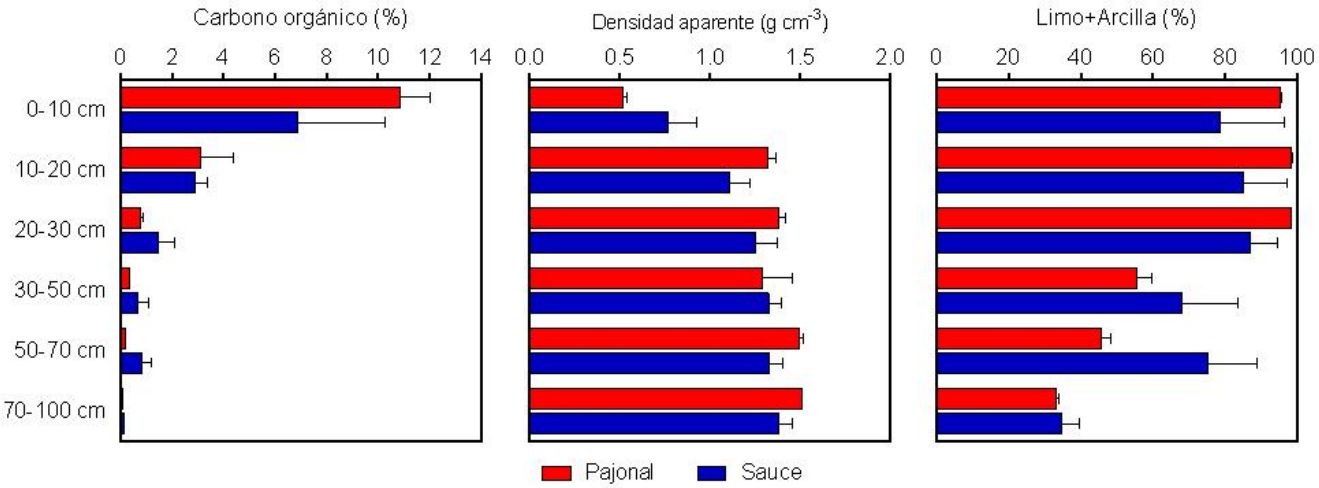


Figura 1. Concentración de carbono orgánico del suelo (COS; %), densidad aparente (g cm^{-3}) y concentración de arcilla+limo (%). Líneas: error estándar.

El stock de COS al metro, expresado en masa equivalente, tampoco mostró diferencias entre usos del suelo (Figura 2). La cantidad de COS fue de 126 Mg ha^{-1} para Pajonal y 134 Mg ha^{-1} para la Sauce. Los stock de COS a 1 m, para ambos usos de suelo,hallados en nuestro estudio son inferiores de los indicados por Ceballos et al., (2013). Tampoco hubo diferecnias en los contenidos de Arcilla+limo de 0 a 100 cm (Figura 2).

1372

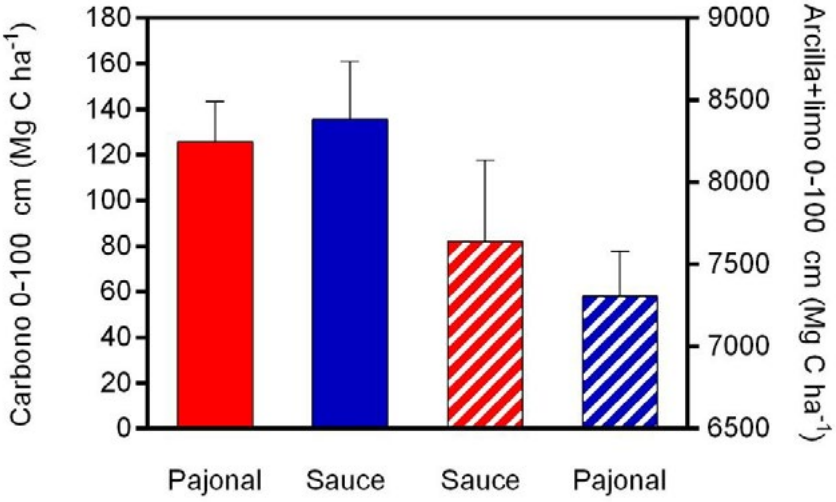


Figura 2. Stock de carbono (columnas llenas) y arcillas+limo (columas con rayas oblicuas) expresados en masa equivalente de suelo. Lineas: error estándar.

El contenido e COS del estrato 0-30 cm fue de 92 Mg ha^{-1} y 108 Mg C ha^{-1} para Sauce y Pajonal respectivamente. Estos valores son mayores a los informados en el primer reporte nacional (Sagpya 2022). Se encontró una asociación significtiva en el contenido de COS de 0 a 30 cm con el de 0-100 cm. (r^2=0,97; p<0,001;). La ecuacion (Eq.1) explica esta relación y permite estimar los stocks de COS a 0-100 cm a partir de los stock de COS a 0-30 cm.

Stock de COS 0-100 cm (Mg ha^{-1}) = 1,292 * Stock de COS 0-30 cm (Mg ha^{-1}) (Eq. 1)

Mientras la ecuación (Eq.2) relaciona significativamente el contenido de COS y las fracciones granulométricas más finas (Arcilla+limo) (r2= 0,43; p<0,001)

COS de 0 a 100 cm (Mg ha^{-1}) = -14,06 + 0.50 Arcilla+limo de 0 a 100 cm (Mg ha^{-1}) (Eq.2)

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que la conversión de pajonales nativos a plantaciones de *Salix spp*. no produjo cambios significativos en las propiedades edáficas evaluadas ni en el stock de COS hasta 1 m de profundidad. Los stocks de COS al metro fueron similares entre usos (126 Mg C ha^{-1} en Pajonal y 134Mg C ha^{-1} en Sauce). En conjunto, estos resultados sugieren que, bajo las condiciones evaluadas, la forestación con *Salix spp*. no reduce las reservas de COS en comparación con el pajonal nativo. Este tipo de información es clave para la gestión sostenible de los humedales del Delta del Paraná y para mejorar las estimaciones nacionales de inventarios de C en suelos.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue financiado por los proyectos INTA PEI067 y PDI097, el proyecto Synergies in integrated systems EU - SENSE ERANET y la empresa Arauco Argentina.

BIBLIOGRAFÍA

Amendola, D., Mutema, M., Rosolen, V., Chaplot, V. (2018). Soil hydromorphy and soil carbon: A global data analysis. Geoderma 324, 9-17. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.005

Armentano, T. V., Menges, E. S. (1986). Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. Journal of Ecology, 74, 755–774.

Campen, R. (2012). Briefing: the importance of carbon in the conservation of peatlands. P. I. Civil Eng.-Eng. Su. 165 (4), 237–240.

Ceballos, D.S., Frangi, J., Jobbagy, E.G. (2013). Soil volume and carbon storage shifts in drained and afforested wetlands of the Parana River Delta. Biogeochemistry 112 (1–3), 359–372.

Dargie, G.C., Lewis, S.L., Lawson, I.T., Mitchard, E.T., Page, S.E., Bocko, Y.E., Ifo, S.A. (2017). Age, extent and carbon storage of the central Congo Basin peatland complex. Nature 542 (7639), 86–90.

Djukic I, et al. (2018/. Early stage litter decomposition across biomes. Sci Total Environ. 2018;628:1369–94. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.012

DNDFI, (2025). https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/desarrollo-foresto-industrial/inventarios/tablero.php

Falasca S. & A. Ulberich (1999). Análisis de principales limitaciones de los suelos del Delta Argentino con fines productivos. Espacio y Desarrollo 11. 111-124. https://revistas.pucp.edu.pe/index.php/espacioydesarrollo/article/view/8076/8370

Fellman, J.B., D'Amore, D.V., Hood, E., Cunningham, P. (2017). Vulnerability of wetland soil carbon stocks to climate warming in the perhumid coastal temperate rainforest. Biogeochemistry 133 (2), 165–179.

Gómez LA, Ferrao F. (1986). Carta semidetallada de suelos del área Arroyo Ñancay-Brazo Largo. Escala 1:50000. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Castelar.

Kandus, P. (1997) Análisis de patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta bonaerense del río Paraná´ (Argentina). FCEN, UBA. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, p 241

Knox, S.H., Sturtevant, C., Matthes, J.H., Koteen, L., Verfaillie, J., Baldocchi, D., (2015). Agricultural peatland restoration: effects of land-use change on greenhouse gas (CO2 and CH4) fluxes in the Sacramento-San Joaquin Delta. Glob. Change Biol. 21 (2), 750–765.

Knops, J.M.H., Tilman, D. (2000). Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. Ecology 81 (1), 88–98.

Huang, Y., Sun, W.J., Zhang, W., Yu, Y.Q., Su, Y.H., Song, C.C. (2010). Marshland conversion to cropland in northeast China from 1950 to 2000 reduced the greenhouse effect. Glob. Change Biol. 16 (2), 680–695.jiang Plain, Northeastern China. Eur. J. Soil Biol. 82, 81–87.,

Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., Hedmark, Å. (2010). *Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: a Critical Review.* Wetlands, 30(1), 111–124. https://doi.org/10.1007/s13157-009-0003-4

Li, J.G., Pu, L.J., Zhu, M., Zhang, J., Li, P., Dai, X.Q., Xu, Y., Liu, L.L., (2014). Evolution of soil properties following reclamation in coastal areas: a review. Geoderma 226,130–139.

Liu, C., Lu, M., Cui, J., Li, B., Fang, C. (2014). Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. Glob. Change Biol. 20 (5), 1366–1381.

Liu, Y.L., Wang, P., Ding, Y.J., Lu, H.F., Li, L.Q., Cheng, K., Zheng, J.F., Filley, T., Zhang, X.H., Zheng, J.W., Pan, G.X. (2016). Microbial activity promoted with organic carbon accumulation in macroaggregates of paddy soils under long-term rice cultivation. Biogeosciences 13 (24), 6565–6586.

Malvárez A.I. (1997). Las comunidades vegetales del Delta del Río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones del paisaje. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires

Moore, P. D., Bellamy, D. J. (1974). Peatlands. Paul Elek (Scientific Books), London.

Neue, H.U. (1997). Fluxes of methane from rice fields and potential for mitigation. Soil Use and Management, 13, 258–267.

Pereyra, F.P., Baumann, V., Altinier, V., Ferrer, J., Tchilinguirian, P. (2004) Genesis de suelos y evolucion del paisaje en el Delta del rıo Parana´. Revista de la Asociación geológica Argentina 59:229–242

Vaughan, R.E., Needelman, B.A., Kleinman, P.J.A., Rabenhorst, M.C. (2008). Morphology and characterization of ditch soils at an Atlantic Coastal Plain farm. Soil Science Society of America Journal, 72, 660–669. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0102.

Sagpya 2022. REPORTE NACIONAL Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo con plantaciones forestales y otros usos de la tierra, en distintas regiones de Argentina. https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/desarrollo-foresto-industrial/silvicultura/ archivos2/Informe-CARBONO-SAGyP.pdf

Sisti, C.P.J., dos Santos, H.P., Kohhann, R., Alves, B.J.R., Urquiaga, S. & Boddey, R.M. (2004). Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. Soil and Tillage Research 76, 39-58.

Trettin, Carl C.; Jurgensen, Martin F. (2003). Carbon Cycling in Wetland Forest Soils. In: The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect. CRC Press. Boca Raton. 2003. p. 311-331 Edited by: Kimble, J.M.; Heath, Linda S.; Birdsey, Richard A.; Lal, R.

Walkley, A. & Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. Soil Science 63, 251-263.

Wendt, J.W. & Hauser, S. (2013). An equivalent soil mass procedure for monitoring soil organic 4909 carbon in multiple soil layers. European Journal of Soil Science 64, 58-65.

Wiesmeier, M., Poeplau, C., Sierra, C., Maier, H., Frühauf, C, Hübner, R., Kühnel, A., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Schilling, B., von Lützow, M., Kögel-Knabner, I. (2016). Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21st century: effects of climate change and carbon input trends. *Sci Rep* 6(1), 32525 (2016). https://doi.org/10.1038/srep32525

Xu, Sh.; Liu, X., Li, X., Tian, Ch. (2019). Soil organic carbon changes following wetland cultivation: A global meta-analysis. Geoderma 347:49-58. DOI:10.1016/j.geoderma.2019.03.036

1374

CARBONO ORGÁNICO ASOCIADO A MINERALES EN DIFERENTES SUELOS ARGENTINOS

Lupi, A. M.[1*], Galantini, J.[2], Gyenge, J.[3], Cerdá, C.[4], Minoldo, G.[5], Laclau, P.[6], Aparicio, J.[7], Fernandez, R.[8], Phar, N.[8]

[1] INTA, Instituto de suelos, CIRN; [2] CERZOS- Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Bahía Blanca [3] CONICET-AER Tandil INTA; [4] AER Bahia Blanca INTA Bordenave; [5] UNS Bahía Blanca; [6] EEA Bariloche,[7] EEA Bella Vista; [8] EEA Montecarlo INTA; * lupi.ana@inta.gob.ar

RESUMEN: El secuestro de carbono en los suelos depende en gran medida de los mecanismos que regulan su estabilización, particularmente la asociación del carbono con la fracción mineral (COM). El objetivo de este estudio fue analizar la relación entre el COAM y el CO total del suelo (COS) en función del uso del suelo y su vínculo con el contenido de L+A, a lo largo de un amplio gradiente ambiental en Argentina. Se muestrearon 95 sitios distribuidos desde el noreste al sudoeste del país (Misiones, Corrientes, Entre Ríos, Buenos Aires y Patagonia), abarcando distintos órdenes de suelos y condiciones climáticas. En cada sitio se evaluaron forestaciones de *Pinus* spp. y vegetación de referencia. Se recolectaron muestras de suelo a 0–10 y 10–20 cm, que fueron fraccionadas granulométricamente mediante tamizado en húmedo, separando carbono particulado (COP, >53 µm) y carbono asociado a minerales (COAM, <53 µm). El contenido de COS en el suelo entero y COAM varió significativamente entre ambientes, siguiendo la tendencia Buenos Aires > Misiones > Patagonia = Entre Ríos = Corrientes, en concordancia con las variaciones en L+A. Tanto el COS como el COAM aumentaron con el contenido de L+A. En promedio, el COAM representó entre el 81 y 91% del COS, sin diferencias significativas entre usos del suelo. Sin embargo, la proporción COAM: COS mostró una alta variabilidad en ambientes con bajos contenidos de L+A, sugiriendo un rol clave de la mineralogía y las condiciones ambientales en la estabilización del carbono. Estos resultados destacan la complejidad de los controles edáficos del COS y la necesidad de considerar conjuntamente textura, mineralogía y ambiente para proyectar el potencial de secuestro de carbono en los suelos.

PALABRAS CLAVE: uso del suelo, fracciones orgánicas, *Pinus spp*.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de estrategias eficaces para el secuestro de carbono en los suelos requiere comprender los mecanismos que regulan su estabilización y la capacidad de cada suelo para preservarlo a largo plazo. El carbono orgánico del suelo (COS) puede encontrarse asociado tanto a fracciones más activas (lábiles) como a más estables de la materia orgánica (Parton et al., 1989). El pool lábil, caracterizado por una velocidad de rotación rápida, consiste principalmente de estructuras jóvenes del CO sensibles al manejo y a las condiciones ambientales (Parton et al., 1989). El pool estable, asociado a la fracción mineral (COAM), se relaciona a la capacidad de diversos suelos para almacenar y preservar C y N y aumenta con el contenido de limo + arcilla (L+A) hasta alcanzar un nivel máximo de saturación (Hassink, 1997). Esta relación ha sido verificada tanto en suelos tropicales (Feller y Beare, 1997) como de climas templados (Konen et al., 2003; Arrouays et al., 2006), y reportada para suelos de Argentina (Galantini et al., 2004; Gyenge et al., 2024). Asimismo, otros estudios demostraron que la relación del COAM con la fracción fina L+A no es universal y depende entre otros factores, del tipo de arcilla preponderante (Feng et al., 2013). Dado que el COAM constituye la fracción mayor del COS en los horizontes superficiales de los suelos de los principales ecosistemas terrestres, resulta central determinar su contenido y proporción para proyectar el futuro de las reservas de C en el suelo. El objetivo de este trabajo fue analizar la relación entre

COAM y el COS en función del uso del suelo y su vínculo con el contenido de L+A en suelos de un gradiente ambiental de Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras de suelo (N=95) en sitios localizados en una transecta desde NE hasta SO del país (Tabla 1) que incluyeron las siguientes provincias: Misiones, Corrientes, Entre Rios, Buenos Aires y Neuquén. Los órdenes de suelos predominantes en los sitios analizados fueron: Ultisoles, Entisoles, Molisoles, Andosoles y Aridisoles (INTA; Atlas de Suelos de la República Argentina). En cada sitio se ubicaron forestaciones de *Pinus* spp (F en adelante) y sitios con vegetación de referencia (VR en adelante) que reunían condiciones ambientales similares (posición en el paisaje, tipos de suelo). Solo Patagonia no tiene sitios VR.

Tabla 1. Localización y principales características climáticas, edáficas y de vegetación de los ambientes de estudio.

Provincial	Coordenadas geográfica (S-O)	Clima	Vegetación natural	Suborden	L+A	Tipo Arcilla	TMA	PMA
					g kg^{-1}		°C	mm/ año
Misiones	26º 02´ 87,4" 53º 47´ 99,1"	Subtropical	Bosque subtropical	Kandiudult	855	1:1	20,3	1754
Corrientes	29º 05' 01,79" 58º 50' 01,10"	Subtropical	Pastizal	Psamment	205	2:2	22	1400
Entre Ríos	31º 24´ 09" 58º 16´48,6"	Templado	Bosque xerofítico	Hapludol Udifluvent	843	2:1	16,7	1276
SE Buenos Aires	37º 23´ 30,4" 59º 01´ 49,8"	Templado	Pastizal	Argiudol	620	2:1	14,2	955
Neuquen	40° 16' 12,4" 70° 48' 11,5"	Mediterráneo	Estepa herbácea	Haploxerol	360	1:1	12	250
Neuquen	40° 27' 36,5" 71° 13' 33,9"	Frío	Bosque	Udivitrand	386	Alof	7,4	1202

L+A: Limo + arcilla (g kg^{-1}), TMA: Temperatura media anual. PMA: precipitación media anual. ETP: Evapotranspiración potencial.

Dentro de cada sitio se definió un área homogénea de 200 m², en la que se recolectaron muestras compuestas de suelo de las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm, que luego se secaron al aire y tamizaron por 2 mm. Se realizó el fraccionamiento granulométrico del suelo, por tamizado en húmedo (Cambardella y Elliott, 1992; Galantini, 2005), con tamiz de 53 µm de malla obteniendo dos fracciones: la fracción gruesa (FG, > 53 µm) en la que se encuentra el CO particulado (COP) asociado a la arena (fina, media y gruesa) y la fracción fina (FF < 53 µm) la cual consiste en CO asociada a la fracción mineral (COAM) y limo más arcilla (L+A). Se determinó la textura mediante el método de Bouyocus. Las concentraciones de COS en el suelo entero, en el COP y el COAM se determinaron por combustión seca utilizando un analizador LECO CR12 C (LECO Corp., Saint Joseph, USA) en el Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional del Sur (LABSPA-CONICET, Bahía Blanca, Argentina). Se realizaron análisis gráficos para observar la tendencia de los datos al representar las relaciones entre el COS en el suelo entero, el COAM y COP respecto de los contenidos de L+A. Para el análisis estadístico de los resultados se utilizó el software Infostat. Se realizó el análisis de varianza de una vía (ANOVA) de los contenidos de COAM, COP, COAM: COS y L+A%. Para las diferencias entre medias se utilizó el Test Tukey a un nivel de significancia del 0,05,

RESULTADOS

El contenido promedio de L+A para 0-20 cm fue de 452 g kg^{-1} (mín=85,5 y máx=900 g kg^{-1}). La cantidad de partículas <53 µm en los suelos (sub) tropicales fue siempre mayor que en los suelos de régimen templado. El máximo valor de COAM determinado fue de 41,2 g kg^{-1}, en suelo del SE Buenos Aires con un contenido de COS de 50,1 g kg^{-1} y un contenido de L+A más arcilla de 564 g kg^{-1}. Ambos parámetros, COS y COAM en los primeros 20 cm del suelo mostraron diferencias significativas entre ambientes, con tendencia SE Buenos Aires >

Misiones > Patagonia = Entre Ríos = Corrientes; en concordancia con las variaciones en los contenidos de L+A (Tabla 2). El contenido de COS en el suelo entero (ρ=0,63; p=0,0001) y de MAOC (ρ=0,68; p=0,0001) aumentó significativamente con el aumento del contenido de L+A. El máximo valor de COAM se correspondió con 650 g kg^{1} de L+A.

Tabla 2. Contenidos (g kg^{-1}) de carbono orgánico total (COS); asociado a la fracción L+A (COAM) y particulada (COP) de suelos en diferentes ambientes y usos del suelo.

Sitio	COS	COAM	COP	COS	COAM	COP
	0-10 cm			10-20 cm		
	Efecto del ambiente					
Bs As SE	43,53±1,81c	34,02±1,43 c	9,51± 0,73 c	33,56±1,63 d	30,14±1,31c	3,42±0,53b
Corrientes	8,73±0,59 a	4,3±0,39 a	4,58±0,28 b			
Entre Rios	8,23±0,81a	5,73±0,55 a	2,5±0,38 a	5,89±0,62 a	4,78±0,58 a	1,1± 0,26 a
Misiones	23,22±1,25 b	18,66±0,81 b	4,56±0,53 b	15,62±0,71 c	14,29 ±0,65 b	1,32± 0,11a
Neuquen	10,69±1,12 a	6,49 ±0,67a	4,32±0,56 ab	9,79±1,21 b	6,13±2,98 a	3,66± 0,62b
	Efecto del uso					
F	17,56±1,54 a	12,77±1,25 a	4,85±0,37a	14,57±1,37 a	12,23±1,23 a	2,33± 0,28 a
VR	24,22±3,25 a	18,78±2,72 a	5,44±0,7a	20,05±2,64 a	18,17±2,57 a	1,88±0,28 a

F: Forestaciones de *Pinus spp*. **VR:** vegetación de referencia. Para cada variable, letras distintas indican diferencias significativas a (p<0,05).

La relación COAM y COS se describe con una relación lineal donde el 81% (0-10 cm) y el 91% (10-20 cm) del COS está conformado por COAM (Figura1). La relación entre el COP *vs* el COS en el suelo entero para 0-10 cm fue ρ: 0,81 (p=0,0001) y para 10-20cm: ρ: 0,47; (p=0,0001). La relación entre el COP vs el COAM en el suelo entero para 0-10 cm fue ρ: 0,71 (p=0,0001) y para 10-20 cm: ρ: 0,32; (p=0,0001). Las fuertes correlaciones, particularmente en el estrato 0-10 cm, es el reflejo de la importancia de los aportes de biomasa para mantener las reservas de COS y la estabilización como COAM.

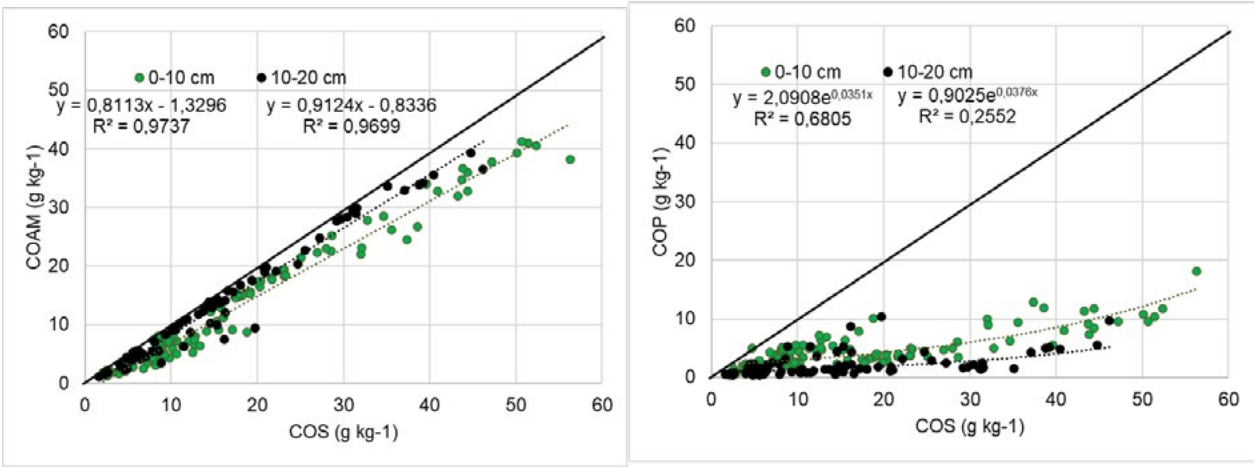


Figura 1. Relación entre el contenido de COAM y COS (izquierda) y entre COP y COS (derecha) en la profundidad 0- 10 cm y 10-20 cm

La proporción COAM: COS no varió significativamente con el uso del suelo. En la profundidad 0-10 cm VR: 66,9±1,07%; F: 1,9±1,88%, en la profundidad 10-20 cm VR: 80.9±1,23%; F: 86,8±2.13%. El ambiente tuvo un efecto significativo sobre proporción COAM: COS. El valor de COAM fue más alto para los sitios de Misiones y Buenos Aires, intermedio en los sitios de Patagonia y Entre Ríos, e inferior en los sitios de Corrientes (Tabla 3). Los rangos presentados muestran una amplia variación de proporciones de COAM: COS, básicamente por las variaciones en los ambientes de Patagonia y Corrientes. Esto sugiere que para similar

proporción de L+A existen niveles de estabilización diferente y puede relacionarse, entre otros factores, con la mineralogía o el tipo de arcillas presenta el suelo. Los bajos contenidos de L+A se presentan una amplia variación de proporciones de COAM: COS (entre el 38-80%), sugiriendo que la fracción fina esta enriquecida con CO.

Tabla 3. Proporción COAM:COS para las profundidades 0-10 y 10-20 cm, en diferentes ambientes

Ambiente	COAM: COS (%)					
	Media±E.E.	Mínimo	Máximo	Media±E.E.	Mínimo	Máximo
	0-10 cm			10-20 cm		
Buenos Aires	78,23 ±2,12 cd	67,82	85,98	90,13 ±2,21 c	79,05	95,84
Corrientes	48,67± 2,52a	36,76	61,70			
Entre Rios	70,61 ±2,15 c	46,93	83,76	79,79 ±2,25 b	39,33	94,25
Misiones	81,3± 2,17d	65,71	88,08	91,55 ±2,26 c	86,49	96,49
Neuquen	60,65 ±2,11 b	42,16	95,10	63,85 ±2,21 a	46,27	77,82

E.E.: error estándar. En la columna Media±E.E, letras distintas indican diferencias significativas a ($p<0.05$).

DISCUSION

El contenido de COS y COAM en plantaciones de *Pinus spp,* distribuidos a lo largo de un amplio gradiente ambiental en Argentina, fueron en promedio similares a las situaciones de vegetación de referencia caracterizadas por diferentes tipos de ecosistemas y cobertura vegetal. La concentración promedio de COS (17,6 g kg^{-1}) en 0-20 cm fue similar a lo indicado en los primeros 30 cm de suelo (Gyenge et al., 2024). La relación significativa entre la COAM y el L+A también fue reportada por Six et al., (2002); Cai et al., (2016); Cortuffo et al. (2019). Sin embargo, Matus et al., (2024) que esperaban encontrar una correlación positiva, no reportaron correlación o bien, como las de Begill et al., (2023) Gyenge et al., (2024); L+A explicó una pequeña proporción de la variación en el COAM. Los minerales del suelo pueden proteger al COP de la descomposición, dando persistencia a estructuras orgánicas poco transformadas (Witzgall et al., 2021; Lei et al., 2022) por su oclusión en agregados o sitios inaccesibles a los microorganismos y por la formación de asociaciones órgano-minerales (O'Brien et al., 2015). Esto podría explicar la baja relación, pero significativa entre los contenidos de L+A y la COP (ρ=0,28, p=0,001). La amplia variación encontradas en la COAM: COS (desde 35 a 85%) en los ambientes con bajos contenidos L+A (Corrientes, Patagonia y Entre Ríos) pueden atribuirse también en parte a diferencias en la mineralogía del suelo (Six et al., 2002). En el sitio Misiones la mineralogía del suelo es predominantemente caolinita y óxido de hierro con menor contenido de COAM en comparación al suelo Molisol del ambiente templado de Buenos Aires (19,3 g COAM kg^{-1} vs 34,0 g COAM kg^{-1}). Six et al. (2002b) muestran que en suelos (sub) tropicales con arcillas 1:1 tienen una superficie específica más baja, por lo tanto, una menor capacidad para unirse y estabilizar el COS que las arcillas 2:1, encontrándose estas últimas principalmente en suelos de clima templado. Las características de no expansividad, baja sustitución isomórfica y baja superficie específica conducen a una baja capacidad de estabilización de C por interacción con partículas de caolinita (Kaiser y Guggenberger, 2003, Sarkar et al., 2018). Además, la alta superficie y la afinidad química por el C en suelos arcillosos con alto contenido de óxidos de Fe y Al, dan como resultado una alta capacidad de estabilización de los suelos subtropicales Oxisoles (Pinheiro et al., 2005, Thaymuang et al., 2013) De allí que el Ultisol que cuenta con menores contenidos de COS que el Molisol, presenta una mayor proporción de C estabilizado como COAM (COAM: COS; Ultisol: 81,7±2,2%; Molisol 79,4±2,1%). De esto se deprende la compleja interacción ambiental que determinan los contenidos de COS ya que las variables que explican los patrones de distribución son múltiples y además de la textura también interviene la mineralogía por el tipo de arcilla en interacción con las condiciones climáticas generales (Matus, 2021). En nuestro estudio se observa que a medida que aumentan los niveles de COS la relación con la COAM se aleja la curva 1:1 y paralelamente el COP aumenta siguiendo una forma exponencial (R^2=0,67, *p<0,0001*) Esto podría significar que cualquier aumento en el

COS no implica una estabilización en la COAM y lo que probablemente suceda es que el COS se almacene como COP (Cortufo et al 2019). En contraste, con Cotrufo et al., (2019) y en concordancia con los hallazgos de Begill et al., (2023), Fernández Catinot et al., (2023) no encontramos un punto de inflexión a altos contenidos de COAM y COS. Este patrón indicaría que no existe un límite de saturación para estos suelos.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que el COAM constituye el principal reservorio de COS a lo largo de un amplio gradiente ambiental en Argentina, representando la mayor proporción del COS total, especialmente en subsuperficie. El contenido L+A controla la acumulación de COS como COAM. Las variaciones observadas para similares contenidos de L+A evidencian que la mineralogía del suelo y las condiciones ambientales modulan la magnitud de estabilización del carbono. No se detectaron diferencias significativas en los contenidos de COS ni en la relación COAM: COS entre plantaciones de *Pinus* spp. y VR, lo que sugiere que, bajo las condiciones evaluadas, el uso forestal no altera las reservas de carbono del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Docentes e investigadores del Lab. de suelos del Depto. de Agronomía de la UNS, a la EEA Montecarlo INTA, EEA Concordia INTA, EEA Bariloche, al personal del Campo Anexo M Belgrano de INTA EEA Montecarlo.

BIBLIOGRAFÍA

Arrouays, D., Saby, N., Lemercier, C. y Schvartz, C. (2006). Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. Soil Use Manage. 22: 48-51. doi: 10.1111/j.1475-2743.2006.00020.x.

Feller, C. y Beare, M. H. (1997). Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. Geoderma. 79(1–4) 69-116

Begill, N., Don, A. y Poeplau, C. (2023). No detectable upper limit of mineral-associated organic carbon in temperate agricultural soils. *Global Change Biology*, 29, 4662–4669. https://doi.org/10.1111/gcb.16804

Cai, A., Feng, W., Zhang, W. y Xu, M. (2016). Climate, soil texture, and soil types affect the contributions of fine fraction-stabilized carbon to total soil organic carbon in different land uses across China. *J. Environ. Manag.* 172, 2–9

Cotrufo, M.F., Ranalli, M.G., Haddix, M.L., Six, J. y Lugato, E. (2019) Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. Nat Geosci. 12:989–94. doi: 10.1038/s41561-019-0484-6

Elliott, E. T. y Cambardella, C. A. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agric. Ecosyst. Environ.* 34, 407–419.

Feng, W., Plante, A. F. y Six, J. (2013). “Improving Estimates of Maximal Organic Carbon Stabilization by Fine Soil Particles.” Biogeochemistry 112, no. 1–3: 81–93. https:// doi. org/ 10. 1007/ s1053 3- 011- 9679- 7.

Fernández-Catinot, F., Pestoni, S., Gallardo, N., Vaieretti, M. V., Pérez y Harguindeguy N. (2023). No detectable upper limit when predicting soil mineral-associated organic carbon stabilization capacity in temperate grassland of Central Argentina mountains, Geoderma Regional, 35, e00722, https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00722.

Hassink, J. (1997). The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles Plant Soil, 191: 77-87, 10.1023/A:1004213929699

Galantini, J. A., Senesi, N., Brunetti, G. y Rosell, R. (2004). Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrogen and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. Geoderma 123 (2004) 143–152.

Galantini J. A. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En: Manual ‘‘Información y Tecnología en los Laboratorios de Suelos para el Desarrollo Agropecuario Sostenible’’ L Marban & S Ratto (Eds.) AACS Capítulo IV parte 2, pp. 95–106.

Gyenge, J., Gatica, G., Sandoval, M., Lupi, A. M., Gaute, M., Fernández, M. E., + Peri, P. L. (2024). Change of soil carbon storage in monoculture tree plantations across wide

environmental gradients: Argentina as a case study. *Forest Ecology and Management*, 552, 121565.

Kaiser, K. y Guggenberger, J. (2003). Mineral surfaces and soil organic matter European Journal of Soil Science, 54: 219-236.

Konen, M. E., Burras, C. L. y Sandor, J. A. (2003). Organic carbon, texture, and quantitative color measurement relationships for cultivated soils in North Central Iowa. Soil Sci. Soc. Am. J. 67: 1823-1830. doi:10.2136/sssaj2003.1823.

Lei, L., Holásková, I., Thompson, J. A. y McDonald, L. M. (2022). Fe-bound organic carbon and sorption of aromatic dissolved organic carbon in surface soil: comparing a forest, a cropland, and a pasture soil in the Central Appalachian Region, West Virginia, USA. Environments 9, 113

Matus, F., Paz-Pellat, F., Covaleda, S., Etchevers, J. D., Hidalgo, C. y Báez, A. (2024) Upper limit of mineral-associated organic carbon in temperate and sub-tropical soils: How far is it?, Geoderma Regional, 37,e00811,https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00811.

O'Brien, S. L., Jastrow, J. D., Grimley, D. A. y Gonzalez-Meler, M. A. (2015) Edaphic controls on soil organic carbon stocks in restored grasslands, Geoderma, 251–252, 117-123, https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.023.

Parton, W. J., Schimel, D. S., Cole, C. V. y Ojima, D. S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J*. 51 1173–1179. https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x,

Pinheiro, D., Gonc, C. N., Dalmolin, R. S. D., Knicker, H., Klamt, E., Ingrid, K. y Simo, M. L. (2005). Characteristics of soil organic matter of different Brazilian Ferralsols under native vegetation as a function of soil depth. Geoderma 124, 319–333. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.05.008.

Sarkar, B., Singh, M. y Mandal, S. (2018). Clay Minerals — Organic Matter Interactions in Relation to Carbon Stabilization in Soils, in: The Future of Soil Carbon. Elsevier Inc., pp. 71–86. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811687-6/00003-1.

Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A. y Paustian, K. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant Soil.* 241:155–76. doi: 10.1023/A:1016125726789

Thaymuang, W., Campus, K. y Suddhiprakarn, A. (2013). Organic Matter Stabilization by Iron Oxides in Upland Tropical Red Soils under Tropical Monsoonal and Tropical Savanna Climates Organic Matter Stabilization by Iron Oxides in Upland Tropical Red Soils under Tropical Monsoonal and Tropical Savanna Climates Thai Journal of Agricultural Science, 46: 119-130

Witzgall, K., Vidal, A. y Schubert, D. I. (2021). *et al.* Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon. *Nat Commun* 12, 4115 https://doi.org/10.1038/s41467-021-24192-8.

EFECTO DE LA INCORPORACION DE BIOCARBONES EN LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA DE SUELOS DEL SUDOESTE BONAERENSE

Montenegro, I.[1*], Amiotti, N.[1], Garay Schiebelbein, M.[1]

[1]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. [*]Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, ivan.montenegro@uns.edu.ar

RESUMEN: La elaboración de biocarbón o biochar (BC) a partir de residuos de origen lignocelulósico representa una herramienta innovadora para la gestión de residuos, proyectándose como una estrategia clave para la sustentabilidad de los sistemas actuales. El BC se ha propuesto como una enmienda capaz de mejorar la calidad del suelo y aumentar el secuestro de carbono; sin embargo, su efecto depende en gran medida de las propiedades del proceso de elaboración del biocarbón (pirólisis), como así también de las características del suelo donde se aplica. El objetivo de este estudio fue evaluar el impacto de la incorporación de BC sobre la actividad biológica (AB) de dos suelos de granulometría contrastante del sudoeste bonaerense, evaluando también sus respectivas dinámicas de degradación de la fracción orgánica. Para ello, se realizaron incubaciones controladas de mediano plazo durante 175 días sobre dos suelos, uno proveniente del campus universitario (suelo UNS) de textura franca-arenosa y otro proveniente de un establecimiento agropecuario de Cnel. Dorrego (DO) de textura franca-arcillosa. Los resultados evidenciaron diferencias significativas en la AB entre ambos suelos, independientemente de la adición de BC, siendo el suelo DO el que presentó valores significativamente mayores ($p < 0,01$); lo que se asocia a su mayor contenido de COT nativo. La incorporación de BC mostró un aumento inicial de la AB en ambos suelos, debido al efecto priming positivo otorgado por la mineralización de las fracciones lábiles. Esta dinámica se modificó a partir del día 42, disminuyendo la AB hasta el final de la experiencia debido al alto contenido de CO recalcitrante de los biocarbones incorporados. Esto permitiría la conservación de gran proporción del carbono orgánico total añadido por el BC de forma estable en el suelo.

PALABRAS CLAVE: carbono orgánico, mineralización, biochar.

INTRODUCCIÓN

El aprovechamiento de residuos lignocelulósicos mediante su transformación en biocarbones (BC) y su posterior incorporación al suelo, conforma una estrategia prometedora para consolidar a los ecosistemas agrícolas como sumideros de carbono (Mukherjee et al., 2022). Esta cadena verde (generación de biomasa, pirólisis y aplicación al suelo), no solo contribuye al secuestro de carbono atmosférico, sino que también tendría la capacidad de mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del sistema edáfico (Premalatha et al., 2023).

Numerosos trabajos han demostrado que la calidad y los posibles usos de los BC dependen, en gran medida, del tipo de biomasa y de las condiciones de pirólisis utilizadas (temperatura y tiempo de residencia; Tomczyk et al. 2020, Li et al., 2023). En particular los biocarbones elaborados a partir de biomasas de origen lignocelulósico presentan altos contenidos de carbono orgánico (CO) recalcitrante. Localmente, en trabajos previos con biocarbones de álamo (Montenegro y Garay, 2024) se obtuvieron valores de CO cercanos a los 700 g kg^{-1}, confirmando su potencial como enmienda y posible secuestro de C a largo plazo.

Nuestra hipótesis plantea que los biocarbones elaborados a partir de biomasas lignocelulósica de álamo a dos temperaturas (350 °C y 450 °C) poseen una fracción recalcitrante mayoritaria, que predomina sobre las lábiles, por lo cual su utilización en el

suelo no debería incrementar de forma significativa la actividad biológica, permitiendo así la conservación del CO total (CO nativo + CO agregado con el biocarbón) en el suelo como reservorio de C estable.
A pesar de esto, aún persiste la incertidumbre respecto al efecto de estos BC sobre la actividad biológica del suelo. En este contexto, el presente trabajo se propuso cuantificar la dinámica de degradación de la fracción orgánica (biocarbón + materia orgánica del suelo) mediante respirometría en una incubación de mediano plazo, con el objetivo de evaluar si la adición de biocarbones, con una dosis de aplicación de 2 % (p/p), modifica la actividad microbiana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este trabajo se realizó una incubación de mediano plazo a fin de cuantificar la actividad biológica (AB) a través de respirometría siguiendo la metodología propuesta por Zibilske (1994); la experiencia se prolongó durante 175 días en condiciones controladas, manteniendo las muestras de suelo con humedad a capacidad de campo y una temperatura de 30 °C.
Para los tratamientos se utilizaron dos biocarbones elaborados a partir de chips de álamo a distintas temperaturas: 350 °C (BC350) y 450 °C (BC450), los cuales fueron caracterizados previamente por Montenegro y Garay (2024). Para conformar las mezclas se recolectaron muestras superficiales (0-15 cm) de dos suelos característicos del sudoeste bonaerense, uno típico del partido de Bahía Blanca de textura franca-arenosa y con ligera reacción al ácido clorhídrico al 10 % (suelo UNS); y otro representativo de una zona más húmeda del SO bonaerense, el partido de Coronel Dorrego, de textura franca-arcillosa y ligeramente ácido (suelo DO).
Los biocarbones fueron molidos y tamizados por 2 mm para una mejor homogenización y mayor superficie de contacto en su incorporación al suelo (Figura 1), se añadieron a razón de 2 % (p/p), dosis que equivale a aproximadamente 20 Mg ha^{-1} de biocarbón en los primeros 10 cm de suelo. De esta manera se contemplaron dos suelos diferentes (UNS y DO), con dos tipos de biocarbón (BC350 y BC450) y su respectivo control sin enmienda, siendo así 6 tratamientos (DO SIN BC, DO BC350, DO BC450, UNS SIN BC, UNS BC350 y UNS BC450) más un blanco, todos realizados por triplicado, totalizando un N=21.
Previo a la incubación, se realizó una caracterización de las propiedades fisicoquímicas, con el fin de evaluar el efecto de la adición de los biocarbones a los suelos típicos del sudoeste bonaerense. Se midió el pH del suelo y las mezclas en una relación suelo-agua de 1:5 (p/v respectivamente) utilizando un medidor de pH Sper Scientific 850081 Multi-Parameter Water Quality Meter. El carbono orgánico total (COT) se determinó por el método de combustión seca, utilizando un analizador de carbono elemental LECO (modelo C-832). Se cuantifico el fósforo extractable (Pe) por el método Bray & Kurtz utilizando un espectrofotómetro ZEISS PM2K y el nitrógeno total (Nt) a partir de la metodología de Kjeldahl, cuantificado por titulación colorimétrica. Por último, se determinó el contenido de carbonatos ($CaCO_3$) con la utilización de un calcímetro de Bernard.

Figura 1. Elaboración de biocarbones e incorporación al suelo
A: Biomasa de álamo chipeada, B: Biocarbón intacto, C: Biocarbón molido y tamizado, D: Suelo UNS, E: Suelo DO, 1: SIN BC, 2: BC350 (2% p/p).

Para la evaluación de AB, se utilizaron frascos posteriormente cerrados que contenían, un recipiente con 50 g de suelo/mezcla humedecidos a capacidad de campo (CC) y un recipiente-trampa de CO_2 con 20 ml de hidróxido de sodio (NaOH) de normalidad conocida. Las determinaciones se realizaron a los 3, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 84, 91, 119, 147, 175 días; momento en los cuales se tomó una alícuota de 5 ml para ser titulada con HCl en microbureta de 5 ml, posteriormente se renovaba el NaOH y se mantenía a capacidad de campo la humedad de las muestras. Durante este proceso, fueron ajustándose las normalidades de hidróxido y acido utilizadas, de acuerdo a la actividad biológica estimada en la longitud del periodo a evaluar.

Para el análisis de los parámetros químicos y AB, se realizó un ANOVA doble, con dos factores (SUELO y BC), cuando se detectó interacción significativa ($p<0,05$), se procedió a analizar los efectos simples, evaluando por separado la adición de BC dentro de cada suelo. Para ambos análisis, se utilizó el software InfoStat®, y cuando se detectaron diferencias significativas, se realizó una comparación de medias (LSD de Fisher) con un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de parámetros químicos edáficos

En el análisis de las muestras de suelo y sus mezclas con biocarbón, previo a la incubación (Tabla 1), se observó que, para el pH, Nt y Pe había interacción significativa ($p<0,01$), por lo que se procedió a evaluar los efectos simples de la aplicación de BC a cada uno de los suelos. En el pH no se observaron variaciones en el suelo UNS, pero si se detectó un aumento en el suelo DO ($p<0,01$), evidenciando la capacidad de estos biocarbones para corregir levemente el pH en suelos ligeramente ácidos, lo que ya se había postulado previamente para los mismos materiales (Montenegro y Garay, 2024). Para el contenido de Nt, se detectaron aumentos con la aplicación de BC sólo en el suelo DO ($p<0,01$), mientras que para el fósforo sólo se obtuvieron aumentos significativos ($p<0,01$) en las muestras del suelo UNS. Sin embargo, para estos dos nutrientes, los incrementos observados a partir de la dosis aplicada de ambos BCs, sólo cubrirían una parte menor de los requerimientos de un cultivo anual, por lo que estos no tendrían un potencial uso como fertilizante si se aplican como único insumo.

Tabla 1. Propiedades químicas iniciales de los tratamientos (pre-incubación).

	Tratamiento	pH 1:5	Nt g kg^{-1}	Pe mg kg^{-1}	COT g kg^{-1}	$CaCO_3$ g kg^{-1}
SUELO 1 UNS	SIN BC	8,3 a	1,55 a	3 a	13,87 A	11,63 C
	BC 350	8,3 a	1,62 ab	8 b	25,67 B	13,90 D
	BC 450	8,3 a	1,65 b	10 c	26,73 B	13,90 D
SUELO 2 DO	SIN BC	6,9 a	1,69 a	47 a	23,90 B	2,57 A
	BC 350	7,1 b	2,20 b	45 a	36,33 C	5,40 B
	BC 450	7,1 b	2,43 c	46 a	40,43 D	4,90 B

pH, carbono orgánico total (COT), fósforo extractable (Pe), nitrógeno total (Nt) y contenido de Carbonato de Calcio ($CaCO_3$). Medias con una letra en común no son significativamente diferentes (p>0,05) según el test LSD Fisher. Para Nt, Pe y pH, la comparación de medias (letra minúscula) se realizó dentro de cada tipo de suelo debido a la interacción Suelo×BC significativa. Para $CaCO_3$ y COT, la interacción no fue significativa; por tanto, las letras (mayúsculas) corresponden a la comparación de las medias de tratamiento promediadas entre suelos (efecto principal).

Para el COT, no se encontró interacción entre suelos y la aplicación de BC (p>0,15). Se destaca un aumento significativo del contenido de COT a partir del agregado de BC, siendo el mismo de del 90 % para el suelo UNS (p<0,01) y del 60 % para el suelo DO (p<0,01). El elevado contenido de CO de los BC de álamo utilizados (700 g kg^{-1}) explica los incrementos hallados, mientras que la proporción de este efecto varió en relación al contenido inicial de COT de cada suelo. En cuanto al contenido de $CaCO_3$, no se encontró interacción entre los factores suelo y tipo de biocarbón (p>0,90), aunque si se observaron diferencias significativas entre suelos (p<0,01) y con el agregado de BC350 o BC450 (p<0,01). Más allá de que el contenido de $CaCO_3$ aumenta con la aplicación de BC, los valores totales alcanzados son menores a 1,4%.

Dinámica de la actividad biológica

1384 En la cuantificación de la actividad biológica (Figura 2), en general, se observa que la misma fue mayor al inicio y disminuyó progresivamente al avanzar el ensayo, estabilizándose a partir de los 42 días. Este incremento inicial en la AB es conocido como efecto “priming” positivo, asociado a la rápida mineralización de las fracciones lábiles del BC y puede observarse frecuentemente poco tiempo después de su aplicación al suelo (Bolan et al. 2024). Las características de las fracciones lábiles de cada biocarbón incorporado determinarán la duración y magnitud de este efecto, pudiendo ser incluso, inhibitorio.

La primera observación clara es que existen dos líneas de base distintas entre los suelos utilizados, dado que la AB es significativamente mayor en el suelo DO (p<0,01). Esto podría deberse principalmente al mayor contenido de carbono orgánico y nitrógeno nativo de este suelo. La textura franco-arcillosa del mismo (más fina que el suelo UNS), permite una mayor retención de agua, pudiendo brindar adicionalmente condiciones más propicias y estables para el desarrollo de la biota del suelo, incrementando así su AB total. Adicionalmente, no se puede descartar que ambos suelos difieran en la composición y estructura de las comunidades microbianas. Esto ha sido observado por Dominchin et al. (2025), quienes destacan que la respuesta microbiana a la adición de biocarbón varía con las características del sitio en el cual se aplican.

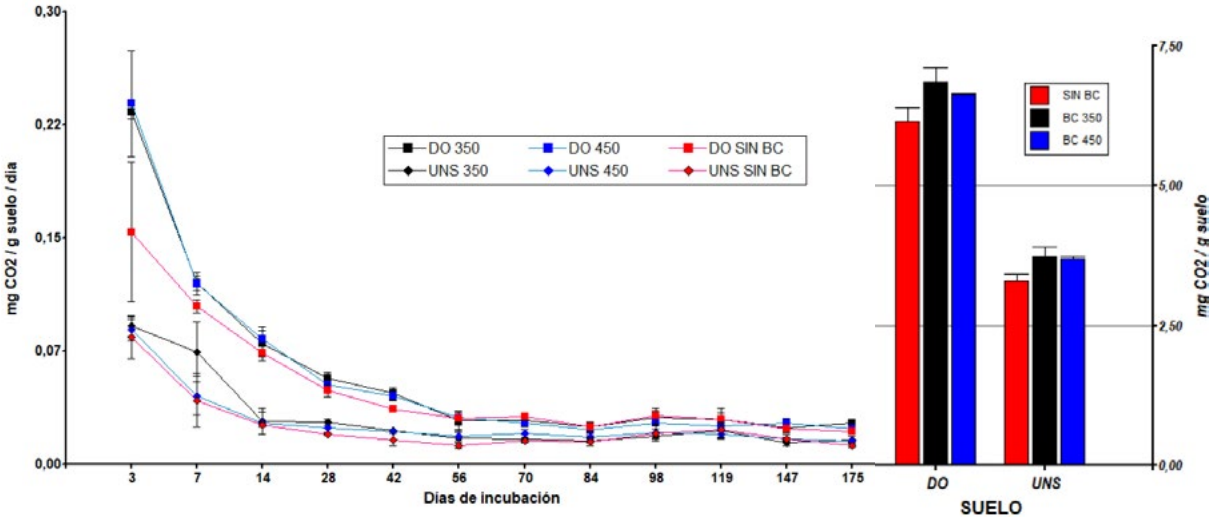


Figura 2. Curva de respiración (Izq.) y mg CO_2·g suelo^{-1} contabilizados en los 175 días de incubación (Der.) para cada tratamiento.

El agregado de biocarbón aumentó significativamente ($p<0,05$) la actividad biológica en todos los tratamientos, independientemente del tipo de suelo (aproximadamente un 15 y 20 % más). Para el suelo DO, luego de 175 días se cuantificaron 6,15; 6,63 y 6,86 mg CO_2·g suelo^{-1} (SIN BC, BC350 y BC450, respectivamente) y 3,30; 3,70 y 3,75 mg CO_2·g suelo^{-1}, para las muestras del suelo UNS (SIN BC, BC350 y BC450, respectivamente). Esta diferencia se asocia principalmente al efecto priming positivo inicial de la adición del BC. Si comparamos los acumulados a partir de los 42 días, se estabiliza la AB y no se observan diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo; siendo 3,57; 3,66 y 3,48 mg CO_2·g suelo^{-1}; para las muestras del suelo DO (SIN BC, BC350 y BC450, respectivamente) y 2,19; 2,27 y 2,42 mg CO_2·g suelo^{-1}; para las muestras del suelo UNS (SIN BC, BC350 y BC450, respectivamente). Lo anteriormente mencionado coincide con lo ocurrido en la aplicación de otros biocarbones de origen vegetal. Estos no generarían un aumento en la biomasa microbiana y en la AB perdurable en el tiempo, principalmente debido a su menor contenido de nutrientes lábiles y alta concentración de COT recalcitrante. Sin embargo, la aplicación de BC tendría la capacidad de mejorar la diversidad de microorganismos del suelo (Bolan et al. 2024, Dominchin et al. 2025), al ofrecerles un hábitat propicio con elevada superficie específica y porosidad total.

Contrariamente a lo esperado, el BC más recalcitrante (BC450), mostró una AB similar al BC350 para ambos tipos de suelo. A diferencia de lo hallado por Dominchin et al. (2025), el BC de mayor temperatura no restringió la descomposición microbiana, siendo su comportamiento similar en ambos suelos ($p=0,714$). Esta ausencia de interacción entre BCs indicaría que el efecto de la adición del biocarbón fue consistente en ambos suelos y estuvo dominado mayoritariamente por el priming positivo inicial.

CONCLUSIONES

La adición de biocarbón de origen lignocelulósico a dos suelos de granulometría contrastante (Suelo UNS franco-arenoso y suelo DO franco-arcilloso), produjo incrementos significativos y en diferente proporción para DO y UNS en la mayoría de los parámetros previos a la respiración. En cuanto a la dinámica de la AB, se observó un aumento inicial producto de la mineralización de los compuestos lábiles. Sin embargo, luego de este priming positivo, la AB desciende y se estabiliza en valores cercanos a los controles sin agregado de enmienda. Esta dinámica permitiría conservar un mayor stock de carbono orgánico total (CO nativo del suelo + CO agregado con el biocarbón) en el suelo como reservorio relativamente estable, validando así la hipótesis propuesta. En conjunto, los resultados muestran un efecto significativo del tipo de suelo en el cual se aplican los biocarbones, mostrando la necesidad de considerar el contexto edáfico en la evaluación del uso de enmiendas.

BIBLIOGRAFÍA

Bolan S., Sharma S., Mukherjee S., Kumar M., Rao C.S., Nataraj K.C., Singh G., Vinu A., Bhowmik A., Sharma H., El-Naggar A., Chang S.X., Hou D., Rinklebe J., Wang H., Siddique K.H.M., Abbott L.K., Kirkham M.B. y Bolan N. (2024). Biochar modulating soil biological health: a review. Science of the Total Environment 914, 169585. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169585

Dominchin M.F., Barbero F.M., Verdenelli R.A., Paolinelli M., Aoki A., Faggioli V.S. y Meriles J.M. (2025). Soil microbial diversity, functionality, and community structure are differently affected by diverse types of biochar. Annals of Applied Biology. https://doi.org/10.1111/aab.70001

Li Y., Gupta R., Zhang Q. y You S. (2023). Review of biochar production via crop residue pyrolysis: development and perspectives. Bioresource Technology 369, 128423. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128423

Montenegro I. y Garay M. (2024). Propiedades fisicoquímicas de biocarbones de álamo y yerba mate para la aplicación al suelo. En: XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina, 21 - 24 de mayo de 2024. Trabajo expandido, 6 pp. ISBN 978-631-90070-3-9.

Mukherjee A., Patra B.R., Podder J. y Dalai A.K. (2022). Synthesis of biochar from lignocellulosic biomass for diverse industrial applications and energy harvesting: effects of pyrolysis conditions on the physicochemical properties of biochar. Frontiers in Materials 9, 870184. https://doi.org/10.3389/fmats.2022.870184

Premalatha R.P., Poorna Bindu J., Nivetha E., Malarvizhi P., Manorama K., Parameswari E. y Davamani V. (2023). A review on biochar's effect on soil properties and crop growth. Frontiers in Energy Research 11, 1092637. https://doi.org/10.3389/fenrg.2023.1092637

Tomczyk A., Sokołowska Z. y Boguta P. (2020). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. Reviews in Environmental Science and Biotechnology 19, 191–215. https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3

Zibilske L.M. (1994). Carbon mineralization. En: Weaver R.W., Angle J.S. y Bottomley P.S. (eds.). Methods of Soil Analysis. Part 2: Microbiological and Biochemical Properties. Soil Science Society of America, Madison, pp. 835–863. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.2.c38

BENEFICIOS Y DESAFÍOS AGRONÓMICOS DEL USO DE EFLUENTE PORCINO TRATADO ANAERÓBICAMENTE EN SUELOS AGRÍCOLAS

Pegoraro, V.[1]*, Sosa, N.[1], Mathier, D.[1], Bragachini, M.[1], Vélez, G.[1], Lorenzon, C.[1], Conde, B.[1], Mazzini, P.[1], Miralles, S.[2], Crema, N.[2], Poliotti, V.[2], Gonzales, E.[2], Rocha, L.[2], Cuello, P.[2], Inga, M.[2], Avendaño, M.[2], Merino, B.[2], Del Bo, C.[2], Chagra, Y.[2], Pacharoni, F.[2], Ferrari, J.[3], Castro, P.[5], Archilla, M. V.[4], Merlo, C.[4], Vázquez, C.[4], Lenarduzzi, V.[3]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina; [2]Ministerio de Producción, Ciencia e Innovación Tecnológica, Córdoba, Argentina; [3]Secretaría de Ambiente, Córdoba, Argentina; [4] Universidad Nacional de Córdoba, FCA, Argentina; [5]Secretaría de Ganadería, Córdoba, Argentina;
* Ruta Provincial N° 13, km 3, (2580), Prov. de Córdoba, pegoraro.vanesa@inta.gob.ar , vanesapegoraro@gmail.com

RESUMEN: Este estudio constituye el primer relevamiento del funcionamiento de lagunas anaeróbicas como sistema de estabilización de efluentes porcinos y el impacto de su uso agronómico sobre suelos agrícolas en Córdoba, Argentina. Se muestrearon, en 14 granjas porcinas, efluentes crudos y estabilizados, así como suelos con y sin aplicación de efluentes, a distintas profundidades. Se analizaron parámetros físico-químicos, metales/oides y microbiológicos. Las lagunas anaeróbicas actuaron principalmente como sistemas de estabilización biológica. Se observaron reducciones en sólidos volátiles, DQO y microorganismos evaluados (coliformes termotolerantes, *E. coli, Salmonella spp*. y estreptococos fecales), junto con un aumento del pH y de la alcalinidad. Sin embargo, la mayoría de los nutrientes (N y P) no se redujeron significativamente, lo que confirma que el efluente conserva su valor fertilizante. También se registraron incrementos en sales solubles como Na, K y Cl, elevando la conductividad eléctrica (CE). En los suelos que recibieron efluente, se detectaron aumentos significativos de N orgánico, nitratos, P extraíble, K, Na, Cu y Zn. La CE y el porcentaje de sodio intercambiable también se incrementaron, lo que indica riesgo de salinización y sodificación a largo plazo. El pH y el carbono orgánico del suelo no mostraron cambios relevantes. A nivel microbiológico, se detectó la presencia de microorganismos, como coliformes termotolerantes y estreptococos. Se concluye que los efluentes porcinos tratados en lagunas anaeróbicas constituyen una fuente efectiva de nutrientes; sin embargo, su uso requiere un manejo basado en balances de nutrientes y en el monitoreo de salinidad, sodicidad y riesgos sanitarios, a fin de asegurar la sostenibilidad de los sistemas agropecuarios.

PALABRAS CLAVE: reciclaje de nutrientes, estiércol, lagunas anaeróbicas.

INTRODUCCIÓN

Córdoba (Argentina) es la principal provincia productora de carne porcina del país, y la producción se encuentra fuertemente concentrada en los departamentos del sur–sudeste, estrechamente vinculada a la producción de maíz (Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2024). La intensificación de esta actividad genera grandes volúmenes de efluentes en sitios puntuales que deben ser manejados adecuadamente para minimizar o reducir impactos ambientales. Existen diversos sistemas de tratamiento para los efluentes porcinos. Sin embargo, en Argentina predominan sistemas de tratamiento de baja a mediana tecnología, en un contexto de amplia disponibilidad de superficie agrícola para su valorización agronómica. El uso de lagunas de estabilización y/o anaeróbicas como sistema de tratamiento biológico es el que predomina. Posterior a su estabilización las granjas

porcinas utilizan estos efluentes con fines agronómicos en cultivos agrícolas y/o pasturas. Las aplicaciones al suelo como fuente de nutrientes para los cultivos son una práctica común en muchos países productores de cerdos (Da Silva et al., 2015). Los beneficios son conocidos, sin embargo, muchas veces la elevada cantidad que se aplica en los mismos sitios, por largos periodos de tiempo, puede exceder la capacidad de soporte de los suelos (Girotto et al., 2010). En estos sistemas intensivos, el monitoreo permanente del suelo es importante para la sostenibilidad de la actividad agrícola.

Conocer cómo se modifican estos indicadores permitirá adoptar las mejores prácticas de manejo para que las actividades agropecuarias sean económica y ambientalmente viables. A su vez, resulta indispensable conocer la composición física, química y microbiológica de los efluentes pecuarios que serán utilizados con fines agronómicos, como su evolución y dinámica dentro de los sistemas de estabilización. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue relevar sistemas de estabilización de efluentes porcinos de lagunas anaeróbicas y el impacto de su valorización agronómica sobre suelos agrícolas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la provincia de Córdoba, Argentina. Se recolectaron muestras representativas de efluente y suelos agrícolas en 14 establecimientos porcinos comerciales. Se muestreó durante los meses de mayo a julio de 2023, luego de la cosecha de cultivos estivales y previo a nuevas aplicaciones de efluente porcino.

Los establecimientos fueron seleccionados en base a dos criterios principales: i) el efluente porcino era gestionado mediante sistemas de lagunas anaeróbicas, y ii) la aplicación agronómica de los efluentes se había realizado sobre el mismo suelo durante al menos tres años consecutivos, con el fin de evaluar efectos acumulativos sobre la calidad del suelo.

Muestreo de efluente porcino, conservación y métodos analíticos

Se recolectaron muestras de efluente porcino crudo y estabilizado proveniente de lagunas anaeróbicas. El efluente crudo se obtuvo desde la fosa de homogenización y el efluente estabilizado se recolectó utilizando un muestreador. De cada muestra, aproximadamente 15 alícuotas se combinaron en un recipiente de 20 L, se mezclaron cuidadosamente, se submuestrearon en cinco botellas plásticas de 0,5 a 2 L para las diferentes determinaciones de laboratorio y se almacenó a 4°C hasta su análisis. Se analizaron: sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos fijos (SF), demanda química de oxígeno (DQO), pH, alcalinidad de bicarbonatos y carbonatos, alcalinidad total, conductividad eléctrica (CE), N amoniacal ($N\text{-}NH_4^-$), N kjeldahl (NTK), N de nitrato, N de nitrito, P reactivo, P total, sulfatos, sulfuro disuelto, cromo hexavalente y cloruros. Las concentraciones de macronutrientes, micronutrientes y metales potencialmente tóxicos (Ca, Mg, K, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Cd y Pb) se determinaron por digestión ácida mediante espectrometría de plasma acoplado inductivamente con detección por espectrometría de masas (ICP-MS). El Na fue determinado por espectrometría de absorción atómica con llama (FAAS). Además, desde el punto de vista microbiológico, se realizó el recuento de coliformes fecales, *Escherichia coli* y estreptococos fecales, así como la investigación de *Salmonella spp*. (SMWW, 23. ed.) (Lipps et al., 2023).

Muestreo de suelo, conservación y métodos analíticos

Se muestrearon sitios que recibían efluentes y se compararon con suelos de referencia (control) sin aporte de efluentes. Se obtuvo una muestra compuesta de suelo (20 submuestras) en cada sitio. Las profundidades de muestreo fueron 0–10, 0–20 y 20–60 cm. Las muestras de 0–10 cm se almacenaron a 4°C para análisis microbiológicos. Las de 0–20 y 20–60 cm se secaron al aire y tamizaron por 2 y 0,5 mm para análisis químicos. Se estudiaron microorganismos de interés sanitario, incluyendo coliformes totales, coliformes fecales, *Escherichia coli, Salmonella spp*. y estreptococos fecales.

Los indicadores químicos fueron: carbono orgánico del suelo (COS); nitrógeno orgánico del suelo (NOS); fósforo extraíble (Pe); azufre como SO_4^{2-}; pH, Cu y Zn según las normas IRAM-SAGyP (1999, 2010, 2011, 2023), mientras que fósforo total (PT) según Sommer y Nelson (1972) y conductividad eléctrica (CE) por Rhoades (1996). Los cationes

intercambiables (Ca, Mg, K, Na) se extrajeron con acetato de amonio y se midieron por espectrometría de absorción/emisión atómica con llama. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó por destilación de amonio y titulación (Sparks, 1996), y el porcentaje de sodio (PSI) se calculó como Na/CIC. Cr^{6+} se determinó según EPA (1992). Finalmente, el contenido de N de nitratos ($N–NO_3^-$) en 0–20 y 20–60 cm de profundidad según (Bremmer, 1965).

Análisis de los datos

Para el análisis de los datos se utilizó el software Infostat Professional.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las lagunas anaeróbicas modificaron parcialmente la composición fisicoquímica del efluente porcino, actuando principalmente como sistemas de estabilización. Se observaron disminuciones en ST, SV y DQO, y en menor medida de N y P; sin embargo, estas variaciones no fueron estadísticamente significativas ($p>0,05$). En contraste, los SF aumentaron un 46%, lo que indica una mineralización parcial de la MO durante el proceso anaeróbico. El pH se incrementó significativamente de 7,45 a 8,23 ($p<0,001$), acompañado por aumentos en la alcalinidad bicarbonato ($p<0,10$) y en la alcalinidad total ($p<0,05$) (Tabla 1). Estos cambios reflejan la actividad metanogénica y la generación de bicarbonato, que incrementan la capacidad tampón del efluente. La CE aumentó 33%, aunque sin diferencias estadísticas significativas.

Las fracciones de N presentaron escasas variaciones. El $N\text{-}NH_4^+$ disminuyó levemente y el N-nitrato tendió a aumentar, pero sin significancia estadística. El NTK y el NT se mantuvieron estables. De manera similar, el P reactivo y PT no mostraron cambios significativos. Estos resultados confirman que el tratamiento anaeróbico transforma, pero no elimina nutrientes, manteniendo su valor fertilizante. Entre los iones disueltos, el K y el Na aumentaron significativamente ($p<0,05$), al igual que el Cl ($p<0,05$). El sulfuro disuelto también mostró un incremento ($p<0,10$). En contraste, Ca y Mg que disminuyeron (ns). Los micronutrientes Cu, Zn y Co no evidenciaron diferencias significativas. Además, se determinó alcalinidad de carbonatos, As, Cd, Cr, Mo, Ni, Pb y Se, los cuales no fueron detectados/cuantificados en un alto porcentaje en las muestras (Tabla 1).

En relación con los microorganismos, se observaron reducciones promedios de 2,11 $\log_{10}$ en coliformes termotolerantes, 1,93 $\log_{10}$ en *Escherichia coli*, 1,58 $\log_{10}$ en *Salmonella spp.* y 1,04 $\log_{10}$ en estreptococos fecales (Figura 1). En conjunto, el tratamiento de laguna anaeróbica mejora la estabilidad del efluente mediante la degradación parcial de la fracción orgánica y el aumento de la alcalinidad, pero conserva la mayor parte de los nutrientes. Sin embargo, aumenta la concentración de sales solubles lo cual podría atribuirse al contenido de sales en la dieta de los cerdos y/o a la presencia de sales en el agua subterránea utilizada para el lavado de las instalaciones de confinamiento. Esto implica que su uso agronómico requiere estrategias de aplicación basadas en balances de nutrientes y monitoreo de salinidad y sodicidad del suelo para evitar impactos a largo plazo.

Tabla 1. Variación en la composición físico-química del efluente porcino estabilizado en lagunas anaeróbica, en relación con el efluente crudo. Valores seguidos por letras iguales dentro de cada variable no difieren significativamente (Fisher, P > 0,05).

Parámetros	Unidades	Efluente Crudo		Efluente en laguna anaeróbica		% var	*p-valor*
Sólidos totales	mg l^{-1}	26633	a	24783	a	-7	ns
Sólidos fijos	mg l^{-1}	9608	a	14047	a	46	ns
Sólidos volátiles	mg l^{-1}	17000	a	10745	a	-37	ns
DQO	mg l^{-1}	19783	a	16392	a	-17	ns
pH	UpH	7,45	b	8,23	a	10	<0,001
Alcalinidad Bicarbonatos	mg l^{-1}	7585	b	10883	a	43	<0,10
Alcalinidad Total	mg l^{-1}	7692	b	11400	a	48	<0,05
Conductividad eléctrica	us cm^{-1}	24100	a	32033	a	33	ns

N-Amonio	mg l^{-1}	1255	a	1167	a	-7	ns
N-Kjeldahl	mg l^{-1}	1931	a	1830	a	-5	ns
N-Nitrato	mg l^{-1}	61	a	77	a	27	ns
Nitrógeno total	mg l^{-1}	1994	a	1903	a	-5	ns
Fosforo Reactivo	mg l^{-1}	250	a	232	a	-7	ns
Fósforo total	mg l^{-1}	228	a	223	a	-2	ns
Sulfuros Disueltos	mg l^{-1}	166	b	287	a	73	<0,10
Sulfatos	mg l^{-1}	4427	a	4095	a	-8	ns
Cloruro	mg l^{-1}	917	a	2822	b	208	<0,05
Calcio	mg l^{-1}	310	a	208	a	-33	ns
Magnesio	mg l^{-1}	191	a	128	a	-33	ns
Potasio	mg l^{-1}	1745	b	2372	a	36	<0,05
Sodio	mg l^{-1}	1454	b	2489	a	71	<0,05
Cobre	mg l^{-1}	12	a	14	a	17	ns
Zinc	mg l^{-1}	31	a	22	a	-30	ns
Cobalto	mg l^{-1}	0,03	a	0,04	a	33	ns
Manganeso	mg l^{-1}	6,42	a	5,24	a	-18	ns

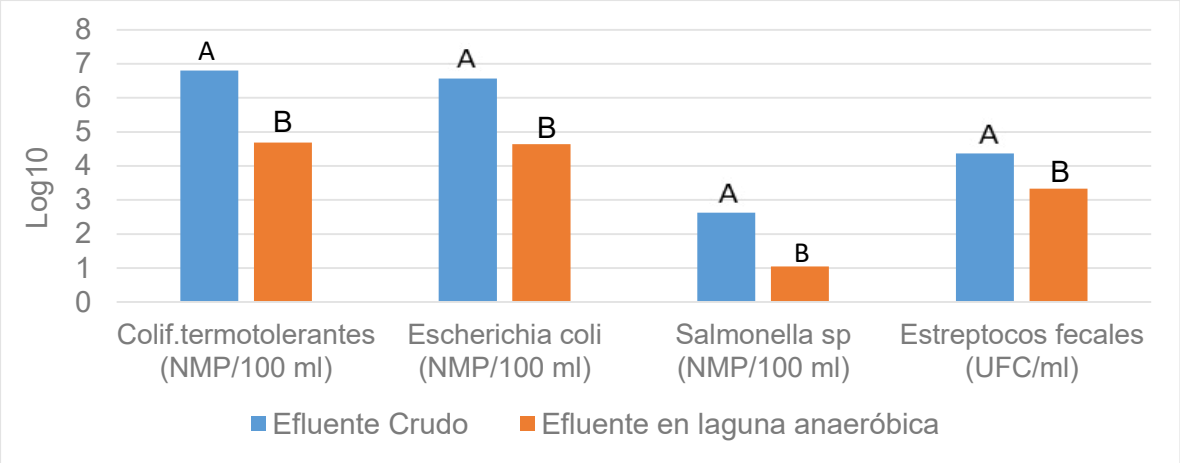


Figura 1. Parámetros microbiológicos evaluados en efluentes crudos y estabilizados en lagunas anaeróbicas. Valores seguidos por letras iguales dentro de cada variable no difieren significativamente (Fisher, P > 0,05).

La aplicación de efluente porcino tratado en laguna anaeróbica produjo modificaciones en las propiedades químicas del suelo, reflejando tanto su aporte nutricional como su carga salina. El COS no mostró cambios significativos respecto al control, mientras que NOS aumentó levemente, pero de forma significativa ($p<0,05$), como así también los contenidos de N de nitratos en ambas profundidades (datos no mostrados). El P extraíble se incrementó marcadamente (de 32,33 a 56,75 mg kg^{-1}; $p<0,05$), evidenciando una mejora directa en la disponibilidad de este nutriente. El pH del suelo permaneció estable, lo que indica que el efluente no generó alteraciones importantes en la reacción del suelo en el corto plazo. Sin embargo, la CE aumentó significativamente (0,18 a 0,43 dS m^{-1}; $p<0,001$), señalando un incremento en la concentración de sales solubles. Entre los cationes intercambiables, el K y el Na aumentaron significativamente ($p<0,05$ y $p<0,001$, respectivamente), mientras que Ca y Mg no presentaron variaciones. En consecuencia, la CIC mostró un leve aumento ($p<0,05$). El porcentaje de sodio intercambiable (PSI) también se incrementó de manera significativa ($p<0,001$), lo que indica una mayor participación del Na en el complejo de cambio. Estos resultados son consistentes con la composición del efluente tratado, caracterizada por concentraciones elevadas de sales solubles. Los micronutrientes Cu y Zn aumentaron ($p<0,001$), reflejando su incorporación por el efluente, mientras que el Fe no mostró cambios (Tabla 2).

Tabla 2. Cambios en la calidad química del suelo por aplicaciones de efluente porcino estabilizado en lagunas anaeróbicas. Valores seguidos por letras iguales dentro de cada variable no difieren significativamente (Fisher, P > 0,05).

Parámetros	Unidad	Control		Efluente		*p-valor*
COS	g kg^{-1}	14,19	a	15	a	ns
NOS	g kg^{-1}	1,02	b	1,1	a	<0,05
Pe	mg kg^{-1}	32,33	b	56,75	a	<0,05
pH	UpH	6,03	a	6,23	a	ns
CE	dS m^{-1}	0,18	b	0,43	a	<0,001
Ca	meq 100 g^{-1}	9,58	a	9,79	a	ns
Mg	meq 100 g^{-1}	2,84	a	2,84	a	ns
K	meq 100 g^{-1}	1,39	b	1,92	a	<0,05
Na	meq 100 g^{-1}	0,33	b	0,61	a	<0,001
CIC	meq 100 g^{-1}	16,65	b	17,1	a	<0,05
PSI	%	2,19	b	3,61	a	<0,001
Cu	mg kg^{-1}	1,55	b	2,43	a	<0,001
Zn	mg kg^{-1}	0,92	b	2,74	a	<0,001
Fe	g kg^{-1}	54,75	a	44,65	a	ns

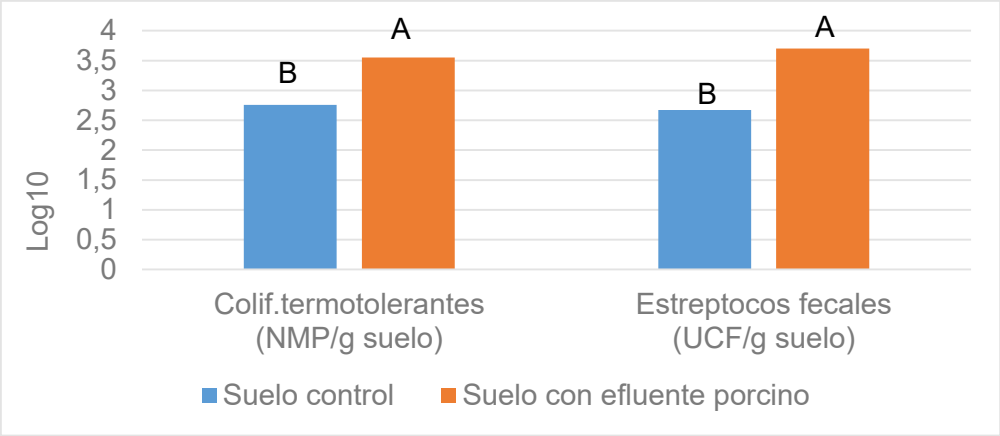


Figura 2. Parámetros microbiológicos evaluados en suelos agrícolas. Valores seguidos por letras iguales dentro de cada variable no difieren significativamente (Fisher, P > 0,05).

Además de los cambios químicos, la aplicación del efluente también influyó en los indicadores microbiológicos del suelo. Los recuentos de coliformes termotolerantes y estreptococos fecales fueron significativamente mayores en los suelos que recibieron efluente en comparación con el control ($p<0,05$), con incrementos del orden de 0,79 log_{10} y 0,95 log_{10}, respectivamente (Figura 2). No se detectó *Escherichia coli* ni *Salmonella spp*. Esto evidencia que el efluente, aun tratado en laguna anaeróbica, actúa como fuente de microorganismos de origen fecal que pueden incorporarse temporalmente al suelo. No obstante, el suelo funciona como un sistema atenuador donde factores como radiación solar, temperatura, competencia microbiana y depredación biológica contribuyen a la reducción progresiva de estos organismos en el tiempo.

CONCLUSIONES

Las lagunas anaeróbicas actúan como sistemas de estabilización, conservando su valor agronómico, junto con reducciones en la carga microbiológica, aunque sin eliminar totalmente los riesgos sanitarios. Los efluentes pueden ser fuentes de nutrientes, sin embargo, el aumento de CE, Na y PSI marca un riesgo de salinización y sodificación, pudiendo afectar la estructura del suelo a largo plazo. Por lo tanto, el uso agronómico de efluentes porcino debe ser controlado, en dosis y frecuencias, con seguimiento de salinidad, sodicidad y metales en suelos, implantando barreras sanitarias y realizando más estudios sobre riesgos e impactos a mediano y largo plazo.

AGRADECIMIENTOS
Financiado por el proyecto IMPACTAR N.º 119, Ministerio de Innovación, Ciencia y Tecnología de la Nación (MINCYT-Argentina).

BIBLIOGRAFÍA

Bremmer, J. (1965). Inorganic forms of nitrogen. In: Evans D, White J, Ensminger L, Clark F (eds) Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, pp 1179–1237.

Da Silva, D., Antoniolli, Z. I., Jacques Seminoti, R. J., De Oliveira Silveira, A., Amaro da Silva, D. A., Rache, M. M., Gomes Passos, V. H. y Da Silva, B. R. (2015). Indicadores microbiológicos de solo em pastagem com aplicação sucessiva de dejetos de suínos. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 39(6), 1585–1594.

Girotto, E., Ceretta, C. A., Brunetto, G., Santos, D. R. Dos, da Silva, L. S., Lourenzi, C. R., Lorensini, F., Vieira, R. N. B. y Schmatz, R. (2010). Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejeto líquido de suínos. Revista Brasileira de Ciencia do Solo, 34(3), 955–965.

IRAM (Instituto Argentino de Normalización y Certificación). 1999–2023. Normas IRAM-SAGyP para análisis químico de suelos. Buenos Aires, Argentina.

Lipps, W. C., Braun-Howland, E. B. y Baxter, T. E. (2023). Standard methods for the examination of water and wastewater.

Rhoades, J. D. (1996). Electrical conductivity and total dissolved solids. In D. Sparks, A. Page, P. Helmke, R. Loeppert, P. Soltanpour, M. Tabatabai, C. Johnston, y M. Summer (Eds.), In Methods of Soil Analysis: Chemical Methods. Part 3. (pp. 417–435). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy

Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca. (2024). Anuario Porcino 2024. Ministerio de Economía. Republica Argentina. 44 p.

Sommers, L. E. y Nelson, D. W. (1972). Determination of total phosphorus in soils: a rapid perchloric acid digestion procedure. Soil Science Society of America Journal, 36(6), 902-904.

U.S. Environmental Protection Agency- EPA. (1992). SW-846 Test Method 7196A: Chromium, Hexavalent (Colorimetric) SW-846, method 7196A (Revision 1). Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods.

IMPACTOS Y RIESGOS AMBIENTALES DE LA EXPLOTACIÓN DE HIDROCARBUROS EN ÁREAS FRUTÍCOLAS DE RÍO NEGRO

Roca, J. C.[1*], Gonzalez, A.[1], Serventi, M. N.[1], Orrego, L. M.[1], Frabotta, A. M.[1], Díaz-Gómez, R.[2], Mautner, M.[2], Forni, L.[2]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Comahue.* Ruta Nac. 151 km 12.5, Cinco Saltos (8303), Río Negro, Argentina. juancarlosroca0608@gmail.com; [2] SEI: Us Water Group, Stockholm Environment Institute, Davis, CA 95616, USA.

RESUMEN: La expansión del fracking en Vaca Muerta incrementa los riesgos sobre los recursos de los valles irrigados de Río Negro. Este estudio evaluó el impacto en suelos agrícolas y agua freática en Allen y Campo Grande, combinando análisis geoespacial con muestreos en campo cerca de plataformas multipozo (explotación no convencional) y en una locación (explotación convencional) donde hubo un incidente grave de derrame de petróleo. Se hicieron determinaciones de Hidrocarburos Totales del Petróleo (HTP) y metales pesados (mercurio, arsénico, cadmio y cromo). Los resultados se compararon con la legislación provincial, nacional e internacional, revelando discrepancias significativas en los límites permitidos. Aunque los niveles de contaminación encontrados no superaron los límites vigentes, el estudio subraya la necesidad de monitorear la actividad petrolera y sus impactos. También se evaluó la calidad de los suelos para la actividad agrícola, su capacidad para retener Carbono y el efecto sumidero en función de la disminución de gases de efecto invernadero. Se evaluó la pérdida de área productiva como resultado de la construcción de las locaciones para la extracción de hidrocarburos en detrimento de las plantaciones agrícolas. Se estimó en 150% el aumento pérdida de monte frutal a causa de la construcción de locaciones, la superficie ocupada en 2010 de 37.2 has. a 92.6 has a 2024, este crecimiento se produce a costa de la erradicación de cultivos, principalmente de monte frutal. En cuanto a la calidad de los suelos afectados por esta actividad se señala que han sido de 1° y 2° orden de acuerdo a la clasificación de suelos para riego del USBR. Este trabajo destaca la urgencia de implementar medidas de gestión ambiental más estrictas y de actualizar la legislación para proteger adecuadamente el medio ambiente, la producción agrícola y la salud pública.

PALABRAS CLAVE: contaminación, aptitud agrícola, fracking.

INTRODUCCIÓN

La cuenca del río Negro, formada por los ríos Limay y Neuquén, es el sustento hídrico de la principal región frutícola de la Patagonia, irrigando más de 150.000 hectáreas de cultivos. La explotación de hidrocarburos en los valles irrigados de Rio Negro y Neuquén se inician hace 80 años y continúan hasta la actualidad. Existen sobre el Alto Valle del Rio Negro yacimientos denominados como Estación Fernández Oro (EFO) y Rio Neuquén en las que coexisten actividades de extracción de petróleo y gas con la producción agrícola bajo riego, principalmente fruticultura. Las localidades de Allen, Fernández Oro y Campo grande han sido las más impactadas por esta actividad. El cambio de tecnología para la explotación hidrocarburífera del sistema convencional al no convencional (fracking) ha intensificado la presión sobre el suelo agrícola generando conflictos con los productores y comunidades afectadas. La coexistencia del fracking y la actividad agrícola en el territorio trae interrogantes como cuál es el nivel de riesgo ambiental que existe.

El objetivo de los estudios fue caracterizar la aptitud agrícola de los suelos sobre los suelos afectados por las locaciones hidrocarburíferas y determinar la presencia de contaminantes provenientes de la explotación de hidrocarburos en el área productiva

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un muestreo de suelos y agua de la capa freática en dos áreas testigo agrícolas dentro del Valle irrigado diferentes y distanciadas 60 km aproximadamente. Totalizaron 35 muestras de suelos tanto de calicatas como sondeo con pala barreno y 16 de agua.

Área Allen – Fernández Oro

Muestreos: Se realizaron 14 calicatas y sondeos con pala barreno en sitios próximos a las locaciones en dos Etapas la primera en septiembre 2023 de Nivel exploratorio (Roca J.C. et al,2024) y la segunda en marzo 2024 con 14 puntos de muestreo ampliando el área a 1500 has dentro del cual hay 17 locaciones (PADs) con 100 pozos hidrocarburíferos aproximadamente. Se obtuvieron muestras de suelo y agua de la napa freática (Figura N°1)

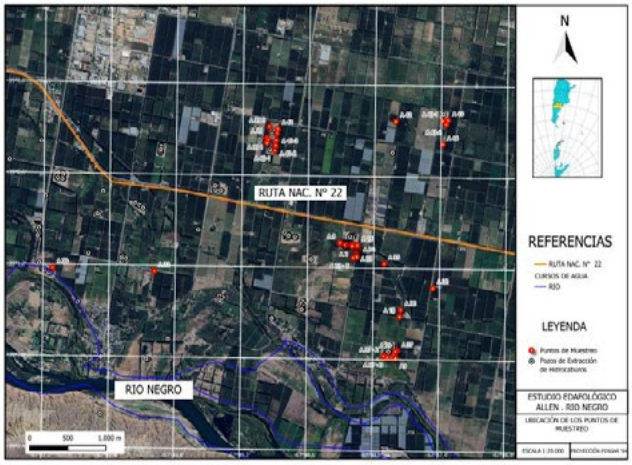


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo Allen- Fernández Oro (Rio Negro)

Análisis de laboratorio: Se realizaron las siguientes determinaciones

1. Suelos: pH, Conductividad, RAS, textura (Bouyoucos), Materia Orgánica, NPK. Contaminantes: Hidrocarburos totales de petróleo (HTTP), metales pesados Cromo, Cadmio, Plomo, Mercurio y Arsénico
2. Agua (capa freática): Hidrocarburos totales de petróleo (HTTP), metales pesados Cromo, Cadmio, Plomo, Mercurio y Arsénico.

Confección de Mapas: Para visualizar de manera espacial el territorio se elaboraron representaciones cartográficas basadas en los datos obtenidos durante la campaña de muestreo utilizando QGIS, bases oficiales (IGN, Secretaría de Energía, COPADE, Catastro provincial Rio Negro, Subsecretaria de Hidrocarburos Rio Negro.

Área Campo Grande

Instalación de freatímetros y muestreo de suelos se muestran en la Figura 2.

Muestreo de suelo: Se establecieron 7 sitios de muestreo de forma radial y dentro del área agrícola. Se utilizó una pala barreno para la extracción de muestras compuestas, abarcando desde la superficie hasta una profundidad de 60 cm.

Muestreo de agua: Se empleó un muestreador tipo bailer para la recolección de muestras de agua, las cuales fueron conservadas en refrigeración con ácido clorhídrico para su posterior análisis.

Análisis de Laboratorio.

1. Suelos: Hidrocarburos totales de petróleo (HTTP), metales pesados: Cromo, Cadmio, Plomo y Arsénico

2. Agua: Salinidad y pH, Hidrocarburos totales de petróleo (HTTP), metales pesados: Cromo, Cadmio, Plomo y Arsénico.

Pruebas de campo: Se aplicaron métodos rápidos en suelo para la detección de hidrocarburos.

Confección de mapas: Se elaboraron representaciones cartográficas basadas en los datos obtenidos durante la campaña de muestreo. Se utilizó el Sistema de Información Geográfica QGIS y fuentes oficiales de información mencionadas anteriormente.

1395

Figura 2. Ubicación de Freatímetros y puntos de muestreo Campo Grande (Rio Negro)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados para cada área de trabajo:

Área Allen- Fernández Oro

1. Aptitud Agrícola

Tabla 1. Clasificación de Aptitud para Riego USBR (Mendía J.M., 2014)

PERFIL	CLASIFICACIÓN (USBR)	
A 30	1	MUY APTA
A 31	1	MUY APTA
A 32	1	MUY APTA
A 33	2s	APTA
A 34	6 s	MARGINALMENTE APTA
A 35	6s	MARGINALMENTE APTA
A 36	6 s	MARGINALMENTE APTA
A 37	1	MUY APTA
A 38	1	MUY APTA
A 39	1	MUY APTA
A 40	1	MUY APTA
A 41	2s	APTA
A 42	2s	APTA
A 43	1	MUY APTA
A 44	2s	APTA

2. Ocupación de Suelo Agrícola por la actividad de Hidrocarburífera
   Se relevó mediante imágenes satelitales utilizando la secuencia histórica de Google Earth entre el año 2010 previo a la incorporación masiva de la técnica de Fracking y la actualidad.
   Se observó un aumento del 150% de la superficie ocupada en 2010 de 37.2 has. a 92.6 has a 2024, este crecimiento se produce a costa de la erradicación de cultivos, principalmente de monte frutal.

3. Contaminantes
   a. Muestreo en Capa Freática de Calicatas y Aguas superficiales

Tabla 2. Metales pesados en aguas superficiales y capa freática. En negrita los valores superiores al valor Guía (Ley 24.051, Dec. 831/ 93 Anexo II/Tabla 4) = Plomo 0,001 mg/l y Cromo total 0,002 mg/l para protección de vida acuática. agua dulce superficial

Puntos de Observación	Plomo mg/l	Cromo Total mg/l	Origen de la muestra
A33	**0,015**	**0,004**	Capa Freática
A35	**0,007**	< 0.002	Capa Freática
A34	**0,004**	< 0.002	Capa Freática
A36	**0,01**	**0,003**	Capa Freática
A39	**0,004**	< 0.002	Capa Freática
A40	**0,012**	**0,003**	Capa Freática
A41	**0,003**	< 0.0002	Capa Freática
A42	**0,005**	< 0.002	Capa Freática
A43	**0,016**	**0,004**	Capa Freática
A-19	0,001	< 0.002	Superficial
A-16	**0,006**	< 0.002	Superficial
A-20	0,001	< 0.002	Superficial
A-18	0,001	< 0.002	Superficial
A-15	**0,01**	**0,006**	Superficial

1396

   b. Muestreo Suelos en de Calicatas

Tabla 3. Metales pesados detectados en suelos. Valor Guía (Ley 24.051, Dec. 831/93 Anexo II/Tabla 4) = Cromo total 750 mg/kg para uso agrícola

Puntos de Observación	A30	A31	A32	A37	A39	A40	A41	A42	A43	A38
Cromo Total (mg/kg)	15,0	18,7	13,0	15,3	15,1	12,0	13,9	15,4	13,5	< 5.0

Área Campo Grande

Tabla 4: Valores de contaminantes en agua en freatímetros Fecha 13/03/2025. En negrita valores que superan los valores Guía (Ley 24.051, Dec. 831/ 93 Anexo II/Tabla 4) = Plomo 1 microg/l, Cromo total 2 microg/l , Arsénico 50microg/l para protección de vida acuática. agua dulce superficial. Nd: no detectado, <LC: menor al límite de cuantificación.

Punto de observación	HTTP (mg/l)	Plomo (microg/l)	Cadmio (microg/l)	Cromo (microg/l)	Arsénico (microg/l)
Freatímetro 2	nd				
Laguna 4.1	nd	0.8	<LC	<LC	11
Laguna 5.1	nd	**3.8**	0.15	**5.3**	**150**

Tabla 5: Valores detectados en muestreo de suelo. Fecha 13/03/2025

Punto de observación	HTP ppm	Plomo (mg/kg)	Cadmio (mg/kg)	Cromo (mg/kg)	Arsénico (mg/kg)
N1 0-15	nd				
N1 15-60	**<lc (50ppm)**				
N2 0-15	nd				
N2 15-60	nd				
Sedimento1	nd				
Sedimento2	**67**	6.7	nd	12	6.6

Los valores de arsénico detectados en la freática de Campo Grande (150 µg/L) no superan el límite de la normativa provincial (CODEMA: 100 µg/L para riego), pero exceden en 15 veces el nivel guía propuesto por la AIC para la cuenca (10 µg/L) y en 30 veces el umbral de protección ecotoxicológica sugerido por Menone et al. (2022) para ecosistemas de agua dulce en Patagonia (5 µg/L). Esta disparidad no es una excepción, sino la regla en la regulación de pasivos ambientales asociados a hidrocarburos: cada jurisdicción define niveles en función de prioridades productivas o administrativas, no necesariamente del estado del conocimiento ecotoxicológico. En este contexto, el cumplimiento formal de la normativa local no debe interpretarse como ausencia de riesgo, sino como señal de obsolescencia de los criterios vigentes. La evidencia presentada subraya la necesidad de actualizar la legislación ambiental hacia estándares preventivos, armónicos con guías internacionales y con la capacidad de carga real de los ecosistemas regionales.

La expansión de locaciones sobre suelos USBR Clase 1 no solo representa una pérdida de superficie productiva (150% de incremento entre 2010 y 2024), sino la eliminación permanente de servicios ecosistémicos que esos suelos brindaban: secuestro de carbono, regulación hídrica y provisión de hábitat. A diferencia de otros impactos ambientales susceptibles de remediación, la ocupación física por infraestructura hidrocarburífera directa o indirectamente la urbanización o servicios implica una transformación irreversible del recurso suelo. Este costo territorial no es contemplado por la normativa actual de evaluación de impacto ambiental, que carece de instrumentos específicos para valorar la pérdida de capacidad productiva de suelos de alta aptitud. La incorporación de indicadores edafológicos en las etapas de factibilidad y de criterios de compensación por pérdida de servicios ecosistémicos constituye una adecuación normativa impostergable para garantizar la coexistencia sustentable de actividades en el Alto Valle.

CONCLUSIONES

Se documenta una pérdida irreversible de suelos agrícolas de máximo valor. Las nuevas locaciones de extracción no convencional se han construido eliminando montes frutales, principalmente sobre suelos Clase 1 (muy aptos). Esto representa una pérdida directa de producción y de servicios ecosistémicos críticos, como el secuestro de carbono, en una región fértil y bajo riego.

Se identifica una presencia de contaminación en el agua subterránea. Si bien la mayoría de los metales pesados analizados se encuentran por debajo de los límites guía, se detectó arsénico en 150 µg/L en una muestra de agua freática. Este valor: Supera en un 50% el límite más permisivo para riego de la normativa local (CODEMA: 100 µg/L). Excede en 15 veces el nivel guía propuesto para la cuenca (AIC, 1996: 10 µg/L). Es 30 veces mayor que el nivel de protección para la biodiversidad recomendado por la literatura científica reciente (Menone et al., 2022: 5 µg/L).
Este hallazgo indica un riesgo potencial para la agricultura y los ecosistemas, y hace prioritario un estudio hidrogeoquímico urgente para determinar su origen y su extensión areal y real.
Los vacíos y disparidades normativas generan un riesgo latente. La legislación vigente para contaminantes en suelos agrícolas es poco precisa o inexistente, mientras que para el agua existe una gran disparidad entre normas locales, nacionales e internacionales. Nuestros resultados evidencian que, bajo estándares internacionales más protectores, los niveles encontrados justificarían acciones de monitoreo y remediación. Esto subraya la urgente necesidad de actualizar y armonizar la legislación ambiental con base científica robusta, para proteger adecuadamente el recurso suelo, la producción agrícola y la salud pública.

En síntesis, este estudio confirma que la expansión de la frontera hidrocarburífera no convencional en el Alto Valle de Río Negro conlleva: (1) la destrucción física de suelos fértiles irreemplazables, y (2) la necesidad de actualizar la normativa ambiental para que contemple, de manera preventiva, los riesgos de contaminación asociados a esta actividad.
Se requieren políticas urgentes que prioricen la protección del capital suelo y aguas subterráneas como bases de la seguridad alimentaria regional.

BIBLIOGRAFÍA

Canadian Council of Ministers of the Environment. (2002). Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. Updated 2002. In Canadian environmental quality guidelines, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment . https://ccme.ca/en/current-activities/canadian-environmental-quality-guidelines.

Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas. (1996). Propuesta de niveles guía para la protección de la calidad de agua y sedimentos en los ríos y embalses de la región. AIC. https://www.aic.gob.ar/sitio/archivos/201508/propuesta%20de%20niveles%20gu%C3%ADa%201996.pdf

Menone, M. L., Cazenave, J. y Juárez, A. B. (2022). Arsenic ecotoxicology in freshwater ecosystems of the Argentinean Patagonia. Ecología Austral, 32(2), 333–347. https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1722/1115

Mendía, J. M. (2014) Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Comahue.

Roca, J. C., González, A., Serventi, M., Frabotta A. y Orrego L. (2024), “Relevamiento exploratorio de contaminantes residuales de actividad hidrocarburífera en suelos agrícolas de Allen, Rio Negro” presentado en el XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo realizado en Catamarca en mayo 2024

FACTOR DE EMISIÓN DE AMONÍACO PARA HECES Y ORINA DE BOVINO LECHERO EN PRADERA PERMANENTE

Salazar, F.[1], Guzmán, A.[1], Beltrán, I.[1], Ramírez, L.[1], Huala, M.[1], Nieto, B.[1]

[1]Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro de Investigación Remehue, Ruta 5 Norte Km 8, Osorno, Chile. fsalazar@inia.cl

RESUMEN: La producción ganadera es la principal fuente de emisiones de amoníaco (NH_3) a nivel mundial, existiendo poca información publicada en Latinoamérica. El objetivo del estudio fue determinar los factores de emisión por volatilización de NH_3 desde heces y orina provenientes de vacas lecheras a pastoreo en suelo volcánico del Sur de Chile. El ensayo se realizó en el Centro Regional de Investigación Remehue, Osorno, Chile, en un suelo volcánico Trumao de la serie Osorno (Typic Hapludand) en una pradera de corte de *Lolium perenne cv. Nui*. Las heces y orina fueron colectadas de vacas lecheras Holstein Friesian a pastoreo, y aplicadas manualmente a la pradera en parcelas de 1,0 m x 2,0 m. Se evaluaron tres tratamientos, con seis repeticiones en un diseño de bloques completos al azar: control sin aplicación de excretas, heces, y orina. La medición de NH_3 se realizó con cámaras dinámicas y medición continua desde el suelo. La pérdida de NH_3 se calculó como el producto de la diferencia entre la concentración de NH_3 en el aire que sale y entra a la cámara, menos el tratamiento control, determinando los factores de emisión. Las tasas emisión de amoníaco mostraron un patrón muy distinto entre las heces, orina y el tratamiento control, siendo mayores en orina > heces > control. La diferencia en las pérdidas totales de NH_3 puede ser explicada por la mayor dosis de aplicación de N por la orina (1.109 Kg N ha^{-1}) que por las heces (886 Kg N ha^{-1}), y la composición de las heces y orina. Los resultados del estudio confirman el potencial de emisión de NH_3, siendo una importante vía de pérdida de nitrógeno del sistema suelo-planta, con una mayor tendencia en el factor de emisión de orina que de heces, sin diferencias significativas para este estudio ($p > 0,05$).

PALABRAS CLAVE: amoníaco, nitrógeno, suelo volcánico.

INTRODUCCIÓN

La producción ganadera es la principal causa de pérdidas de amoníaco (NH_3), representando el 60% de estas pérdidas gaseosas (Uwizeye *et al.*, 2020), donde las emisiones se derivan principalmente de las excretas del ganado y la posterior gestión del estiércol (Sajeev *et al.*, 2018). La volatilización del NH_3 se asocia con varios efectos ambientales perjudiciales, como la eutrofización de los ecosistemas acuáticos, problemas de acidificación del suelo, pérdida de biodiversidad, formación de partículas finas y emisiones secundarias de óxido nitroso por la deposición de NH_3 (Erisman *et al.*, 2007).

Las emisiones gaseosas de NH_3 de la orina y las heces provienen de la baja eficiencia de uso de N en las vacas lecheras en pastoreo, que promedia el 26% ± 0,8 (Beltrán *et al.*, 2022), lo que indica que la mayor parte del N ingerido se excreta al medio ambiente. La orina es la principal forma de excreción de N (Dijkstra et al., 2013), la más contaminante en términos de emisiones de NH_3. Las emisiones son menores en el estiércol que en la orina, lo que refleja tanto una menor tasa de aplicación de N como una mayor proporción de N orgánico en estas excretas (Owuso-Twum *et al.*, 2024). Además, la urea en la orina representa el 73% del N total, que puede transformarse fácilmente en NH_4 y luego volatilizarse como NH_3 (Selbie *et al.*, 2015). El presente estudio tuvo como objetivo determinar los factores de emisión por volatilización de amoníaco desde heces y orina provenientes de vacas lecheras a pastoreo en suelo volcánico del Sur de Chile.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en el campo experimental del Centro Regional de Investigación Remehue (INIA-Remehue, 40.52°S, 73.06°O), en un suelo volcánico Trumao de la serie Osorno (Typic Hapludand, CIREN, 2005) en una pradera de corte de ballica inglesa permanente (*Lolium perenne cv. Nui*).

Las heces y orina utilizadas en el experimento fueron colectadas manualmente de vacas lecheras Holstein Friesian de 530 kg PV a pastoreo, de la lechería de INIA Remehue. Las heces se colectaron desde bostas recién depositadas en la pradera y la orina se colectó por palpación. Ambos sustratos fueron dispuestos separadamente en envases plásticos herméticos e inmediatamente almacenados a 4°C hasta su uso. Se evaluaron tres tratamientos: 1. control sin aplicación de excretas, 2. aplicación de heces, y 3. aplicación de orina. Los tratamientos fueron establecidos en parcelas experimentales de 1,0 m x 2,0 m sobre la pradera permanente. Se consideró un total de seis repeticiones por tratamiento en un diseño de bloques al azar.

El ensayo se inició el 05 de abril del 2024. El día anterior, las heces y orina fueron sacadas de refrigeración para estar a temperatura ambiental en la aplicación de los distintos tratamientos. Todas las heces y orina fueron aplicados manualmente, distribuyéndolos homogéneamente en la parcela experimental, a excepción de la superficie cubierta por los lisímetros para medición de NH_3, los cuales se pesaron individual y separadamente, con la finalidad de reducir la variabilidad durante la aplicación.

La pradera de ballica perenne previo al inicio del ensayo fue cortada dejando un residuo de 5,0 cm de alto. En cada parcela experimental se insertaron aleatoriamente 2 lisímetros de PVC (10,0 cm diámetro interno y 20,0 cm de alto) a 15,0 cm de profundidad en el suelo. La medición de amoníaco (NH_3) se realizó a través de la adaptación de cámaras dinámicas, descritas previamente por Chadwick ***et al.*** (2001). A estas se le incorporó una tapa de PVC transparente en la parte superior de cada una para permitir la fotosíntesis de las plantas en su interior (Alfaro et al., 2018). Las cámaras fueron ubicadas sobre los dos lisímetros en forma alternada entre evaluaciones, realizando así una medición continua de emisiones de NH_3 desde el suelo. Este manejo permite considerar los cambios de las condiciones climáticas (Ej. eventos de lluvia) que ocurren bajo las condiciones de campo al interior de las cámaras.

La cámara de NH_3 tiene dos entradas y dos salidas de aire, las que se conectan a una bomba de vacío permitiendo un flujo de aire constante de 4L min^1. Previo a la entrada del aire a la cámara este pasa a través de un matraz con una solución de 100 ml de ácido ortofosfórico 0,02 M, lo que permite capturar si hubiese NH_3 del aire ambiental. El aire limpio de NH_3 pasa posteriormente por la cámara dinámica en la superficie tratada y después a otro matraz con la misma solución de ácido, que permite capturar el NH_3 producido en los distintos tratamientos. Las evaluaciones, fueron realizadas a las 6 h y luego cada 24 h hasta el día 8, y cada 2-3 días hasta el día 21. La solución desde los matraces con muestra se almacenó (-20°C), para posteriormente ser analizadas por colorimetría automatizada (SKALAR, SA 4000, Breda, Países Bajos).

La pérdida de amoníaco en los tratamientos con aplicación de heces y orina se calculó como el producto de la diferencia entre la concentración de NH_3 en el aire que sale y entra a la cámara por el tiempo de evaluación y superficie del lisímetro bajo evaluación, descontada la emisión del tratamiento control. El factor de emisión de NH_3 se estimó según la siguiente formula:

$$FE\ NH3 = \frac{(Nt\ perdido\ tratamiento - Nt\ perdido\ control)}{Nt\ aplicado} x100$$

Donde,

FE NH_3 = factor de emisión de NH_3.

Nt perdido tratamiento = N-NH_3 acumulado perdido por volatilización en el período de evaluación en los tratamientos de heces y orina.

Nt perdido control = N-NH_3 acumulado perdido por volatilización en el período de evaluación en el tratamiento control.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presenta la caracterización de fecas y orina utilizadas en el experimento. Como es esperable el contenido de materia seca de fecas es más alto que el de la orina, siendo la primera de una consistencia 'pastosa' y la orina líquida, estando su materia seca principalmente constituida por minerales y sales en solución. Estas características físicas diferencian a fecas y orina en cuanto a su potencial de pérdidas de NH_3 en donde para fecas normalmente post aplicación se forma una costra en su superficie que afecta la emisión de gases al ambiente (Laubach et al. (2013), por otro lado, la orina puede infiltrase rápidamente en el suelo, lo que reduce su potencial de pérdidas (European Environment Agency, 2023), sin embargo, por el alto volumen aplicado en cada 'mancha de orina' esta puede ser importante.

En cuanto al pH en ambas es neutro, lo que es típico para este tipo de material en su estado fresco. El contenido de nitrógeno total obtenido en este estudio para orina está dentro del rango reportado por Dijkstra et al. (2013), quienes señalan valores entre 3,0 y 20,5 mg N L^{-1} para ganado bovino. La concentración de N fue casi tres veces más alta en orina que en fecas, siendo en la primera donde las vacas lecheras excretan normalmente el exceso de N en la dieta (Dijkstra *et al.*, 2013; Beltrán *et al.*, 2022). En El contenido de nitrógeno amoniacal en la orina representó el 10% del N total, no habiéndose medido este parámetro en fecas.

Tabla 1. Caracterización de les heces y orina utilizadas en el ensayo (base fresca, ± error estándar).

	Materia seca (%)	**pH (u)**	**Nitrógeno total Kjeldahl (Kg NTK t^{-1})**	**Nitrógeno amoniacal (Kg N t^{-1})**
Heces	13,1 ±0,10	7,0 ±0,09	3,1 ±0,07	nd*
Orina	5,4 ±0,16	7,3 ±0,02	11,1 ±0,85	1,1 ±0,09

*Nd = no determinado.

Las tasas de emisión de amoníaco mostraron un patrón muy distinto entre las heces, orina y el tratamiento control (sin aplicación de N) (Figura 1), siendo mayores en orina > heces > control. La orina presentó una alta tasa de emisión de NH_3 inmediatamente posterior a su aplicación, alcanzando un máximo a los dos días equivalente a 170 mg N-NH_3 m^{-2} h^{-1}, decreciendo posteriormente muy rápido en los días tres a cuatro post aplicación, alcanzando valores similares al de la emisión de NH_3 en heces a partir del día cinco y con valores muy cercano al control el día siete, diez y posteriores. En las heces se observaron tasas de emisión de NH_3 mucho más bajas que para orina, siendo en general cercanas al tratamiento control en varias de las fechas evaluadas. La emisión parte con un pequeño pick post aplicación decreciendo a nivel del control el día dos y posteriormente mostrando pequeños picks mantenidos hasta el día diecinueve posterior a su aplicación al suelo.

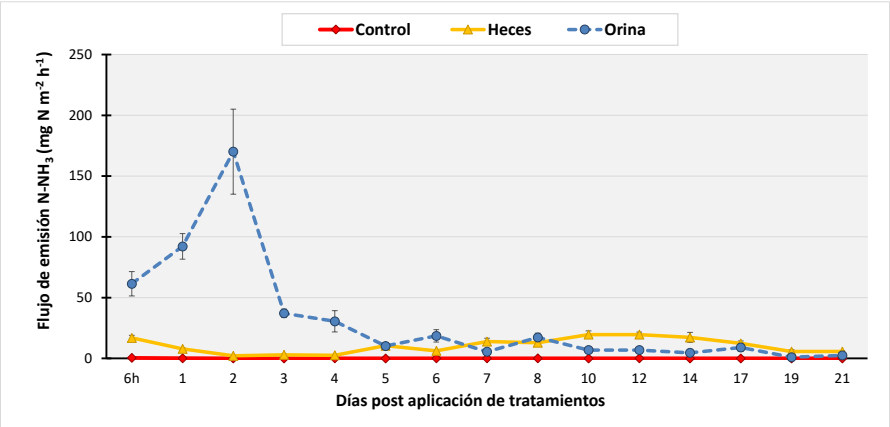


Figura 1. Tasas de emisión de N-NH_3 (mg N m^{-2} h^{-1}) para los distintos tratamientos y fechas de evaluación (líneas negras verticales indican error estándar).

Las pérdidas totales por volatilización de NH_3 fueron mucho más altas para orina > heces > control (Figura 2; $p<0,001$), siendo casi el doble en orina que en heces. Al respecto, Laubach *et al.* (2013) señalan que en sistemas pastoriles las pérdidas por emisión de NH_3 son muy variables y que están principalmente asociadas a manchas de orina.

La diferencia en la pérdida total de NH_3 en parte puede ser explicada por la mayor dosis de aplicación de N aportada por la orina (1.109 Kg N ha^{-1}) que el realizado por las heces (886 Kg N ha^{-1}), al haber realizado la aplicación emulando la cantidad física que excretan en cada deposición de orina y heces y la superficie cubierta de la pradera en cada evento por las vacas lecheras. Junto con ello, la composición de las heces genera una costra en su superficie lo que reduce la emisión de NH_3 al ambiente (Laubach *et al.*, 2013).

El factor de emisión calculado, de acuerdo con la volatilización total de NH_3, por la aplicación de orina y heces y la dosis de N, fueron mayores para orina que para heces sin diferencias significativas ($p>0,05$). Los valores reportados en este estudio se encuentran dentro del rango de los determinados por distintos autores a nivel mundial. La European Environment Agency (2023) reporta FE de NH_3 de 9% del nitrógeno total excretado para vacas lecheras. Bussink (1994) de acuerdo con evaluaciones realizadas en praderas fertilizadas con distintas dosis de N y pastoreadas por vacas lecheras estimó valores de emisión de NH_3 en excretas (sin diferenciar heces de orina) que variaron entre 3,3% y 14,4% del N total excretado por hectárea. En una revisión reciente Sommer *et al.* (2019) señalan que existen pocos estudios en esta temática, determinando emisiones equivalentes al 9% del N total excretado por bovinos.

Los valores obtenidos son los primeros bajo condiciones de campo en praderas del sur de Chile y demuestran el potencial de pérdida de N por volatilización de NH_3, lo que tiene importantes implicancias desde el punto de vista ambiental a través de impactos directos e indirectos por la emisión de este gas al ambiente (e.g. Luo *et al.* 2007; Erisman *et al.* 2007).

1402

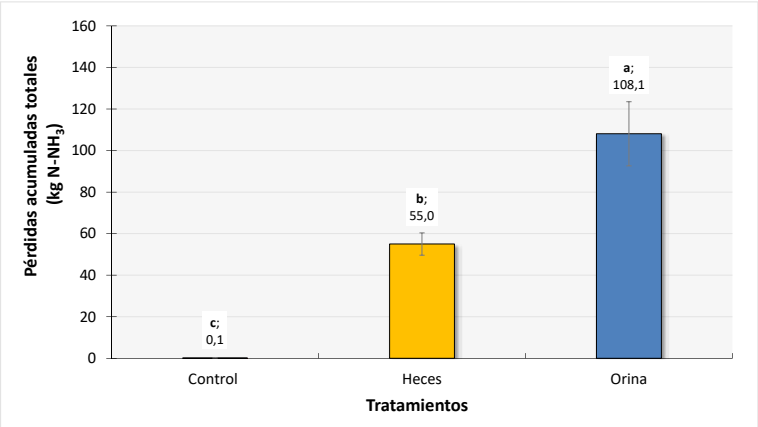


Figura 2. Pérdidas acumuladas de nitrógeno por volatilización de amoníaco (kg $N\text{-}NH_3$ ha^{-1}) en los distintos tratamientos (barras indican error estándar).

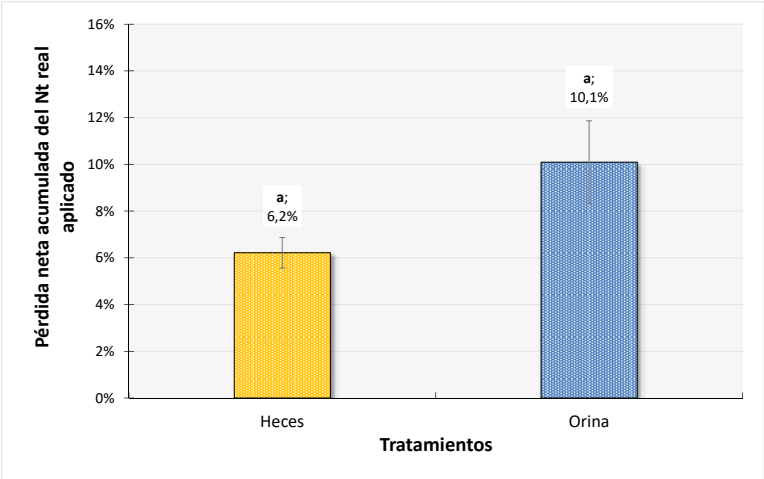


Figura 3. Factor de emisión de volatilización de amoníaco para heces y orina (líneas negras verticales indican error estándar).

CONCLUSIONES

Los resultados del estudio confirman el potencial de emisión de NH_3, siendo una importante vía de pérdida de nitrógeno del sistema suelo-planta, con una mayor tendencia en el factor de emisión de orina que de heces, sin diferencias significativas para este estudio ($p > 0,05$).

BIBLIOGRAFÍA

Alfaro, M., Salazar, F., Hube, S., Ramírez, L., Mora, M. (2018). Ammonia and nitrous oxide emissions as affected by nitrification and urease inhibitors. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 18(2), 479-486

Beltran, I.E., Calvache, I., Cofre, R.; Salazar, F.; Keim, J.P.; Morales, A., Pulido, R.G., Alfaro, M. (2022). Nitrogen Intake and Its Partition on Urine, Dung and Products of Dairy and Beef Cattle in Chile. Agronomy 12, 1-17. https://doi.org/10.3390/agronomy12010015

Bussink, D.W. (1994). Relationships between ammonia volatilization and nitrogen fertilizer application rate, intake and excretion of herbage nitrogen by cattle on grazed swards. Fertilizer Research 38, 111–121, https://doi.org/10.1007/BF00748771

CIREN. (2005). Estudio agrológico X Región. Descripciones de suelos, materiales y símbolos. Publicación N° 123. Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), Santiago, Chile. 412 p.

Chadwick, D.R., Martínez, J., Marol, C., Béline, F. (2001). Nitrogen transformations and ammonia loss following injection and surface application of pig slurry: a laboratory experiment using slurry labelled with 15N-ammonium. Journal of Agricultural Science, Cambridge 136, 231-240.

Dijkstra J., Oenema O., van Groenigen J.W., Spek J.W. van Vuuren A.M., Bannink A. (2013). Diet effects on urine composition of cattle and N_2O emissions. Animal 13, 292-302. doi:10.1017/S1751731113000578

Erisman, J., Bleeker, A., Galloway, J., Sutton, M. (2007). Reduced nitrogen in ecology and the environment. Environmental Pollution 150,140-149.

European Environment Agency (2023). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report 06/2023.

Laubach, J., Taghizadeh-Toosi, A., Gibbs, S. J., Sherlock, R. R., Kelliher, F. M., and Grover, S. P. P. (2013). Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted on pasture, Biogeosciences, 10, 327–338, https://doi.org/10.5194/bg-10-327-2013

Luo, C., Zender, C., Bian, H., Metzger, S. (2007). Role of ammonia chemistry and coarse mode aerosols in global climatological inorganic aerosol distributions. Atmospheric Environment 41, 2510–2533.

Owusu-Twum, M.Y., Kelleghan, D., Gleasure, G., Forrestal, P., Laningan G. J., Richards, G. and Krol, D.J. et al. (2024). Ammonia emission factors from cattle production systems in Ireland – a review. Irish Journal of Agricultural and Food Research. 62(1):75-95. DOI: 10.15212/ijafr-2023-0108

Sajeev, E., Winiwarter, W., & Amon, B. (2018). Greenhouse gas and ammonia emissions from different stages of liquid manure manage-ment chains: Abatement options and emission interactions. Journal of Environmental Quality, 47(1), 30–41. https://doi.org/10.2134/jeq2017.05.0199

Selbie, D.R., Buckthought, L.E., and Shepherd, M.A. (2015). Chapter four-the challenge of the urine patch for managing nitrogen in grazed pasture systems. Advances in Agronomy 129, 229-292. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.09.004

Sommer, S.G., Webb, J., Hutchings, N.D. (2019). New emission factors for calculation of Ammonia volatilization from European livestock manure management systems. Front. Sustain. Food Syst. 3. https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00101

Uwizeye, A., de Boer, I.J.M., Opio, C.I., Schulte, R.P.O., Falcucci, A., Tempio, G., Teillard, F., Casu, F., Rulli, M., Galloway, J.N., Leip, A., Erisman, J.W., Robinson, T.P., Steinfeld, H., Gerber, P.J., 2020. Nitrogen emissions along global livestock supply chains. Nat. Food https://doi.org/10.1038/s43016-020-0113-y.

TRABAJOS EXTENDIDOS

ÁREA TEMÁTICA 7: Enseñanza de la Ciencia del Suelo

1405

SALIDAS EDUCATIVAS COMO INSUMO PARA EL PROCESO DE ENSEÑANZA-APRENDIZAJE Y LA EVALUACIÓN INTEGRADORA EN UN SECUNDARIO TÉCNICO FORESTAL

Alonso, M. V.[1, 2, 3*], Vallejos, N. C.[3, 4], Zabalo, A. V.[3], Díaz, K. V.[3]

[1] Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP); [2] Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB); [3] Escuela Politécnica N° 701 "Francisco Gilardoni", Esquel, Chubut; [4] Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) * Ruta 259 Km 16,24, (9200) Esquel, Prov. de Chubut, valonso@ciefap.org.ar

RESUMEN: Es importante que estudiantes de la Tecnicatura en Producción e Industrialización Forestal de la Escuela Politécnica N° 701 de Esquel (Chubut) conozcan su entorno local y el contexto regional a través de experiencias que los aproximen a la realidad de un Técnico Forestal. Las salidas educativas son parte fundamental del proceso de enseñanza aprendizaje, los estudiantes pueden integrar contenidos, acercarse al área de estudio correspondiente al Ciclo Orientado Forestal, y posibilitan una experiencia directa con prácticas profesionales que formarán parte de su futuro laboral. También fortalecen su sentido de pertenencia a la escuela técnica y a la orientación forestal, y les brinda herramientas para analizar la realidad regional. Los objetivos de este trabajo son mostrar que la articulación de espacios curriculares es fundamental para que los estudiantes logren valorizar áreas productivas agroforestales e instituciones académicas y científicas; y demostrar que la integración de saberes en las salidas educativas y como insumo para la Evaluación Integradora (EI) genera herramientas para que los estudiantes demuestren habilidades y competencias adquiridas, y los docentes tengamos instrumentos para monitorear procesos, analizar logros y dificultades. Los docentes de los Espacios Curriculares Botánica, Química, Suelos y Zoología Forestal correspondientes al 4° año, desde hace 3 años proyectamos salidas educativas a áreas naturales, ámbitos productivos e instituciones educativas y científicas. Toda la información relevada y muestras obtenidas son un valioso insumo durante el cursado para ir abordando contenidos con diferentes estrategias didácticas y desarrollar habilidades y destrezas para lograr aprendizajes activos y significativos. La EI es el resultado de un proceso anual con abordaje de saberes de manera integrada, permite a los estudiantes un mayor entendimiento de lo aprendido, reduce la fragmentación de contenidos y junto con las salidas educativas se logra mayor motivación, fomenta el trabajo cooperativo y facilita el contacto con la realidad.

PALABRAS CLAVE: integración de contenidos, enseñanza superadora, aprender en contextos reales.

INTRODUCCIÓN

Es importante que los estudiantes de la Tecnicatura en Producción e Industrialización Forestal de la Escuela Politécnica N° 701 "Francisco Gilardoni" conozcan su región y las características sociales de su comunidad, y a su vez tengan experiencias que los aproximen a la realidad de un técnico forestal. La vinculación con profesionales de áreas científico técnicas y referentes de áreas productivas agroforestales permite que los estudiantes aprendan de las experiencias desarrolladas en la región. La enseñanza situada en la realidad local, involucrando a los estudiantes en proyectos que estén directamente relacionados con su entorno y contexto regional puede generar mayor motivación y relevancia en los aprendizajes, fortalecer el sentido de pertenencia y el compromiso con su comunidad (Documento de Apoyo N° 3, 2025). Las salidas educativas son parte fundamental del proceso de enseñanza aprendizaje, donde los estudiantes pueden relacionar e integrar de manera práctica los contenidos de los espacios

curriculares. Este tipo de experiencia directa nos permite establecer una relación más tangible con las áreas de estudio del Ciclo Orientado Forestal, transformándose de este modo en una estrategia metodológica esencial para fortalecer el sentido de pertenencia a la escuela técnica y a su orientación. La articulación en 4° año de Botánica, Química, Suelos y Zoología Forestal con salidas educativas permite a los estudiantes integrar contenidos para analizar las producciones regionales en diferentes ambientes y factores que las afectan. Las áreas productivas visitadas están rodeadas de bosque nativo, esto favorece la integración de saberes interdisciplinares para conocer el cuidado del entorno; fortaleciendo las trayectorias de los estudiantes con el desarrollo de nuevas habilidades y competencias, como los procesos de indagación y el análisis reflexivo de diferentes situaciones. Las salidas de campo brindan herramientas para analizar la realidad regional y proponer soluciones a los problemas locales, como lo establece el Documento de Apoyo N° 3 (2025), que promueve un aprendizaje contextualizado, integrador y significativo, con la participación activa de los estudiantes.

La integración de contenidos debe abarcar todo el proceso de enseñanza aprendizaje, estar presente en la planificación, y dejar explícita como será la evaluación. La evaluación debe ser continua y reflexiva, de carácter formativo y permanente; una oportunidad para que los estudiantes pongan en juego sus saberes, visibilicen sus logros y aprendan a reconocer sus fortalezas y debilidades, afianzando, mejorando y corrigiendo, los conceptos trabajados (Resolución ME N° 29/24). La evaluación tiene como prioridad en su diseño y en su práctica, servir al propósito de promover el aprendizaje de los alumnos.

En la provincia de Chubut, por Resolución ME N° 29/24, se implementan Evaluaciones Integradoras (EI) en todas las áreas del Nivel Secundario y en la totalidad de los espacios curriculares, que deben estar pautadas en el Proyecto anual de cada Institución. Nuestra propuesta es utilizar las salidas educativas para articular nuestros espacios curriculares y como insumo para la EI.

Un objetivo de este trabajo es mostrar que la articulación de espacios curriculares es fundamental para que nuestros estudiantes logren valorizar los espacios productivos agroforestales y las instituciones académicas y científicas; reconocer la importancia de otros contextos educativos fuera del aula, capaces de propiciar conocimientos y sumar experiencias prácticas; respetar y cuidar el medio ambiente circundante. Otro objetivo es demostrar que, la integración de saberes a través de salidas educativas y como insumo para la EI, genera herramientas para que los estudiantes demuestren habilidades adquiridas, verifiquen lo aprendido, demuestren sus logros en el saber hacer; y a los docentes nos sirve como instrumento para monitorear procesos y analizar logros y dificultades de los estudiantes y propios.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Escuela Politécnica N° 701 “Francisco Gilardoni” está ubicada en Esquel, provincia de Chubut. Por Resolución ME N° 29/24, el período escolar se organiza en dos cuatrimestres, y se implementan Evaluaciones Integradoras (EI) en todas las áreas del Nivel Secundario. Con los docentes de los Espacios Curriculares Botánica, Química y los Talleres de Suelos y Zoología Forestal, correspondientes al 4° año de la Tecnicatura en Producción e Industrialización Forestal, desde hace 3 años proyectamos a lo largo del año, diferentes salidas educativas. Una salida introductoria, algunas visitas a ámbitos productivos y otras a instituciones educativas y científicas. La primera salida se realiza dentro del ejido urbano, en el área de la Cascada del Arroyo Esquel. Las salidas a los ámbitos productivos regionales pueden variar cada año, en el 2025 fueron al “Campo de Tulipanes” y el Viñedo “Viñas de Nant y Fall” en la Ruta 259 y “Azafrán” ubicado en la Ruta 17. Dentro de las salidas institucionales se visita la Estación Agroforestal de INTA en Aldea Escolar, el Laboratorio de Zoología en la Universidad Nacional de la Patagonia (UNPSJB) y el Laboratorio de Suelos en el Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP), ambos en Esquel.

Las salidas educativas que se seleccionaron para la EI fueron el Campo de Tulipanes (*Tulipa sp*.), cultivo desarrollado desde 1996, que reúne 2 millones de tulipanes y 42 variedades en una superficie de 4 ha; estos son exportados. Las Viñas de Nant y Fall, que se sitúan en el

Valle 16 de octubre, son pioneros en cultivar vid en la zona; producen variedades de *Vitis vinífera*, que se adaptan a climas fríos extremos. Azafrán es un proyecto familiar que produce la especia *Crocus sativus*, se iniciaron con ensayos en 2016 convirtiéndose en el azafrán más austral del mundo; obtienen productos que exportan como el Gin, blend de té, café y bulbos que comercializan en la región. En todos estos emprendimientos combinan las producciones con el agroturismo y conviven con el bosque nativo donde están inmersos o a muy pocos kilómetros. Y, por último, la Estación Agroforestal de INTA es una institución científico tecnológica que abarca el sistema productivo forestal completo, desde la cosecha de semillas, la siembra hasta la obtención de madera con su propio aserradero; combinado manejos silvopastoriles con animales vacunos y ovinos, y una diversidad de especies nativas forestales y florares.

Los estudiantes deben evidenciar las tres etapas que comprenden la organización y desarrollo de un viaje de estudio, se planifican actividades antes, durante y después de cada visita. Previo a cada una, se toma conocimiento del itinerario, ubicación del sitio; presentación de contenidos y objetivos. Algunos de los objetivos planteados en las salidas fueron: Identificar factores ambientales que influyen en una producción agropecuaria y caracterizan al bosque nativo aledaño; conocer la morfología de especies vegetales, sus estadíos fenológicos; describir las características geográficas, edafológicas, hídricas y climáticas del sitio donde se ubican estas producciones; recolectar muestras vegetales, de insectos, suelos y agua para su posterior estudio y clasificación; describir una calicata; conocer las plagas de estos cultivos y observar daños que estos ocasionan, reflexionar sobre el estado sanitario; y conocer el proceso completo de obtención de madera, bulbos de tulipán, azafrán y del vino. Durante las salidas se propone: Observación y descripción de todos los parámetros previstos en los objetivos planteados anteriormente, recorrida de las plantaciones para observar daños, limitantes, rasgos de erosión; toma de datos, fotografías, videos; recolección de muestras; integración de datos observados y registrados desde los 4 espacios curriculares para sacar conclusiones de calidad de sitio, sanidad de las plantas asociado a las producciones y a la calidad de los productos obtenidos. Se usan como recursos los cuadernos de campo para registrar información, planillas de campo y guías de vegetación, suelos, zoología y química elaboradas por los docentes, celulares para tomar fotos y videos; instrumental específico de cada área como lupas, cajas de muestreo entomológico, bolsas, envases, palas y barrenos de suelo para la toma de muestras; cinta métrica, brújula, clinómetro, gps para relevar datos de sitio; y guías de descripción de suelos y de reconocimiento de vegetación e insectos.

Posterior a cada salida se realiza el procesamiento de la información obtenida y de las muestras tomadas, con diferentes propuestas pedagógicas realizadas en cada espacio curricular para finalizar con un trabajo final integrador que es usado como herramienta para la EI. Para este trabajo, los estudiantes se dividen en grupos de no más de 2-3 alumnos, deben describir la experiencia desarrollada en la Estación Agroforestal del INTA y eligen una de las producciones visitadas, esto les brinda la oportunidad de comparar e integrar saberes. Los docentes establecemos las pautas de organización de los contenidos, siguiendo el estilo de un Informe Técnico o Científico (Título, Autores, Introducción, Objetivos, Desarrollo, Resultados, Conclusiones y Reflexión final). El mismo lo deben presentar en forma escrita (Word) y en forma oral a través de presentaciones digitales en formatos como PowerPoint o Canva (*Figura 1*). Los docentes establecemos con los estudiantes instancias de organización, presentación de textos de referencia, sugerencias y correcciones, hasta considerar que tienen los contenidos mínimos para concluir con la instancia de exposición oral. Se evalúan diferentes aspectos a través de rúbricas. Para el trabajo grupal se tiene en cuenta la distribución de tareas, la organización del grupo, los acuerdos; e individualmente, la adaptación al trabajo en equipo, la responsabilidad, el respeto de ideas y opiniones, la participación activa. En cuanto a los contenidos, se evalúa si está organizado, si logran integrarlos, si aceptan sugerencias y corrigen errores u omisiones, la puntualidad de la entrega, el uso de vocabulario técnico específico y el uso de tecnología; e individualmente, el logro de comunicar ideas con claridad en la expresión oral, el dominio de conceptos y el uso de vocabulario técnico adecuado.

Figura 1. Ejemplos de presentaciones de estudiantes en formato de Póster.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El incluir casos reales cercanos a las expectativas profesionales de los estudiantes, puede aumentar su motivación y comprensión de nuevos conocimientos (Míguez, 2005). Esto se logra con toda la información relevada y las muestras obtenidas en las salidas educativas ya que son un valioso insumo a largo del cursado para ir abordando contenidos con diferentes estrategias didácticas, desarrollar habilidades y destrezas en el uso de equipamiento y materiales para lograr aprendizajes activos y significativos. Con el material vegetal, se realizan herbarios, se observan y describe morfología de las partes de los vegetales. Con las muestras de insectos se arman insectarios y se describen sus características. Con las muestras de suelo y agua tomadas se realizan análisis físico-químicos y se analizan resultados. El abordaje interdisciplinario de cada salida educativa es muy enriquecedor, los docentes logramos articular saberes y propuestas pedagógicas, cada uno hace aportes desde su propia experiencia; y suma a esta estrategia la posibilidad de convocar a profesionales, técnicos y referentes, para que aporten a la formación de los futuros técnicos. Los estudiantes, al conocer el desarrollo científico, técnico y productivo local y regional, les es más fácil conectar el aprendizaje con su realidad, también les permite desarrollar habilidades prácticas de investigación y análisis crítico que pueden aplicar a su vida cotidiana, mientras reflexionan sobre problemas actuales, aprenden a analizar su propio entorno y encontrar soluciones a los problemas de su comunidad (Documento de Apoyo N° 3, 2025).

La alfabetización definida en torno a las habilidades de leer, comprender y producir textos de forma autónoma y de complejidad creciente, es el eje transversal que debe abordar la educación secundaria, en la provincia de Chubut, a partir de la Resolución ME N° 03/24. En nuestros espacios curriculares, a lo largo del año, también creamos estrategias de enseñanza que permitan el desarrollo de habilidades necesarias para las competencias de comunicación oral y escrita, para llegar a fin de año en esta instancia de EI, habiendo experimentado y mejorado el dominio de cada una de ellas, reconociendo dificultades y estableciendo estrategias para superarlas. La capacidad de comunicarse de manera oral es fundamental tanto para el presente educativo como para su futuro como estudiantes de niveles superiores o su desarrollo laboral como técnicos. Es necesario poner énfasis en su enseñanza ofreciendo actividades que fomenten la producción de textos orales con un grado adecuado de desarrollo, de léxico preciso, y con una organización coherente y elocuente (Documento de implementación, 2025).

Para la elaboración de los informes técnicos finales a partir de las salidas educativas, los estudiantes se agrupan de a 2 o 3 alumnos. El trabajo grupal se estimula en muchas estrategias didácticas desde cada espacio para lograr los objetivos deseados en el desarrollo de la EI al finalizar el cursado. Para los estudiantes el trabajo en grupos enriquece el desarrollo de habilidades sociales, fomenta el trabajo compartido, la empatía, la capacidad de comunicación y negociación, ayuda a definir problemas y evaluar soluciones en conjunto (Documento de Apoyo N° 3, 2025). Los informes escritos elaborados por los grupos de estudiantes y sus presentaciones digitales para las exposiciones orales, son evaluados por las 4 docentes de los espacios curriculares involucrados, estableciendo fechas de entrega, aportes sugeridos y correcciones. Luego de la finalización del proceso de escritura es

necesario la revisión y corrección del texto. En este sentido, el docente puede establecer revisiones vinculadas al contenido del texto; pero también, atender al logro de la estructura textual, el sostenimiento del tema, la claridad de las oraciones, y el uso de vocabulario adecuado (Documento de implementación, 2025).

Las EI implican proponer una experiencia de aprendizaje superadora que jerarquice la calidad de los mismos, con desempeños guiados por criterios de evaluación, que promuevan la participación activa e interesada de los estudiantes en la construcción individual y cooperativa del conocimiento (Resolución ME N° 29/24). En nuestro caso, la EI es el resultado de un proceso que se desarrolla durante todo el año con el abordaje de los saberes de manera integrada a través de diferentes estrategias didácticas. Para implementar este enfoque es necesario el trabajo integrado de equipos responsables del desarrollo de las actividades curriculares y repensar el rol de los docentes como facilitadores del aprendizaje y no centrarse solo en contenidos teóricos (López *et al*., 2024). Tanto el equipo docente como los estudiantes revisan y hacen repaso de la experiencia, registrando aciertos y áreas a mejorar; desarrollan la capacidad de autocrítica, visualizando fortalezas y debilidades; establecen metas de mejora y monitorean su propio progreso (Resolución ME N° 29/24). Realizar este tipo de EI no sólo propicia el trabajo en equipo de los docentes para diseñar estrategias colectivas y poder analizar juntos las propuestas implementadas, sino que también permite a los estudiantes un mayor entendimiento de lo aprendido, donde lo trabajado en cada espacio pasa a cobrar mayor sentido, transformándose en un aprendizaje significativo. Este proceso de metacognición y revisión sobre lo aprendido obra como recompensa al esfuerzo realizado, y ayuda a tener claridad sobre los saberes y habilidades alcanzada (Documento de Apoyo Nº 7, 2025 y Documento de implementación, 2025).

Las salidas educativas y la EI resultaron motivadoras para los estudiantes. Parra *et al.* (2024) manifiestan que la actividad integradora de campo es una estrategia de enseñanza que presenta la potencialidad de servir como un medio para integrar, aplicar y relacionar contenidos, generar motivación a los estudiantes, contextualizar y vincular el desarrollo de una asignatura básica a la actividad profesional, favorecer el trabajo colaborativo, generar entrenamiento en la comunicación oral y en el aprendizaje autodirigido, coincidiendo con nuestros logros de los objetivos planteados en estos 3 años de experiencia de articulación e integración de espacios a través de las salidas y la EI.

CONCLUSIONES

Como docentes queremos destacar la importancia de las experiencias desarrolladas y las estrategias utilizadas con los estudiantes de 4º año de la Tecnicatura en Producción e Industrialización Forestal de la Escuela Politécnica N° 701, logramos que se aproximen a la realidad de un profesional forestal y se involucren con el contexto socio productivo regional. Estas salidas educativas son fundamentales para enriquecer los procesos de enseñanza aprendizaje, donde los estudiantes pueden relacionar e integrar, de manera práctica y a través de distintas propuestas didácticas, los contenidos enseñados en Botánica, Química, Suelos Forestales y Zoología Forestal. Considerando que este tipo de experiencia directa nos permite establecer una integración más tangible con el área de estudio que corresponde al Ciclo Orientado Forestal, transformándose de este modo en una estrategia metodológica sustancial para la enseñanza de nuestros espacios curriculares. La articulación e integración de contenidos a través de salidas educativas a áreas productivas agroforestales, fomenta el trabajo cooperativo, facilita el contacto del estudiante con la realidad, ayuda a integrar aprendizajes, los hace significativos, reduciendo la fragmentación de contenidos, e involucra al estudiante en un aprendizaje más activo y motivador.

Para finalizar presentamos algunas reflexiones finales planteadas por los estudiantes que resumen de alguna forma los resultados obtenidos: “Perteneciendo a la modalidad forestal de una escuela técnica en la Patagonia Argentina, consideramos que las salidas educativas dentro del proceso de aprendizaje son vitales. No se puede comprender la vida vegetal ni su relación con el entorno sin aplicar uno mismo lo aprendido en la teoría al campo. Después de todo, saber significa ser capaz de hacer. La práctica hace al maestro, y con cada salida que se realiza la comprensión mejora, el muestreo, el reconocimiento y la observación se vuelven

más rápidos y precisos. Defender y mantener las instituciones en las que se puede aprender sobre lo que nos rodea es crucial para conservar nuestro entorno y, en un futuro, para ser eficientes en lo que decidamos hacer con ese conocimiento".

BIBLIOGRAFÍA

Documento de Apoyo N° 3. (2025). Orientaciones para la implementación de evaluaciones integradoras. Dirección General de Educación Secundaria. Ministerio de Educación. Gobierno de Chubut.

Documento de Apoyo Nº 7. (2025). Fortalecimiento de las prácticas pedagógicas en el Ciclo Básico de la Educación Secundaria. Dirección General de Educación Secundaria. Ministerio de Educación. Gobierno de Chubut.

Documento de implementación. (2025). Enfoques y estrategias para la enseñanza de la lectura, la escritura y la oralidad. Dirección General de Educación Secundaria. Ministerio de Educación. Gobierno de Chubut.

López, F. M., Garay, M. y Comezaña, M. (2024). La enseñanza superior de la edafología basada en competencias: una experiencia educativa. Actas XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Fernando del Valle de Catamarca, Prov. de Catamarca.

Míguez, M. (2005). El núcleo de una estrategia didáctica universitaria: Motivación y comprensión. Revista ieRed: Revista electrónica de la Red de Investigación Educativa, ISSN 1794-8061, Vol. 1, No. 3.

Parra, B. J., Amín, M. S., Becerra, M. A., Chilano Y. y Degioanni A. (2024). Evaluación continua y enseñanza basada en problemas en la enseñanza de la ciencia del suelo. Actas XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Fernando del Valle de Catamarca, Prov. de Catamarca.

Resolución ME N° 29/24. (2024). Dirección General de Educación Secundaria. Ministerio de Educación. Provincia de Chubut.

ESTUDIO SOBRE EL CONOCIMIENTO DE PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN DEL SUELO CON UNA HERRAMIENTA LÚDICA

Andina Guevara, D. P.[1*], Quinteros, M. A.[2], Banegas, N. R.[1, 3], Martínez, J.[1], Plasencia, M. A.[1]

[1]Facultad de Agronomía, Zootecnia y Veterinaria-UNT Centro Universitario Ing. R. Herrera; [2]Estación Experimental Agropecuaria, INTA Famaillá; [3]Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP-INTA); *Av. Pte. N. Kirchner 1900. CP 4000. Prov. de Tucumán, dorkasandinaguevara@gmail.com

RESUMEN: La formación en conservación del suelo en el nivel medio técnico-agropecuario resulta clave para promover prácticas productivas sustentables, especialmente en regiones donde la actividad agropecuaria cumple un rol central. El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar los conocimientos sobre prácticas de conservación del suelo en estudiantes de escuelas agrotécnicas de la provincia de Tucumán mediante la aplicación de una herramienta lúdica y diagnóstica, el "Juego del Semáforo". El estudio se desarrolló durante el año 2025 en cuatro escuelas agrotécnicas, una de gestión pública y tres de gestión privada, con participación voluntaria de estudiantes de distintos años, a través de una encuesta digital estructurada en tres secciones: caracterización general, dinámica del "Juego del Semáforo" aplicada a prácticas de manejo del suelo y una consigna de reflexión escrita vinculada al Día Internacional de la Conservación del Suelo. Los datos cuantitativos se analizaron de manera descriptiva y los aportes personales mediante un análisis temático. Los resultados evidenciaron un conocimiento general adecuado sobre prácticas de conservación del suelo, especialmente aquellas vinculadas al diagnóstico, como el muestreo y la fertilización basada en información técnica; sin embargo, se identificaron concepciones parciales en prácticas cuyo impacto depende del ambiente edáfico, climático y del manejo, como el riego y las obras de conservación. El análisis de las frases elaboradas por los estudiantes mostró una apropiación significativa de la importancia del suelo como base de la vida, la seguridad alimentaria y el equilibrio ambiental, así como la presencia de miradas técnicas, éticas y socioambientales con distintos niveles de complejidad. Como principal limitación se reconoce la ausencia de espacios de discusión colectiva que permitan profundizar y resignificar los aprendizajes, destacándose la integración de herramientas digitales lúdicas con instancias de intercambio reflexivo como una estrategia prometedora para fortalecer la educación en conservación del suelo en el nivel de educación media.

PALABRAS CLAVE: Suelo, Educación agrotécnica, Estrategias pedagógicas.

INTRODUCCIÓN

La formación de estudiantes de escuelas agrotécnicas requiere abordar el suelo como un recurso natural fundamental, particularmente en contextos donde la producción agropecuaria desempeña un rol central en la economía local (FAO, 2015). Sin embargo, en el nivel medio suele observarse una comprensión parcial o fragmentada de este recurso, lo que limita la apropiación de nociones clave vinculadas a sus propiedades y procesos, tales como textura, estructura, erosión y degradación (Calero *et al*., 2018; Porta, *et a*l ,2014). En este sentido, la incorporación de estrategias de aprendizaje no formal representa una alternativa didáctica valiosa para estimular la motivación, promover la curiosidad y favorecer la participación activa de los estudiantes. Estas propuestas permiten generar espacios de intercambio y reflexión mediante actividades lúdicas y dinámicas abiertas, orientadas a enriquecer la enseñanza de la asignatura Edafología y a facilitar la discusión colectiva en el

aula (Andina Guevara y Benimeli, 2024). Dentro de este enfoque, el “Juego del Semáforo” se presenta como una herramienta pedagógica que posibilita evaluar de manera ágil el nivel de certeza percibido por los estudiantes frente a distintas afirmaciones relacionadas con el suelo (Dergham *et al*., 2020). La dinámica consiste en asignar colores del semáforo a cada enunciado según el grado de acuerdo, lo que permite identificar concepciones previas y posibles errores conceptuales. La aplicación de esta encuesta diagnóstica puede constituir un recurso didáctico eficaz para fortalecer los procesos de enseñanza y aprendizaje vinculados a los conceptos, funciones e importancia del suelo en las escuelas agrotécnicas.
El objetivo fue evaluar los conocimientos y concepciones sobre el suelo en estudiantes de escuelas agrotécnicas de Tucumán mediante una encuesta estructurada y el “Juego del Semáforo”.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:
El estudio se llevó a cabo durante el año 2025 en cuatro establecimientos de educación media con orientación técnico-agropecuaria de la provincia de Tucumán, uno de gestión pública y tres de gestión privada. La institución pública correspondió a la Escuela Agrotécnica de Famaillá “Ingeniero Jorge Palacios” (Fa), mientras que las instituciones privadas incluyeron al Instituto Agrotécnico “20 de Junio” de San Isidro de Lules (Lu), al Instituto Agrotécnico “Obispo Colombres” de Tafí Viejo (TaV) y al Instituto Agrotécnico “La Candelaria” F-69 de Villa de Leales (Le). Todas las escuelas brindan formación técnico-agropecuaria, integrando contenidos teóricos con prácticas productivas y experiencias de aprendizaje vinculadas al contexto socio-productivo regional.

Herramienta pedagógica:
Participaron del estudio 39 estudiantes de 4.° a 7.° año pertenecientes a las cuatro instituciones mencionadas. La participación fue voluntaria y se garantizó el anonimato de los encuestados.

La recolección de datos se realizó mediante una encuesta digital diseñada en la plataforma Google Forms. El instrumento se estructuró en tres secciones. La primera incluyó preguntas de caracterización general (institución y año de cursado) y dos preguntas de respuesta dicotómica (sí/no): ¿Tu institución imparte contenidos vinculados al suelo? *y* ¿Sabías que el 7 de julio se conmemora el Día Internacional de la Conservación del Suelo?
La segunda sección incorporó la dinámica del “Juego del Semáforo”, que consistió en asignar un color del semáforo a cada afirmación en función de si la práctica propuesta favorecía (verde) o no (rojo) la conservación del suelo (Fig. 1). En esta instancia se presentaron siete aseveraciones relacionadas con prácticas de manejo del suelo.

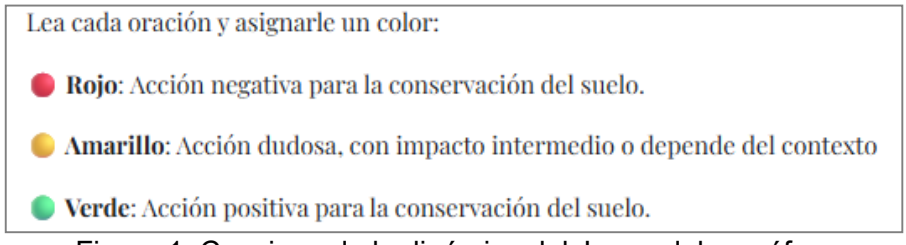


Figura 1. Consigna de la dinámica del Juego del semáforo

Finalmente, la tercera sección tuvo un carácter reflexivo y participativo, solicitando a los estudiantes que elaboraran una frase vinculada al Día de la Conservación del Suelo, considerando su importancia para la vida cotidiana, la seguridad alimentaria, la calidad del agua, la regulación climática y la biodiversidad.

Análisis de Datos:
Los datos obtenidos se analizaron en forma descriptiva, expresando los resultados en porcentajes. Las respuestas de elaboración personal fueron categorizadas a partir de un análisis temático común.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La mayor participación en la encuesta correspondió a estudiantes de la escuela Fa, quienes representaron el 56 % del total de respuestas (Fig. 2a y 2b), incluyendo alumnos de cuarto y sexto año. En segundo lugar, se ubicó la escuela Lu, con un 31 % de participación, integrada por estudiantes de sexto y séptimo año. La participación de las escuelas Le y TaV fue considerablemente menor, con valores del 8 % y 5 %, respectivamente. En el caso de Le, participaron únicamente estudiantes de sexto año, mientras que en TaV la participación se limitó a alumnos de séptimo año.

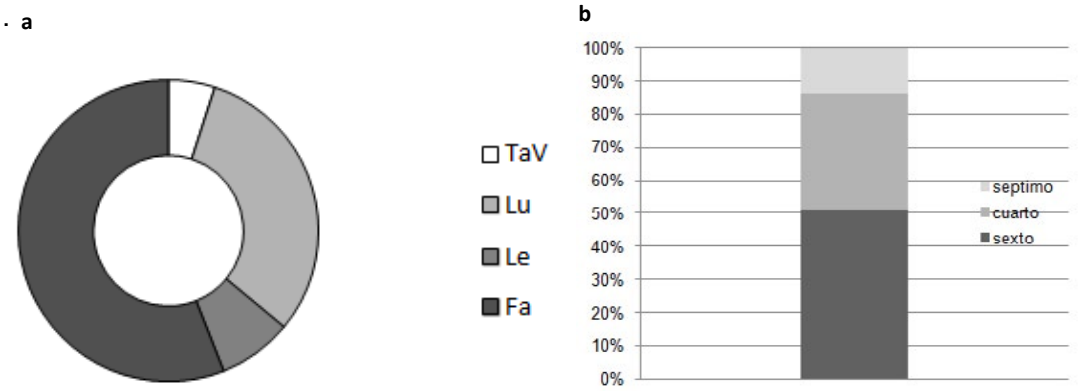


Figura 2. a: Participación porcentual de las escuelas encuestadas. b: Porcentaje de alumnos de los diferentes cursos encuestados en las distintas escuelas agrotécnicas. Fa: Escuela Agrotécnica de Famaillá “Ingeniero Jorge Palacios”, Lu: Instituto Agrotécnico “20 de Junio” de San Isidro de Lules (Lu), TaV: Instituto Agrotécnico “Obispo Colombres” de Tafí Viejo, Le: al Instituto Agrotécnico “La Candelaria” F-69 de Villa de Leales.

1414

La totalidad de los estudiantes encuestados manifestó que sus planes de estudio incluyen contenidos vinculados al suelo. Sin embargo, solo el 59 % indicó conocer que el 7 de julio se conmemora el Día Internacional de la Conservación del Suelo, destacándose que el 100 % de los estudiantes de TaV formó parte de este grupo. Por el contrario, entre quienes no tenían conocimiento de dicha conmemoración, el 78 % correspondió a estudiantes de cuarto año, aunque ambos grupos estuvieron representados en los tres niveles educativos considerados. Estos resultados sugieren que el grado de conocimiento no depende exclusivamente del establecimiento o del nivel educativo, sino que también podría estar asociado a la curiosidad personal o a la motivación intelectual de los estudiantes.

Tabla 1. Práctica y respuestas obtenidas en el Juego del semáforo.

Práctica	Respuesta esperada	Respuesta obtenida (%)
Usar cultivos de cobertura.	Verde	44 / 56
Regar.	Amarillo	28 / 72
Promover la biodiversidad de microorganismos en el suelo	Verde	2 / 26 / 72
Rotación de cultivos.	Verde	26 / 74
Fertilizar sin saber el estado nutricional del suelo.	Rojo	90 / 8 / 2
Muestreo de suelos.	Verde	2 / 13 / 85
Construcción de terrazas.	Amarillo	15 / 51 / 34

Nota: Los valores porcentuales representan la proporción asignada a cada enunciado según los colores del semáforo, si la práctica favorece (verde), presenta condicionantes contextuales (amarillo) o no favorece (rojo) la conservación del suelo.

Los resultados obtenidos a partir de la dinámica del semáforo (Tabla 1) evidencian un adecuado nivel de reconocimiento de las prácticas de manejo sustentable del suelo, particularmente aquellas vinculadas al diagnóstico y a la conservación de sus propiedades. Prácticas como el muestreo de suelos y la fertilización basada en el conocimiento del estado

nutricional presentaron los mayores niveles de consenso, con elevados porcentajes de respuestas correctas. En el caso de “Fertilizar sin saber el estado nutricional del suelo”, el 90 % de las respuestas se ubicó en la categoría roja, lo que refleja una clara conciencia sobre los riesgos asociados a esta práctica.

Asimismo, prácticas como la rotación de cultivos y la promoción de la biodiversidad de microorganismos en el suelo fueron mayoritariamente identificadas como favorables para la conservación, lo que coincide con lo señalado por la bibliografía respecto de su rol en la sostenibilidad de los agroecosistemas. No obstante, la presencia de respuestas intermedias sugiere que, en algunos casos, el conocimiento se presenta de manera parcial o no completamente fundamentada.

En contraste, el enunciado referido al riego mostró una tendencia marcada a ser clasificado como una práctica positiva de manera generalizada, aun cuando la respuesta esperada era intermedia. Este resultado pone en evidencia una concepción simplificada del riego, desvinculada de las condiciones edáficas, climáticas, de manejo, y la necesidad de profundizar en el análisis de sus posibles impactos negativos (salinización y sodificación) en el suelo.

La construcción de terrazas presentó la mayor dispersión de respuestas, con un predominio de la categoría amarilla y una proporción no despreciable de respuestas rojas. Este comportamiento puede interpretarse como un menor grado de familiaridad con esta práctica de conservación, cuya implementación y eficacia dependen fuertemente del contexto topográfico y del régimen hídrico.

En este sentido, los resultados refuerzan la importancia de generar espacios de discusión colectiva que permitan explicitar los criterios utilizados por los estudiantes al momento de elegir cada opción. La ausencia de instancias de intercambio limitó la posibilidad de profundizar en los razonamientos subyacentes y de transformar concepciones parciales o simplificadas en aprendizajes más integrales, críticos y situados.

Respecto a aporte realizado por los estudiantes se evidenció un alto nivel de apropiación del concepto de conservación del suelo. Sólo un 10% de los encuestados no ofreció una contribución. A partir del análisis de los aportes de construcción personal fue posible identificar 5 (cinco) grupos:

1. El suelo como sinónimo de vida: Este fue el eje más dominante y transversal en el conjunto de respuestas (9). Numerosas frases asociaron directamente al suelo con la vida, la existencia humana y la supervivencia del planeta. Expresiones como “el suelo es vida”, “si no cuidamos el suelo nos morimos todos” o “cuidar el suelo es cuidar la vida” reflejan una comprensión intuitiva pero potente del rol esencial del suelo. Este grupo se caracterizó por un lenguaje directo, emotivo y categórico, lo que sugirió una fuerte internalización del mensaje conservacionista, aunque en algunos casos sin un desarrollo técnico explícito.

2. Conservación del suelo y sustentabilidad: Estas expresiones mostraron un nivel de abstracción mayor, alineada con los principios del desarrollo sustentable. Este grupo (6) enfatizó la dimensión de la conservación del suelo vinculada con la responsabilidad hacia futuras generaciones. Apareció con claridad la noción de herencia ambiental, destacando que las decisiones actuales impactaran en la posibilidad de vida a futuro.

3. El suelo como servicio ecosistémico: Varias respuestas (6) expresaron explícitamente el rol del suelo en la seguridad alimentaria, la calidad del agua y la regulación climática. Este grupo resulta especialmente relevante, ya que reflejó una visión sistémica del suelo. Dentro de este eje se destacan frases que articulan múltiples funciones del suelo en una misma reflexión, mostrando una comprensión más compleja del problema.

4. El suelo y buenas prácticas de manejo: Un conjunto menor pero significativo de expresiones (4) introduce elementos técnicos o productivos concretos, como el uso de fertilizantes, microorganismos del suelo, tecnologías de manejo y prácticas ancestrales. Estas frases evidenciaron una apropiación más específica de contenidos curriculares y una conexión directa con prácticas agronómicas. Se registró una en particular que hace referencia a tecnologías ancestrales como las terrazas y curvas de nivel. Resultó destacable por integrar saberes tradicionales con un enfoque conservacionista.

5. Dimensión socio-ambiental de la conservación del suelo: Algunas respuestas (5) incorporan una mirada crítica y ética sobre los modelos productivos y la falta de conciencia ambiental. Estas reflexiones sobresalieron por su mayor extensión y profundidad argumentativa, y por situar la problemática del suelo en un marco social, político y económico más amplio. Uno de los aportes de este grupo se distinguió, especialmente, por su nivel de elaboración, integración de múltiples dimensiones (ambiental, social, ética y biológica) y por expresar una reflexión madura sobre la responsabilidad colectiva en la conservación del suelo.

CONCLUSIONES

La experiencia permitió explorar percepciones y conocimientos sobre la conservación del suelo en estudiantes de distintas escuelas agrotécnicas de la provincia de Tucumán, destacándose como aspecto positivo el amplio alcance territorial y la diversidad institucional lograda mediante la modalidad virtual. Los resultados cuantitativos evidencian que los estudiantes poseen un conocimiento general adecuado sobre prácticas clave de manejo y conservación del suelo, particularmente aquellas vinculadas al diagnóstico y a la toma de decisiones informadas.

El análisis de los aportes reflexivos realizados por los estudiantes complementó y enriqueció estos resultados, poniendo de manifiesto una fuerte apropiación simbólica del suelo como base de la vida, de la producción de alimentos y del equilibrio ambiental. Las frases expresadas permitieron identificar núcleos de sentido recurrentes asociados al suelo como sinónimo de vida y supervivencia, a la responsabilidad intergeneracional, y a la relación entre suelo, alimentos, agua y clima. Asimismo, un conjunto de respuestas incorporó dimensiones técnicas, éticas y sociales, incluyendo referencias a prácticas de manejo, saberes ancestrales y modelos productivos, lo que evidencia distintos niveles de profundidad y complejidad en la comprensión de la problemática.

No obstante, tanto los resultados de la dinámica del “Juego del Semáforo” como el análisis cualitativo de las frases revelaron la persistencia de concepciones parciales en prácticas cuyo impacto depende del contexto edáfico y del manejo, como el riego y las obras de conservación. Como principal limitación del estudio se identifica la ausencia de espacios de discusión colectiva que permitan profundizar en los fundamentos que orientaron las respuestas, contrastar miradas y resignificar los aprendizajes a partir del intercambio.

En conjunto, el estudio resalta la relevancia de integrar herramientas digitales de diagnóstico con instancias de reflexión y discusión compartida, que potencien el valor formativo de este tipo de propuestas y contribuyan a fortalecer una educación en conservación del suelo crítica, contextualizada y comprometida en el nivel medio técnico-agropecuario.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece especialmente a las docentes M. Florencia Benimeli, Melisa F. Bustos, Marcela Vallejo y Adriana Araujo, pertenecientes a las Escuelas Agrotécnicas de Famaillá, Lules y Leales, por su valiosa colaboración, compromiso y predisposición, que hicieron posible el desarrollo del presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Andina Guevara, D. M. F. Benimeli. (2024). El juego y la integración inter-escolar como herramienta de aprendizaje de edafología. IX Congreso Nacional y VII Congreso internacional de Educación en las Ciencias agropecuarias. Libro de conferencias y trabajos Buenos Aires 16 y 17 de septiembre de 2024.

Calero, N., Torres, P., y Gutiérrez, M. (2018). Concepciones de estudiantes de nivel medio sobre el suelo y su manejo. *Revista de Enseñanza de las Ciencias*.

Dergham, J., Cabrera, E., y Paredes, R. (2020). Estrategias lúdicas en ciencias naturales: el juego como herramienta de evaluación. Educación y Ciencia.

FAO. (2015). *Estado mundial del recurso suelo*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

Porta, J., López-Acevedo, M., y Poch, R. (2014). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa.

CUESTIONARIOS VIRTUALES COMO ESTRATEGIA DIDÁCTICA PARA LA COMPRENSIÓN DE CONTENIDOS CLAVES DE EDAFOLOGÍA AGRÍCOLA, UNSA.

Cabrera, M. P.[1, 2*], Pistán, L. J.[1, 3]

[1] Cátedra de Edafología Agrícola, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta; [2] Cátedra de Suelos, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta; [3] Cátedra de Geomorfología, Facultad Regional Orán, Universidad Nacional de Salta; *edafoagricolaunsa@gmail.com

RESUMEN: La incorporación de entornos virtuales en la enseñanza universitaria se fortaleció en los últimos años con la pandemia, permitiendo ampliar estrategias de evaluación formativa. En la asignatura Edafología Agrícola (Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta) se implementaron diez cuestionarios virtuales en la plataforma Moodle destinados a evaluar contenidos claves de la materia. Estos incluyeron: meteorización, minerales, rocas, factores formadores del suelo, procesos formadores generales, procesos formadores tipogénicos, perfil del suelo, taxonomía de suelos, propiedades físicas y propiedades fisicoquímicas. El objetivo de este trabajo es analizar cuantitativamente el desempeño estudiantil a partir de los resultados obtenidos en los cuestionarios y evaluar la utilidad pedagógica de estos instrumentos como herramienta de retroalimentación para la identificación de dificultades. Se analizaron entre 34 y 79 respuestas por cuestionario. Los puntajes medios obtenidos oscilaron entre 70,4/100 y 90,2/100 con variaciones notables según la complejidad conceptual de cada tema. Los mejores desempeños se observaron en meteorización (90,2 ± 11,0) y rocas (89,7 ± 10,8). Las temáticas integradoras registraron desempeños relativamente menores y mayor dispersión, por ejemplo, taxonomía de suelos (73,3 ± 16,3), propiedades físicas (73,8 ± 19,3) y propiedades físico-químicas (73,3 ± 17,4). Los resultados evidencian que los cuestionarios en Moodle constituyen una herramienta pedagógica eficaz para identificar dificultades permitiendo ajustar las estrategias didácticas empleadas, favorecen la retroalimentación inmediata y fortalecen el aprendizaje autónomo de los estudiantes. Se concluye que su uso sistemático facilita la detección de dificultades conceptuales y la evaluación de la trayectoria académica de los estudiantes.

PALABRAS CLAVE: enseñanza universitaria, evaluación formativa, plataforma Moodle.

INTRODUCCIÓN

La enseñanza de la Edafología Agrícola presenta desafíos particulares debido a la necesidad de integrar conceptos de química, física, microbiología, ecología, para comprender la formación y funcionamiento del suelo. En contextos de educación superior, los cuestionarios virtuales se fortalecen como herramientas efectivas para promover la autoevaluación, el aprendizaje activo y la retroalimentación inmediata (López Pastor, 2011).

Asimismo, el uso de cuestionarios virtuales en Moodle resulta especialmente favorable en asignaturas con grupos numerosos de estudiantes, ya que la corrección automática reduce significativamente la carga operativa docente y posibilita un análisis más eficiente y sistemático de los resultados.

La plataforma Moodle, utilizada en la Facultad de Ciencias Naturales (UNSa), permite el diseño de evaluaciones diagnósticas y formativas que complementan las clases teóricas y prácticas como lo demuestran diversos estudios sobre el uso de Moodle en evaluación continua (Area Moreira y Sanabria, 2014). En este marco, durante el primer cuatrimestre de 2025 se diseñaron e implementaron diez cuestionarios de repaso con contenidos teóricos y prácticos de Edafología Agrícola, con el fin de acompañar el proceso de aprendizaje y detectar

dificultades. Estos abordaron contenidos fundamentales de la disciplina y cumplieron un doble propósito: evaluar el grado de apropiación conceptual y detectar tempranamente dificultades recurrentes (Cabero Almenara y Llorente, 2015).
El presente trabajo tiene como finalidad analizar cuantitativamente los resultados de los diez cuestionarios para evaluar su efectividad pedagógica y generar insumos que contribuyan al perfeccionamiento de las estrategias de enseñanza, especialmente al considerar la evaluación formativa como recurso central para mejorar los aprendizajes de los estudiantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de tipo cuantitativo se realizó durante el primer cuatrimestre de 2025 en la asignatura Edafología Agrícola de la carrera Ingeniería Agronómica de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Salta. El objetivo fue analizar los resultados obtenidos en diez cuestionarios virtuales implementados en la plataforma Moodle y evaluar su utilidad como estrategia didáctica dentro de un esquema de evaluación formativa.
Los cuestionarios fueron diseñados y administrados mediante la plataforma Moodle. Cada instrumento evalúo contenidos teóricos y prácticos del programa de la asignatura incluyendo: (1) Meteorización, (2) Minerales, (3) Rocas, (4) Factores formadores del suelo, (5) Procesos formadores generales, (6) Procesos formadores tipogénicos, (7) Perfil del suelo, (8) Taxonomía de suelos, (9) Propiedades físicas del suelo y (10) Propiedades físico-químicas del suelo. Estos se habilitaron de manera asincrónica inmediatamente después del desarrollo de la clase correspondiente a cada unidad temática.
Cada cuestionario estuvo conformado por diez ítems seleccionados aleatoriamente por la plataforma Moodle a partir de un banco de preguntas de más de veinticinco ítems por tema, lo que permitió garantizar diversidad entre intentos y reducir la automatización de respuestas. Los tipos de preguntas incluyeron Verdadero/Falso, Opción múltiple y Emparejamiento, según la naturaleza de los contenidos evaluados. Los estudiantes contaron con un número ilimitado de intentos, sin restricción temporal y retroalimentación inmediata, dado que, según López Pastor (2011) el propósito pedagógico fue promover el repaso autónomo y la autoevaluación continua de los contenidos trabajados en clases.
Es importante destacar que los cuestionarios no eran de carácter obligatorio, sino que estaban destinados al repaso y autoevaluación, permitiendo a los estudiantes evaluar su propio aprendizaje y reforzar conceptos, sin la presión de una evaluación formal.
Los registros de calificaciones fueron exportados desde la plataforma Moodle en formato XLSX para su posterior procesamiento. Con el fin de asegurar la validez del análisis, se realizó una depuración inicial de los datos, eliminándose los intentos con varias preguntas sin responder y los interrumpidos o no finalizados. Todas las calificaciones fueron consideradas en una escala de 0 a 100 puntos para permitir la comparación entre unidades temáticas.
El análisis estadístico se estructuró en dos niveles. En primer lugar, se procesaron todos los intentos registrados con el fin de caracterizar el uso real que los estudiantes hicieron de la estrategia y estimar tendencias generales de desempeño. En segundo lugar, se analizó exclusivamente el primer intento de cada estudiante en cada cuestionario, dado que este refleja de forma más precisa su nivel de comprensión inicial. Los intentos posteriores pueden estar influidos por la retroalimentación recibida, el ensayo y error, el aprendizaje por repetición o la memorización de respuestas.
Para ambos niveles de análisis se calcularon estadísticos descriptivos: tamaño de muestra (n), media aritmética, desviación estándar, valores mínimo y máximo. El procesamiento de datos se realizó mediante Microsoft Excel, complementándose con verificaciones para asegurar consistencia y ausencia de valores atípicos derivados de errores de carga.
Finalmente, se evaluó la relación entre la realización de los cuestionarios y el desempeño académico de los estudiantes en los exámenes parciales. Para ello se identificó cuantos estudiantes que completaron los cuestionarios de los contenidos evaluados en el primer y segundo parcial lograron aprobar dichas instancias. Esta comparación permitió explorar la incidencia del uso de cuestionarios virtuales como herramienta y estrategia de apoyo en la preparación para evaluaciones formales. Cabe mencionar que se excluyeron todos aquellos

estudiantes que abandonaron la cursada, considerando solo aquellos que efectivamente rindieron el examen parcial y/o su correspondiente recuperatorio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de todos los intentos realizados por los estudiantes mostró un patrón general de buen desempeño, con medias que oscilaron entre 70,4 y 90,2 puntos. Se observaron diferencias entre contenidos asociados a su nivel de complejidad conceptual, lo cual coincide con lo planteado por Díaz Barriga (2006), quien sostiene que los aprendizajes que demandan mayor integración y abstracción cognitiva suelen presentar mayores dificultades y heterogeneidad en los resultados. Los valores más elevados se registraron en los cuestionarios de Meteorización (90,2) y Rocas (89,7), ambos caracterizados por contenidos descriptivos.

Por el contrario, los desempeños más bajos correspondieron a Factores formadores (70,4), Taxonomía de suelos (73,3) y los cuestionarios vinculados a Propiedades físicas y físico-químicas del suelo (73,8 y 73,3) respectivamente. Estas unidades requieren una mayor capacidad de integración, abstracción y razonamiento, lo cual se refleja en una mayor dispersión de los resultados y en valores mínimos más bajos. En particular, Taxonomía de suelos mostró mayor desviación estándar entre los cuestionarios, indicando mayor heterogeneidad en la comprensión en la clasificación de suelos (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados obtenidos para unidad temática en función de todos los intentos realizados.

Cuestionario	n	Media	DE	Min	Max
Meteorización	60	90,2	11,0	40,0	100
Minerales	79	79,9	17,0	28,3	100
Rocas	76	89,7	10,8	50,0	100
Factores formadores	54	70,4	13,3	39,5	100
Procesos formadores generales	49	87,3	10,0	59,3	100
Procesos formadores tipogénicos	47	90,2	10,8	45,0	100
Perfil del suelo	54	81,9	12,4	50,0	100
Taxonomía de suelos	64	73,3	16,3	27,5	100
Propiedades físicas de suelos	56	73,8	19,3	35,0	100
Propiedades fisicoquímicas de suelos	34	73,3	17,4	43,3	100

Al considerar únicamente el primer intento, como indicador más fiel del conocimiento inicial de los estudiantes, se observó una disminución general de las medias respecto del total de intentos. Por ejemplo, Factores formadores descendió a 66,2; propiedades físico-químicas a 65,6 y Taxonomía de suelos a 70,5. Este comportamiento confirma que los intentos sucesivos contribuyeron a mejorar el rendimiento mediante práctica adicional y retroalimentación, lo cual es consistente con el carácter formativo de la estrategia implementada (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados obtenidos para unidad temática en función de un intento por estudiante.

Cuestionario	n	Media	DE	Min	Max
Meteorización	44	90,7	9,5	70	100
Minerales	48	75,3	18,5	28,3	100
Rocas	49	86,7	11,6	50,0	100
Factores formadores	36	66,2	11,8	39,5	87,5
Procesos formadores generales	32	90,2	8,7	65,0	100
Procesos formadores tipogénicos	32	87,0	10,3	60,0	100
Perfil del suelo	34	76,7	11,3	50,0	100
Taxonomía de suelos	34	70,5	15,2	35,0	100
Propiedades físicas de suelos	34	71,7	20,1	35,0	100
Propiedades fisicoquímicas de suelos	17	65,6	14,7	43,3	90

1420

Con respecto a la realización de los cuestionarios y su relación con el rendimiento en los exámenes parciales, se encontró que la gran mayoría de los estudiantes que completaron los cuestionarios correspondientes a cada eje temático lograron aprobar los parciales. En el primer parcial entre el 82% y el 90% de los estudiantes lograron aprobarlo (Fig. 1). Mientras que, en el segundo parcial, los porcentajes de aprobación oscilaron entre 67% y 87% siendo ligeramente menores en el cuestionario de propiedades físico-químicas, acorde con su mayor complejidad conceptual (Fig. 2).

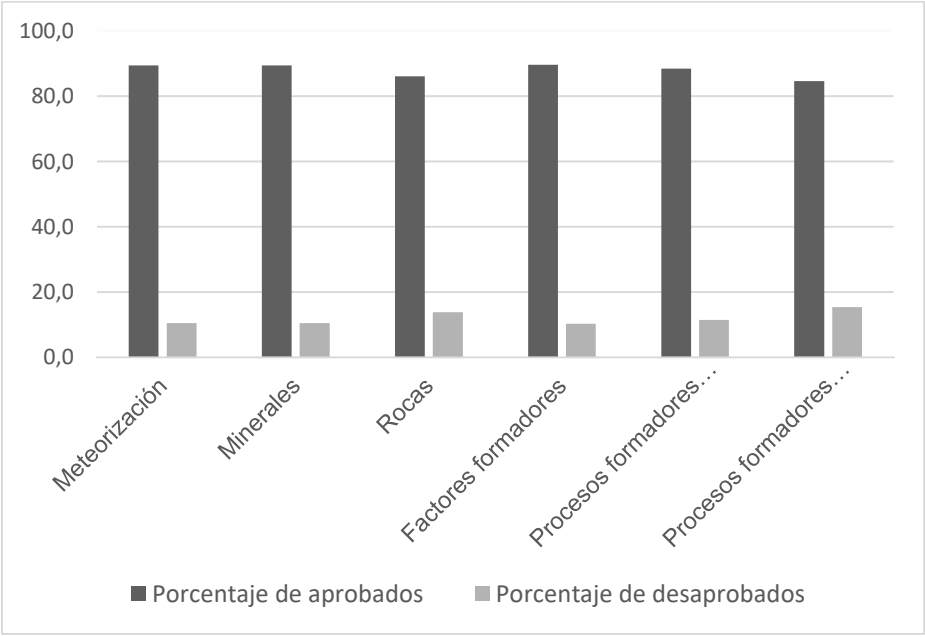


Figura 1. Relación entre la realización de los cuestionarios virtuales correspondientes a los contenidos evaluados en el primer parcial y el desempeño académico de los estudiantes.

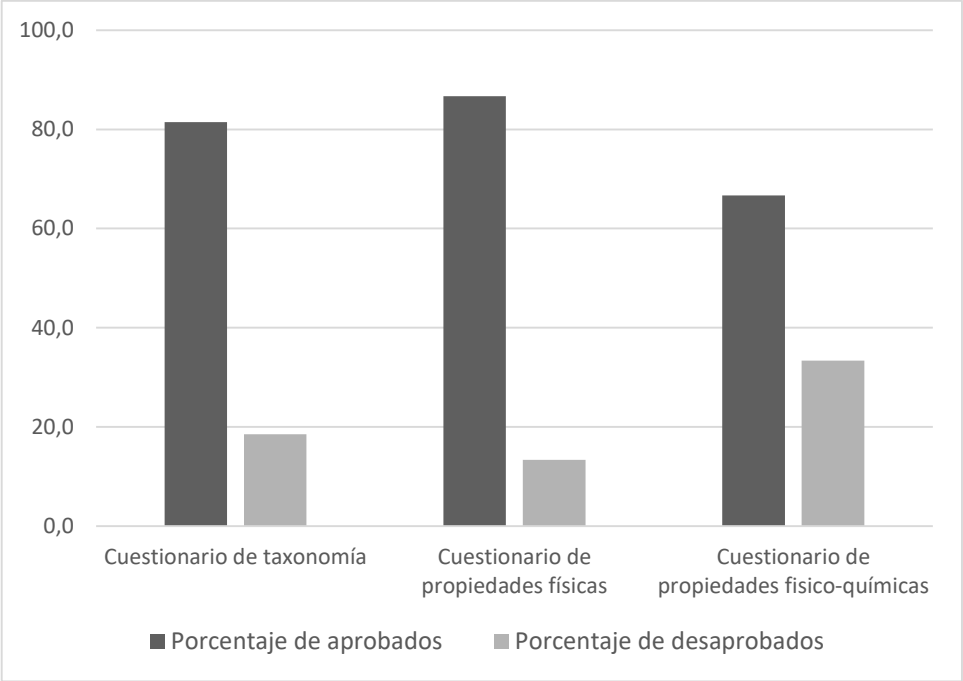


Figura 2. Relación entre la realización de los cuestionarios virtuales correspondientes a los contenidos evaluados en el segundo parcial y los resultados obtenidos por los estudiantes.

Estos resultados sugieren que la realización sistemática de cuestionarios virtuales contribuyó significativamente al desempeño académico. La retroalimentación inmediata proporcionada por la plataforma Moodle, junto con la posibilidad de repetir intentos, favoreció la consolidación progresiva de los saberes y permitió detectar oportunamente dificultades recurrentes. De acuerdo a Steiman (2008), necesitamos, desde la evaluación de seguimiento, detectar los errores para orientar a tiempo el proceso de aprender. Pero para que ello sea posible, es necesario poner a los alumnos/as en situaciones activas de aprender. Me refiero concretamente a la necesidad de ponerlos en situaciones de “hacer” algo, de hacer algo más que escuchar antes de los parciales y, desde la enseñanza, utilizar algunas formas de intervención diferenciadas para saber qué es lo que está pasando en el aula.

CONCLUSIONES

La implementación de cuestionarios virtuales en la plataforma Moodle durante el cursado 2025 de Edafología Agrícola, demostró ser una estrategia didáctica eficaz para fortalecer el aprendizaje y mejorar la comprensión de los contenidos teóricos y prácticos de la asignatura. Los análisis estadísticos muestran que los estudiantes lograron desempeños satisfactorios en la mayoría de las unidades temáticas, con mejores resultados en contenidos descriptivos y mayores dificultades en temas de integración conceptual como Taxonomía de suelos y, Propiedades físicas y físico-químicas del suelo.

El análisis del primer intento permitió identificar contenidos críticos en los que los estudiantes presentan mayores dificultades y requieren más del acompañamiento docente, mientras que la comparación entre el primer intento y el total de intentos evidenció que la práctica repetida y la retroalimentación inmediata favorecen una mejora importante del desempeño.

Asimismo, la relación positiva entre la realización de los cuestionarios y la aprobación de los parciales indica que estos instrumentos no solo cumplen una función diagnóstica, sino que además potencian la preparación para las evaluaciones parciales, aportando evidencia sólida sobre su valor formativo.

Finalmente, es relevante resaltar que la plataforma Moodle permitió trabajar con imágenes de perfiles de suelos, tablas con datos analíticos de laboratorio y otros recursos visuales de la

provincia de Salta y del Noroeste Argentino, lo cual enriqueció la experiencia de aprendizaje y permitió a los estudiantes interactuar de manera más profunda con los contenidos.

Se concluye que la implementación sistemática de cuestionarios en Moodle constituye una estrategia pertinente y efectiva para apoyar la trayectoria académica de los estudiantes en asignaturas donde se requiere una vinculación entre contenidos teóricos y prácticos. Se recomienda continuar ampliando el banco de preguntas, reforzar las unidades temáticas con mayores índices de dificultad y profundizar el análisis en cohortes futuras para evaluar el impacto sostenido de esta metodología.

BIBLIOGRAFÍA

Area Moreira, M. y Sanabria, A. (2014). La incorporación de Moodle en la docencia universitaria. Revista de Educación a Distancia (RED), 40, 1–23.

Cabero Almenara, J. y Llorente, M. C. (2015). Las TIC y la innovación docente. RIED. Revista Iberoamericana de Educación a Distancia, 18(2), 13–34.

Díaz Barriga, F. (2006). Estrategias docentes para un aprendizaje significativo. México: McGraw-Hill.

López Pastor, V. (2011). Evaluación formativa y compartida en educación superior. Profesorado, 15(1), 1–16.

Steiman, J. (2008). Más didáctica (en la educación superior). Ed. UNSAM – Miño y Dávila. Buenos Aires.

EXPERIENCIA DE INTEGRACIÓN DE TEMAS DESDE EL ANÁLISIS DE SUELO

Iturri, L. A.[1, 2*], Pérez, M. M.[2], Martínez Cazenave, V.[2], Beroisa, C. A.[3], Kloster, N. S.[2, 3]

[1] Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam);[2] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa; [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas.
* antonelaiturri@conicet.gov.ar

RESUMEN: El trabajo expone la posibilidad de integración de temas a partir de un análisis de suelo, que realizan los estudiantes de la asignatura Análisis Químico Agronómico correspondiente al segundo año de la Ingeniería Agronómica de la UNLPam. El objetivo fue visibilizar el análisis de suelo como una herramienta para la resolución de situaciones problema reales y complejas. Se muestra la evolución de la consigna de la actividad, como así también los criterios de presentación y evaluación, desde su implementación en 2022 hasta el año 2025. Las modificaciones incorporadas a partir de la experiencia se focalizan en los métodos de análisis, la reducción de instancias de evaluación y la mayor autonomía de los estudiantes al demandar la búsqueda de la situación problema a estudiar. El desarrollo de la actividad sirvió como herramienta de evaluación del trabajo de los estudiantes vinculando una asignatura agronómica básica a la actividad profesional.

PALABRAS CLAVE: Actividad integradora, Muestreo, Interpretación de resultados.

INTRODUCCIÓN

Este trabajo intenta mostrar la posibilidad de integración de temas a partir del análisis de suelo. Se corresponde con una actividad obligatoria, colaborativa, con fecha límite de entrega y evaluación, que realizan desde 2022 a 2025 los estudiantes de la asignatura Análisis Químico Agronómico (AQA), de la Ingeniería Agronómica de la UNLPam.
El objetivo de la actividad fue que los estudiantes realicen el análisis crítico, con su interpretación agronómica, de las características químicas de muestras de suelo de uso agropecuario en el marco de situaciones problema reales y complejas. También involucró un objetivo específico, vinculado a propiciar el trabajo en equipo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para resolver la actividad de integración, los estudiantes debían elaborar un informe técnico, utilizando lenguaje específico, y dando evidencias de los procedimientos y cálculos que respaldaran las conclusiones o recomendaciones que realizaran. Este informe era de presentación grupal, oral y pública. Los docentes acompañaron el desarrollo de la actividad durante todo el período que demandó su elaboración y presentación, a partir de espacios presenciales y virtuales destinados a tal fin.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La consigna de la actividad fue evolucionando desde su implementación en el año 2022 hasta el presente (2025). En principio la consigna proponía que los estudiantes realicen la resolución de una situación problema que involucraba la recolección de datos y/o cálculos de distintos parámetros analizados en la muestra de suelo, la presentación de resultados junto a valores de referencia y una breve discusión. Esto posibilitaría categorizar el suelo en estudio y realizar una interpretación agronómica a través de la búsqueda de valores de referencia en distintas fuentes bibliográficas. El grado de avance de la actividad se evaluó en dos instancias: parte 1, entrega de un informe técnico escrito, y parte 2) presentación

oral. Para ello se requirió de la utilización de lenguaje específico, y evidencias de los procedimientos y cálculos que respaldaran las conclusiones o recomendaciones que realizaran a la luz de la evidencia científica (Parra *et al.*, 2024). La tabla 1 muestra un extracto de la consigna usada en 2022.

Tabla 1. Consigna de la actividad, primera edición, 2022.

Caso de estudio: Entregan una muestra de suelo tomada de un lote ubicado en el norte de la Provincia de La Pampa, para su caracterización a los fines de elegir la mejor pastura a implantar.	
Parte 1	
Ejercicio 1	Indicar cómo se procedió en el muestreo y durante el transporte de la muestra.
Ejercicio 2	Indicar cómo se acondiciona y almacena la muestra hasta la realización de todos los análisis solicitados.
Ejercicio 3	Del análisis de la muestra se obtuvieron los siguientes datos o resultados. Realizar los cálculos que sean necesarios, expresando los resultados en las unidades correspondientes, y elaborar una tabla donde se informen los resultados de los análisis realizados sobre la muestra. Además, presentar la resolución de los cálculos que se efectuaron para llegar a esos resultados. • Humedad: Masa de suelo húmedo: 99,99 g Masa del vaso de precipitado: 50,02 g Masa del vaso + suelo seco: 144,15 g • pH: 9,0 • Conductividad eléctrica: 10,8 dS/m • Cloruros: Repeticiones: 3 (tres) Volumen de cada alícuota: 20 mL Concentración $AgNO_{3(ac)}$: 0,0155 mol/L Volumen $AgNO_{3(ac)}$ consumido en la valoración del blanco: 0,2 mL Volumen $AgNO_{3(ac)}$ consumido en valoración de las alícuotas: V1= 21,5 mL; V2 = 20,9 mL; V3= 30,2 mL • Nitrógeno orgánico y amoniacal: Repeticiones 2 (dos) Masa de suelo: m1= 0.501 g; m2= 0.499 g Concentración $HCl_{(ac)}$: 0,0103 mol/L Volumen $HCl_{(ac)}$ consumido en la valoración del blanco: 0,1 mL Volumen $HCl_{(ac)}$ consumido en valoración de las muestras: V1= 2,50 mL; V2= 2,71 mL
Parte 2	
Ejercicio 3, continuación	• pH potencial: 9,0 • pH hidrolítico: 9,7 • N-nitratos: Repeticiones: 1 (una) Masa de suelo: 50,10 g Volumen de solución extractiva: 250 mL Volumen de la alícuota: 4 mL Absorbancia de la muestra: 0,113 Ecuación de la recta de calibración: y = 0,0141 x (mg/L) + 0,0050 • Fósforo extractable: Repeticiones: 1 (una) Masa de suelo: 1,98 g Volumen de solución extractiva: 14 mL Volumen de la alícuota: 1 mL Volumen solución de desarrollo de color: 9 mL Absorbancia de la muestra: 0,190 Ecuación de la recta de calibración: y = 0,0615 x (mg/L) + 0,0002
Ejercicio 4	El objetivo del análisis es elegir la mejor pastura a implantar en el suelo analizado. Para ello, haciendo uso de valores de referencia, concluir en base a la comparación con los resultados alcanzados, si la muestra analizada es apta para dicho uso. Además, si corresponde, indicar si los análisis realizados fueron suficientes. Si no lo fueron, ¿cuál/es sugerirían incluir? ¿Eliminaría alguno de los análisis realizados?

Tras su evolución, en 2025 la consigna de la actividad se modificó de forma tal que los estudiantes realicen un análisis crítico de los métodos utilizados y de los resultados obtenidos en un caso de estudio relacionado con el análisis químico agronómico, a partir de trabajos publicados en revistas científicas o de divulgación. Las principales innovaciones incluyen el énfasis en los métodos de análisis, y no en los cálculos a realizar, ya que éstos son parte de la guía de ejercitación que los estudiantes realizan en el marco del desarrollo de la asignatura. Además, se redujeron las instancias de evaluación de dos a una, realizando sólo una presentación oral. Finalmente, propende a una mayor autonomía de los estudiantes, dado que deben seleccionar la situación problema a estudiar, lo cual los invita a hacer uso de buscadores científicos y repositorios institucionales. La Tabla 2 muestra un extracto de la consigna correspondiente a 2025.

Tabla 2. Consigna de la actividad, 2025.

Ejercicio 1.	**Seleccionar** un trabajo científico o de divulgación que incluya en su sección materiales y métodos/metodología/contenidos al 'análisis químico agronómico'*. A partir de la lectura del trabajo seleccionado Identificar el objetivo del estudio. * Para ello consultar en el aula virtual en "Links de interés", las fuentes sugeridas para realizar la selección del trabajo.
Ejercicio 2.	a) **Señalar** el procedimiento de muestreo, b) **Mencionar** el/los análisis químicos agronómicos realizados c) **Indicar** el/los métodos de análisis utilizados, realizando su clasificación de acuerdo con las bases teóricas brindadas en la asignatura.
Ejercicio 3.	**Identificar** y **extraer** los resultados obtenidos a partir del análisis químico agronómico. Para ello utilizar un formato de **Tabla** que identifique el/los analito/s en estudio y el resultado obtenido con sus respectivas unidades.
Ejercicio 4.	**Interpretar** los resultados obtenidos a partir de evidencia científica que señale los valores y/o concentraciones críticas para el/los analitos evaluados. Para ello utilizar el formato de **Tabla** elaborado en el Ejercicio 3, señalando el valor y/o concentración crítica frente al cual se realiza la interpretación*. * Para ello consultar en el aula virtual en "Links de interés", las fuentes sugeridas para realizar la interpretación de los resultados.
Ejercicio 5.	A partir de la **Tabla**, **elaborar** conclusiones obtenidas respecto a los analitos en estudio.

Desde su implementación se brindaron junto a la consigna de la actividad, los criterios de presentación. En principio la presentación consistió de un informe técnico parcial escrito (parte 1) y un informe completo escrito más exposición oral (parte 2). Mientras que, ya en el año 2025, la presentación se redujo a un informe completo en exposición oral. En la Tabla 3 se muestra como evolucionaron los criterios de presentación de acuerdo con la evolución de la consigna en el período 2022-2025.

Tabla 3. Criterios de presentación de la actividad para el año 2022 y 2025.

Criterios de presentación	
2022	**2025**
1. Carátula: en la cual debe indicar nombre y apellido de los integrantes del grupo y la consigna asignada. 2. Letra Arial 11, interlineado 1,5, márgenes normales. 3. La resolución de la parte 2 no deberá superar las 5 páginas de extensión de tamaño de papel A4. 4. Se debe informar al final de la actividad, la bibliografía consultada (libros, capítulos de libros, trabajos científicos o de divulgación, páginas web), de acuerdo con normas APA (ver instructivo en el aula virtual). 5. Una presentación en PowerPoint (o similar) a	La presentación debe realizarse en Power Point o similar e incluir nombre de los integrantes, el trabajo seleccionado y la resolución de los ejercicios. No deberá exceder los 5 minutos. Se debe informar al final de la presentación, la bibliografía consultada (libros, capítulos de libros, trabajos científicos o de divulgación, páginas web), de acuerdo con normas APA (ver instructivo en el aula virtual).

gusto de los estudiantes, que acompañe la presentación oral de la actividad, cuya exposición no deberá exceder los 5 minutos.

Desde su implementación en 2022 la presentación del informe de la actividad, tanto escrita como oral (en el primer período) como en exposición oral (a partir del año 2025) se evaluó de acuerdo con una rúbrica preestablecida. Esta permitía a los estudiantes conocer con claridad los criterios de evaluación, a efectos de realizar la mejor preparación posible para el momento de la presentación de la actividad, facilitando la retroalimentación docente-estudiante y estudiante-estudiante y la propia autoevaluación. En la Tabla 4 se muestra a modo de ejemplo la rúbrica utilizada en el año 2025.

Tabla 4. Rúbrica para la evaluación de la actividad, 2025.

Criterio	**Indicador**	**Estándares de desempeño (descriptores)**		
		Muy satisfactorio	**Satisfactorio**	**No Satisfactorio**
Indicación correcta del análisis físico químico.	Correcto procedimiento de muestreo, acondicionamiento, almacenamiento y técnicas de análisis.	El estudiante ha señalado el análisis físico químico con un procedimiento que se sustenta en marcos teóricos. Concretó entre el 80 y el 100 % de todo el procedimiento solicitado.	El estudiante ha señalado el análisis físico químico con un procedimiento que se sustenta parcialmente en marcos teóricos. Concretó entre 60 y 80 % el procedimiento solicitado.	El estudiante no ha procedido de manera correcta en la realización de la actividad solicitada, dado que el procedimiento señalado no se sustenta teóricamente. Inferior a 60 %.
Elaboración correcta de una Tabla de Resultados.	Identificación y extracción de los resultados correspondientes a la consigna solicitada.	El estudiante identifica entre el 80 y el 100 % de los resultados necesarios para la elaboración de una Tabla de Resultados.	El estudiante identifica entre el 60 y 80 % de los resultados para la elaboración de una Tabla de Resultados.	El estudiante no ha identificado los resultados correspondientes. Inferior a 60 %.
Investigación y toma de decisión.	Utilización de la bibliografía (por ejemplo, al menos 3 materiales)	El estudiante incorpora 3 autores para el proceso de investigación y toma de decisión. Recupera de ellos aportes y deja explícito de qué forma orientaron la toma de decisiones.	El estudiante realiza una selección de bibliografía con menos de 3 autores, la cual no son completamente integrados en su trabajo, y falta explicitar de qué forma orientaron la toma de decisiones.	La investigación y toma de decisiones no se vincula con la selección de bibliografía que realiza el estudiante.
Correcta	Identificación de la problemática y	El estudiante ha logrado definir el	El estudiante realiza una	El estudiante no ha logrado

fundamentación.	explicación de su importancia.	problema, su dimensión y límites, como también su impacto. Entre 80 y 100 %.	incompleta caracterización y fundamentación del problema Entre 60 y 80 %.	fundamentar correctamente. Inferior a 60 %.
Participación grupal	Trabajo colaborativo, sinérgico.	El estudiante ha logrado trabajar en equipo, aportando ideas y resolviendo los desafíos que se presentan en el trabajo colaborativo. Entre 80 y 100 %.	Participación parcial del estudiante en el trabajo colaborativo. Entre 60 y 80 %.	No se pudo resolver los desafíos que tiene el trabajo colaborativo y no hubo participación del estudiante con su equipo. Inferior a 60 %.
Correcta presentación	Utilización de un lenguaje apropiado. Clara exposición de la problemática. Explicación de la resolución del caso problema.	El estudiante ha presentado correctamente el trabajo solicitado, teniendo en cuenta la incorporación del lenguaje específico, la utilización de figuras, tablas y diagramas. Entre 80 y 100 %.	El estudiante presenta algunas dificultades de presentación, y en la utilización de figuras, tablas y diagramas. Entre 60 y 80 %.	El estudiante no presenta correctamente su producción y no logra cumplir con el objetivo esperado. Inferior a 60 %.

CONCLUSIONES

El desarrollo de una actividad de integración de temas de química y agronomía sobre la base del análisis químico de suelo, relacionado con situaciones problema reales, sirvió como herramienta de evaluación para el desarrollo del trabajo de los estudiantes vinculando una asignatura agronómica básica a la actividad profesional. Los estudiantes visualizaron al análisis de suelo como una herramienta potente para la resolución de situaciones problemáticas complejas. También, valorizaron la importancia de contar con parámetros cuantitativos comparables con valores de referencia y/o aparición frecuente para un tipo de suelos y/o manejo, que posibiliten tomar la mejor decisión posible.

BIBLIOGRAFÍA

Parra, B.J., Amín, M.S., Becerra, M.A., Chilano, y Degioanni, A. (2024). Evaluación continua y enseñanza basada en problemas en la enseñanza de la ciencia del suelo. En Actas XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Catamarca, Argentina.

Materiales de estudio de la asignatura Análisis Químico Agronómico, Facultad de Agronomía, UNLPam.

CROMOTECA DE SUELOS: HERRAMIENTA DIDÁCTICA PARA EXPLORAR Y ENSEÑAR DIVERSIDAD DE PROPIEDADES EDÁFICAS

Ovejero, A. M. de las N.[1*]

[1]Cátedra de Edafología, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. *aovejero@agro.uba.ar

RESUMEN: El color es una de las primeras características perceptibles del suelo, incluso para observadores sin formación específica en la materia. Sin embargo, interpretar y comunicar de manera clara qué información aportan esos rasgos no siempre resulta sencillo. Con el objetivo de desarrollar un recurso didáctico simple, estable, manipulable, trasladable, de bajo costo y fácilmente replicable, se diseñó una cromoteca de suelos basada en bloques estandarizados de suelo. Se seleccionaron treinta muestras de suelos de distintas regiones del país, abarcando un amplio rango de texturas y tonalidades, y se elaboraron tres réplicas por muestra. Cada suelo se tamizó y se mezcló con cola vinílica "A20" diluida al 50% en agua, tomando como referencia 80cm³ de suelo por 20mL de cola, con aumento de adhesivo en suelos expansibles. Los bloques se moldearon, secaron en estufa a 60 °C durante 24 horas con circulación de aire, se desmoldaron y se dejaron orear 48 horas adicionales. Cuando fue necesario, se humedeció levemente la superficie y se lijó con lija al agua fina para mejorar la terminación. Cada bloque se rotuló y se clasificó mediante comparación directa con la carta de Munsell, registrando el código correspondiente. La cromoteca resultante conforma un banco durable que puede organizarse por origen, ambiente o secuencia de perfil y utilizarse en aulas universitarias, escuelas y actividades con la comunidad. Las primeras experiencias de aplicación indican que los bloques facilitan la comparación sistemática del color, permiten vincularlo con contenidos como la materia orgánica, favorecen la participación activa y la discusión en grupo en contextos educativos y de extensión. El trabajo presenta el protocolo de elaboración y discute observaciones prácticas sobre el comportamiento de distintos materiales durante la confección de los bloques.

PALABRAS CLAVE: carta de Munsell, color del suelo, innovación pedagógica en edafología.

INTRODUCCIÓN

La vista es un sentido clave en la construcción de aprendizajes, porque permite integrar de manera rápida una gran cantidad de información a partir de contrastes, formas y colores. En este sentido, la percepción del color es una capacidad básica y muy temprana en el desarrollo humano, y permite identificar diferencias entre objetos aun en ausencia de conocimientos técnicos sobre ellos. En el contexto del aprendizaje, el uso intencional de códigos de color se ha asociado con una mejor organización de la información, un aumento de la atención y una mayor retención en memoria, al facilitar la formación de asociaciones visuales entre conceptos. (Dzulkifli y Mustafar, 2013).

En el caso del suelo, el color es una de las primeras características percibidas por cualquier observador, pero la traducción de esa impresión visual en un mensaje comprensible sobre las propiedades edáficas, requiere de herramientas que articulen tal observación con la interpretación y comunicación sencilla para públicos diversos, como estudiantes de distintos niveles, docentes, productores o vecinos. (Sirisathitkul y Sirisathitkul, 2025). Desde el punto de vista pedológico, el color del suelo es un descriptor básico de la morfología edáfica y se

vincula, entre otros factores, con el contenido de materia orgánica, la mineralogía o el régimen de humedad, lo que lo convierte en una puerta de entrada adecuada para introducir conceptos sobre formación, funcionamiento, manejo de los suelos, procesos físicoquímicos que actuan o su clasificación taxonómica (Baumann et al. 2016; Gómez Samus, 2021; Malone et al., 2018; Sirisathitkul y Sirisathitkul, 2025; USDA–NRCS, 2022; Soil Survey Staff, 2022). Para registrar y comunicar estos matices se emplea de manera estandarizada la carta de color de Munsell, que permite describir el color del suelo mediante notaciones de tono, valor y croma, y continúa siendo la referencia básica frente a la cual se desarrollan tanto herramientas digitales como propuestas didácticas innovadoras. (Nodi et al., 2023; Sirisathitkul y Sirisathitkul, 2025).

En la enseñanza, tanto en aulas universitarias como en escuelas y actividades con la comunidad, es habitual recurrir a fotografías de paisajes y perfiles, a agregados de suelo obtenidos en calicatas o a frascos de vidrio con suelo tamizado para ilustrar la variabilidad cromática. (Margenot et al., 2014). Sin embargo, estos recursos presentan limitaciones prácticas: los agregados suelen tener superficies irregulares, humedades variables y baja estabilidad estructural, lo que dificulta apoyarlos sobre la carta de Munsell sin que se desgranjen ni manchen sus láminas; en el caso de los frascos, el vidrio introduce reflejos y distorsiones que complican la apreciación de matices finos y la comparación sistemática entre muestras.

En paralelo, el desarrollo y uso de monolitos edafológicos ha demostrado el valor de conservar perfiles de suelo en soportes estables para ser utilizados como material de enseñanza y comunicación en museos, universidades y actividades de extensión. (Krzic et al., 2013, Taboada-Castro, 2022). Inspirada en este tipo de recursos, la cromoteca de suelos se propone como una colección de bloques compactos de suelo estandarizados en tamaño y forma, elaborados a partir de suelo tamizado y estabilizado con un aglutinante, que pueden manipularse con facilidad y compararse directamente con la carta de Munsell. Esta colección busca funcionar como un banco de referencia estable para actividades de enseñanza y divulgación, permitiendo que distintos públicos relacionen de manera inmediata el color observado con preguntas y explicaciones sobre las propiedades del suelo, con énfasis en el contenido de materia orgánica y la dinámica de los horizontes. (Sirisathitkul y Sirisathitkul, 2025)

A partir de estas consideraciones, se diseñó una cromoteca de suelos compuesta por una colección de bloques compactos elaborados a partir de muestras de distintas regiones del país. El presente trabajo describe el proceso de diseño y estandarización del protocolo de elaboración, discute observaciones prácticas sobre el comportamiento de distintos materiales durante la confección de los bloques y analiza el potencial de esta cromoteca como herramienta didáctica para explorar y enseñar diversidad de propiedades edáficas en contextos educativos formales y de extensión.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de suelos y preparación inicial

Se seleccionaron treinta muestras de suelo de distintas regiones del país con el propósito de abarcar un amplio rango de condiciones edáficas observables. Los criterios de elección incluyeron diversidad de texturas (desde materiales muy arenosos hasta suelos extremadamente arcillosos, incluyendo materiales con arcillas expansibles) y diversidad de tonalidades, incorporando suelos grisáceos, rojizos, amarillentos, muy oscuros, y materiales con presencia de conchillas, sales y cenizas volcánicas. Para cada muestra se confeccionaron tres bloques (réplicas), a fin de permitir su uso simultáneo en actividades didácticas y disponer de material de resguardo.

Las muestras se secaron al aire, se desmenuzaron manualmente para romper agregados grandes, se morterearon para disminuir el tamaño de agregados y se tamizaron hasta obtener un tamaño de partícula homogéneo, adecuado para la mezcla con el adhesivo y el llenado de moldes. Se trabajó con la fracción ≤ 2 mm, seleccionando el tamiz en función de criterios prácticos: lograr una superficie suficientemente homogénea para la comparación cromática, conservando rasgos visuales característicos del material.

Elaboración de los bloques de suelo

Como aglutinante se utilizó cola vinílica A20 extra, diluida al 50% (v/v) en agua. La proporción estándar de trabajo fue de 80 cm³ de suelo por 20 mL de cola diluida. El suelo tamizado se colocó en un mortero limpio, se agregó el volumen correspondiente de adhesivo y se mezcló con cuchara hasta obtener una pasta de consistencia plástica, sin exceso de líquido libre. En suelos con alto contenido de arcillas expansibles, la proporción estándar resultó insuficiente para obtener bloques compactos y sin fisuras. En estos casos se incrementó la dosis de adhesivo hasta aproximadamente tres veces la cantidad estándar, ajustando de manera empírica según el comportamiento de la mezcla y el tipo de arcilla predominante. En muestras provenientes de Vertisoles, cuando fue necesario, el material se humedeció hasta alcanzar consistencia plástica, se extendió sobre papel film formando una lámina de 3–5 mm de espesor, se dejó secar, y luego se mortereó y pasó por molinillo para homogeneizar antes de su mezcla con el adhesivo. Las mezclas suelo–adhesivo se colocaron en moldes de silicona con base cuadrada, de aproximadamente 4 cm de lado y 1,5 cm de altura, compactando suavemente y aplicando vibración leve para minimizar vacíos. Los bloques se secaron en estufa a 60 °C durante 24 horas con circulación de aire forzada. Finalizado este período, se desmoldaron y se dejaron orear 48 horas a temperatura ambiente hasta alcanzar estabilidad mecánica.

Terminación superficial, rotulado y clasificación cromática

En los bloques cuya superficie presentó irregularidades, poros o desprendimiento de partículas finas, se humedeció levemente la cara a trabajar y se lijó con lija al agua fina, retirando el material suelto con un pincel apenas húmedo. Esta operación permitió obtener superficies más homogéneas y visualmente estables para la comparación cromática.

Finalmente, para aumentar la resistencia a la manipulación, se pincelaron las caras laterales con cola diluida al 50%. La cara que quedó en el fondo del molde se dejó sin esta protección, para evitar alteraciones del color por sellado superficial. En términos generales, el agregado de cola puede oscurecer levemente el material o generar brillo si queda en exceso; cuando esto ocurrió, se corrigió pasando un pincel con agua.

Cada bloque se rotuló en una cara lateral con marcador indeleble, consignando un código interno de identificación y la información básica de procedencia y profundidad de muestreo. La clasificación cromática se realizó mediante comparación directa con la carta de Munsell para suelos, apoyando los bloques sobre la carta en condiciones de iluminación homogénea. Para cada bloque se registró la notación correspondiente (tono, valor y croma) asociada al código interno.

Organización de la cromoteca

Con los bloques estabilizados y clasificados se conformó la cromoteca de suelos. Los materiales se ordenaron en bandejas y soportes, explorando distintos criterios de organización:

a) por textura dominante,

b) por categoría cromática general (oscuros, rojizos, amarillos, grisáceos, presencia de conchillas),

c) por secuencia de profundidad dentro de un mismo perfil cuando se dispuso de muestras estratificadas.

Este ordenamiento flexible buscó facilitar la adaptación de la cromoteca a distintos objetivos didácticos, tanto en el aula como en actividades de extensión.

Criterios de estandarización del material didáctico

La cromoteca se diseñó para reducir fuentes de variación que dificultan la comparación cromática en contextos educativos. En particular, los bloques estandarizados permiten controlar (i) geometría y tamaño de la muestra expuesta, (ii) condición superficial (planitud y rugosidad), y (iii) estabilidad mecánica durante la manipulación y el apoyo sobre la carta de Munsell. A diferencia de agregados extraídos de calicata, que presentan superficies irregulares, humedades heterogéneas y tendencia al desgranamiento, y de frascos con suelo tamizado, donde el vidrio introduce reflejos y distorsiones, los bloques ofrecen una superficie comparativa más estable y reproducible. Para minimizar artefactos del adhesivo,

se evitó sellar la cara destinada a la lectura cromática y se corrigieron brillos superficiales cuando fue necesario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversidad de materiales y estabilidad de los bloques

La cromoteca integró bloques que representan una amplia diversidad de situaciones edáficas, en textura, apariencia superficial y color (Fig.1). En materiales muy arenosos se obtuvo buena terminación. En suelos de textura franca a franco-arcillosa, la proporción estándar resultó adecuada para lograr bloques compactos, estables y con superficies que requirieron poco o ningún lijado, mostrando con claridad contrastes de valor y croma al compararlos con Munsell. Los suelos con arcillas expansibles fueron los más desafiantes: con la proporción estándar se observaron fisuras, contracciones de los cubos y arqueamientos. El incremento de la cola mitigó estos problemas, aunque con secado más lento, lo que confirma la necesidad de ajustar el protocolo según el material y realizar pruebas previas.

Figura 1. Bloques estandarizados de suelo que integran la cromoteca, mostrando variación de colores y tonalidades.

Potencial didáctico de la cromoteca

Frente a agregados frescos de calicata, los bloques redujeron el desgranamiento y el ensuciamiento de la carta, y su forma facilitó el apoyo directo sobre los códigos, favoreciendo la comparación y la discusión grupal. En relación con frascos de vidrio con suelo suelto, los bloques evitaron reflejos del vidrio y resultaron más compactos y transportables, lo que optimiza el tiempo de observación en cursos numerosos.

La disponibilidad de bloques sólidos, normalizados y clasificables con la carta de Munsell abre distintas posibilidades de uso en la enseñanza de las ciencias del suelo. La cromoteca permite, por ejemplo, diseñar actividades centradas en:

- la identificación de patrones cromáticos asociados a materia orgánica, óxidos de hierro, carbonatos o condiciones de drenaje;
- la comparación entre bloques de una misma secuencia de perfil para discutir procesos formadores;
- la organización de los materiales según gradientes de humedad o de evolución del suelo representados indirectamente por el color.

Asimismo, el hecho de contar con múltiples réplicas de cada suelo facilita el trabajo en pequeños grupos, promoviendo la participación de todos los estudiantes y la discusión entre pares. La cromoteca puede integrarse, además, con otros recursos como fotografías de perfiles, monolitos edafológicos o muestras sueltas para completar el “relato didáctico” desde el paisaje hasta el detalle de cada horizonte.

En una primera experiencia de aplicación en la cursada de Edafología de carreras de grado de la Facultad de Agronomía (Universidad de Buenos Aires), la cromoteca mostró buena aceptación y alta capacidad de involucramiento. Los estudiantes manipularon los bloques con facilidad y realizaron comparaciones directas con la carta de Munsell (fig.2), ejercitando el registro de tono, valor y croma. En términos cualitativos, se observó curiosidad sostenida y participación activa: varios estudiantes bromearon con la semejanza de algunos bloques con “brownies”, lo que funcionó como disparador para discutir diferencias de textura, acabado superficial y tonalidad, y facilitó el intercambio entre pares durante la actividad. También fue disparador de juegos didácticos en las redes sociales oficiales de la cátedra.
Aunque el presente trabajo se focaliza en la descripción del protocolo y en las observaciones prácticas de elaboración, la experiencia sugiere que la cromoteca constituye una base sólida para futuras actividades de evaluación sistemática del impacto en el aprendizaje, por ejemplo mediante encuestas a estudiantes, ejercicios de clasificación comparados con prácticas tradicionales o actividades de extensión con diferentes públicos.

Figura 2. Comparación del color de los bloques de suelo mediante apoyo directo sobre la carta de Munsell.

CONCLUSIONES

La elaboración de una cromoteca de suelos a partir de bloques compactos demostró ser una alternativa simple, de bajo costo y técnicamente viable para disponer de un banco estable de materiales edáficos con fines didácticos. El protocolo propuesto, basado en la mezcla de suelo tamizado con cola vinílica diluida y el secado controlado en estufa, permitió obtener bloques mecánicamente resistentes y visualmente homogéneos en una amplia diversidad de suelos.
Los ajustes necesarios en la proporción de adhesivo, especialmente en suelos con arcillas expansibles, ponen de manifiesto la importancia de considerar las propiedades de cada material al momento de aplicar el protocolo, pero no constituyen una limitación para su replicación en otras cátedras o instituciones. La cromoteca resultante ofrece ventajas claras respecto de recursos didácticos habituales, como agregados frescos o frascos con suelo suelto, al facilitar la manipulación, la comparación directa con la carta de Munsell y la organización del material en función de distintos criterios (origen, ambiente, perfil, tonalidad).
En conjunto, la experiencia indica que la cromoteca de suelos constituye una herramienta prometedora para explorar y enseñar diversidad de propiedades edáficas en la formación universitaria, y abre la puerta al diseño de actividades específicas de enseñanza y evaluación que permitan cuantificar su aporte al aprendizaje de los estudiantes. La prueba en aula en la cursada de Edafología de grado (FAUBA–UBA) mostró que los bloques favorecen la participación y facilitan el ejercicio práctico de identificación del color con la carta de Munsell, reduciendo problemas de manipulación y permitiendo discusiones

colectivas más fluidas. Futuros trabajos podrán complementar estas observaciones con evaluaciones sistemáticas del aprendizaje mediante instrumentos cuantitativos.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Dr. Diego J. Cosentino, profesor a cargo de la Cátedra de Edafología (FAUBA–UBA) y director del proyecto de extensión “Monolitos edafológicos: una herramienta pedagógica para la enseñanza de la ciencia del suelo”, y al equipo de la Cátedra, por el aporte de materiales y el apoyo brindado.

BIBLIOGRAFÍA

Baumann, K., Schöning, I., Schrumpf, M., Ellerbrock, R. H., y Leinweber, P. (2016). Rapid assessment of soil organic matter: Soil color analysis and Fourier transform infrared spectroscopy. Geoderma, 278, 49–57. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.012

Dzulkifli, M. A., y Mustafar, M. F. (2013). The influence of colour on memory performance: A review. Malaysian Journal of Medical Sciences, 20(2), 3–9.

Gómez Samus, M. L., Comerio, M. A., Montes, M. L., Boff, L. D., Löffler, J., Mercader, R. C., y Bidegain, J. C. (2021). The origin of gley colors in hydromorphic vertisols: The study case of the coastal plain of the Río de la Plata estuary. Environmental Earth Sciences, 80, 105. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s12665-021-09391-2

Krzic, M., Strivelli, R. A., Holmes, E., Grand, S., Dyanatkar, S., Lavkulich, L. M., y Crowley, C. (2013). Virtual soil monoliths: Blending traditional and web-based educational approaches. Natural Sciences Education, 42(1), 1–8. Disponible en: https://doi.org/10.4195/nse.2012.0014

Malone, B. P., McBratney, A. B., y Minasny, B. (2018). Description and spatial inference of soil drainage using matrix soil colours in the Lower Hunter Valley, New South Wales, Australia. PeerJ, 6, e4659. Disponible en: https://doi.org/10.7717/peerj.4659

Margenot, A. J., Alldritt, K., Southard, S., y O’Geen, A. (2016). Integrating soil science into primary school curricula: Students promote soil science education with Dig It! The Secrets of Soil. Soil Science Society of America Journal, 80(4), 831–838.

Nodi, S. S., Paul, M., Robinson, N., Wang, L., y Rehman, S. U. (2023). Determination of Munsell soil colour using smartphones. Sensors, 23(6), 3181.

Sirisathitkul, Y., & Sirisathitkul, C. (2025). Decoding soil color: Origins, influences, and methods of analysis. Soil Systems, 7(3), 58. Disponible en: https://doi.org/10.3390/soilsystems7030058

Soil Survey Staff. 2022. Keys to Soil Taxonomy. 13th ed. USDA–Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. Disponible en: https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and- instructions/keys-to-soil-taxonomy

Taboada-Castro, M. M., Lafuente, F., Getino-Álvarez, M., Martín-Sanz, R. C., y Turrión, M. B. (2022). Monolitos edafológicos: Una herramienta útil para dar a conocer el suelo más allá del ámbito universitario. Revista de Ciências Agrárias, 45(4), 708–711.

United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. (2022). The color of soil factsheet. USDA–NRCS. Disponible en: https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022- 11/color-of-soil.pdf

PROPUESTA DE RECURSOS DIDÁCTICOS RENOVADOS PARA FAVORECER AL CONOCIMIENTO DEL SUELO EN NUEVAS CARRERAS

Ringuelet, A.[1*]

[1]Universidad Nacional de Córdoba. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Cátedra de Edafología. Córdoba, Argentina, [*]aringuel@agro.unc.edu.ar

RESUMEN: Existe una cantidad creciente de estudiantes y técnicos de nuevas carreras relacionadas con el uso del suelo, el cultivo de plantas, las áreas verdes y el ambiente. También hay muchos ciudadanos y campesinos sin formación académica que trabajan con este recurso. Ante esta realidad se formuló la siguiente pregunta ¿existe material escrito acorde a los nuevos paradigmas de educación formal y no formal, de carácter práctico e integrador? Un relevamiento realizado en bibliotecas de facultades de agronomía, editoriales públicas y privadas y librerías del rubro dio como resultado que abunda la bibliografía sobre suelos, pero está dirigida fundamentalmente a profesionales del agro y a especialistas. Además, sus canales de difusión y comercialización son limitados. Atendiendo la necesidad de recurso escrito con un enfoque renovado se diseñó un libro que aborda la observación, el conocimiento y el diagnóstico de los suelos y otros medios de cultivo (sustratos y compost), de una manera práctica, didáctica y con metodologías sencillas.

PALABRAS CLAVE: enseñanza del suelo, sustratos, compostaje.

INTRODUCCIÓN

No se puede cuidar lo que no se conoce. Para abordar el conocimiento de una materia en estudio, el suelo, hay que saber cómo observarlo, cómo evaluarlo y cómo calificarlo. Su adecuado conocimiento favorece el correcto diagnóstico y uso del mismo. El estudio del suelo ha estado estrechamente relacionado a las carreras agropecuarias tradicionales. El interés por estas diciplinas fue descendiendo en el presente siglo. En la República Argentina, la inscripción a las carreras de agronomía disminuyó alrededor de un 40 % entre 2004 y 2019 (Benech Arnold 2024), explicada principalmente por la merma de estudiantes provenientes de grandes centros urbanos. Paralelamente, en los últimos años se ha incrementado la oferta de capacitaciones de pregrado y de grado, que tienen contenidos en suelos y medios de cultivo. Se trata de tecnicaturas, licenciaturas, cursos, talleres y escuelas de oficios en áreas verdes, jardinería, horticultura, cultivos orgánicos y bajo cubierta, paisajismo y techos verdes, entre otras temáticas afines. Este fenómeno responde a diferentes factores, entre los que se pueden mencionar los siguientes: 1- nueva revalorización cultural del campo, un "*deseo de ruralidad*" (Millán-Otero 2023), relacionado con la llamada *"migración por amenidades*" (Moss 2006); 2- necesidad creciente de "lo natural" en los centros urbanos, lo que se traduce en la revalorización de los espacios verdes, el auge las huertas familiares, el reciclado de los desechos orgánicos y el uso de techos verdes entre otras acciones. En la FAUBA, en el año 2014, se registraron 923 inscriptos en las Tecnicaturas de Jardinería, de Floricultura y de Producción Vegetal Orgánica (Vugman 2024). En la FCA-UNC, en el año 2013 se inicia la Tecnicatura en Jardinería y Floricultura, TUFyF (actualmente Licenciatura en Diseño de Paisajes) con una inscripción de 51 estudiantes (datos propios recabados de la Dirección del Área de Enseñanza de la FCA-UNC). Además, la protección del ambiente pasó a ser un componente de la urbanidad y también de la ruralidad que se refleja en el surgimiento de nuevas carreras relacionadas con estos temas. En el año 2003 se creó la carrera de Ciencias

Ambientales en la FAUBA (Facultad de Agronomía de la UBA), y en el año 2014 se creó la carrera de Ingeniería Ambiental en la UNC.
La educación formal en la enseñanza de estas disciplinas técnicas “nuevas”, relacionadas con el ambiente y el paisaje, con otros protagonistas, otros perfiles de egresados y profesionales, otros intereses y otros paradigmas de enseñanza, plantea al docente el desafío de integrar teoría y práctica, aula y campo (Camilloni *et al.* 2013). En este ámbito se encuentra la ciencia y la tecnología aplicada al suelo, sustratos, abonos, enmiendas y compost (Cosentino, 2013). La FAO resalta la importancia de la educación en estas áreas. La Ciencia del Suelo es una disciplina única relacionada con un material complejo que forma parte de muchos sistemas naturales y utilitarios (Damien *et al*. 2011), lo cual plantea desafíos en el desarrollo de metodologías y estrategias de enseñanza-aprendizaje para integrar conocimientos y habilidades. Para lograr estos fines, un adecuado material escrito de apoyo, de carácter práctico, es fundamental. A este universo de nuevos demandantes, habría que agregar a las escuelas de nivel medio con formación en producción agropecuaria, que representa entre el 1 y el 2 % de los egresados en la República Argentina (Plencovich, 2024). Otros demandantes son quienes no tienen la posibilidad o interés de una educación formal pero que trabajan en el territorio, en la agricultura familiar, e inclusive el gran público, personas que algún momento de su vida se interesan por el suelo y trabajan con él, con las plantas, en huertas y áreas verdes, sea de una manera aficionada o con fines comerciales.
En este contexto y para este universo diverso que necesita conocer sobre el recurso suelo y medios de cultivo, surgieron las siguientes preguntas: ¿existe material disponible sobre la temática?, ¿existe literatura que pueda abordar el técnico no especializado en suelos?, ¿cuánto del mismo está dirigido a los estudiantes y profesionales de las nuevas formaciones?; si lo hubiere, ¿qué nivel de aplicación práctica tiene para el ciudadano que no tiene formación técnico-científica de grado?, ¿es útil para hacer un buen uso de este recurso?

Se partió de la hipótesis que existe poco material escrito que favorezca el correcto uso del recurso suelo y que sea útil para las nuevas carreras relacionadas con el cultivo de plantas y áreas verdes. De comprobarse la misma se planteó como objetivo la creación de material escrito que abordara de forma comparativa el estudio del suelo y de otros medios de crecimiento vegetal, con metodologías sencillas para su observación y diagnóstico de manera práctica y con rigor científico.

MATERIALES Y MÉTODOS

El enfoque metodológico utilizado fue predominantemente cualitativo, diacrónico y sincrónico. Para ello se utilizó una estrategia de triangulación de datos, de fuentes, de investigaciones y de bibliografía con base en la revisión del estado del arte sobre la temática, el análisis de datos de fuentes de información primaria, y secundaria. Se analizó la oferta bibliográfica sobre suelos y otros medios de cultivo (sustratos y compost), disponible en plataformas digitales, en bibliotecas de facultades de agronomía, editoriales y librerías especializadas en agronomía, ambiente y biología. También se realizaron algunas entrevistas a actores clave, colegas especializados en la materia.
Se empleó la técnica de observación participante y no participante a partir de la experiencia docente del autor en diferentes niveles educativos sobre la temática en estudio, y en particular la del espacio curricular Suelos y Sustratos de la TUFyJ-FCA. En el año 2014 se elaboró material didáctico específico para los alumnos, y en el año 2017 surgió la idea de sistematizar el mismo en un manual. En el año 2018 se realizó un relevamiento exploratorio sobre el material práctico disponible relacionado a suelos y sustratos para estudiantes, docentes y técnicos. Ante la evidencia de la escasa oferta se proyectó la elaboración de un libro que reuniera y relacionara la temática de suelos, sustratos y compost de manera práctica, y con fines diagnósticos. En el año 2025, a los efectos de desarrollar el presente trabajo, se realizó un relevamiento sistematizado y detallado sobre la existencia de material escrito disponible en la temática de suelos y medios de cultivo, en bibliotecas de unidades académicas, editoriales y comercios dedicados al rubro agropecuario y afines.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se observa que hay numerosa y variada bibliografía disponible sobre suelos. La gran mayoría es de carácter técnico, dirigida a profesionales del agro y a especialistas, y en su casi totalidad está orientada a suelos rurales y a cultivos de cosecha. Hay abundante cartografía disponible y textos de manejo y conservación de suelos. Los tratados sobre edafología orientados a estudiantes de ciencias agropecuarias (destacado en gris) representa el 5-6 % de la oferta en las dos bibliotecas analizadas y la editorial FAUBA. De estos títulos, casi la mitad son ediciones de más de 25 años, y solamente uno es de carácter práctico y didáctico, orientado a estudiantes y docentes de las ciencias del suelo. Hay 13 textos sobre enmiendas orgánicas, compost-lombricompost en las ocho fuentes analizadas y ninguno sobre sustratos. Solamente hay dos títulos sobre hidroponía, en una librería comercial. Ningún libro trata sobre los diferentes medios de cultivo (suelos, sustratos y otros) en forma conjunta y con métodos de análisis sencillos que permitan diagnósticos de calidad de los recursos.

La falta de textos sobre sustratos muestra que no se le da importancia a su correcta evaluación, selección y manejo. Respecto al compostaje, tampoco abunda el material escrito. Si bien su uso como enmienda se está extendiendo, su utilización como sustrato es aún incipiente, a pesar de haberse obtenido resultados promisorios en experimentaciones recientes (Ringuelet y Koristchoner 2023). La mayoría del material disponible consiste en manuales, guías y cuadernillos sobre algunos aspectos del compostaje, especialmente dirigidos a pequeña o mediana escala. Hay falta de material de compost que lo relacione con suelos y con el mundo de los sustratos.

La AACS dispone de un catálogo online. Algunas son de descarga gratuita. Entre las propias se pueden destacar cuatro libros para niños y adolescentes. Entre las ajenas se destacan dos publicaciones de la FAO. Esta organización tiene un portal de publicaciones (FAO, 2025) en el que figuran libros, boletines técnicos y otros materiales didácticos, relacionados con el suelo, a los que se pueden acceder de manera gratuita.

El gran público conoce poco de suelo, a pesar de que todos vivimos sobre él. Suele ser invisibilizado en profundidad, y solamente atendemos a la interfase suelo-atmósfera. Por ello es fundamental desarrollar estrategias de educación en el entorno natural que promuevan la conciencia y sensibilidad del ambiente y la comprensión de las relaciones presentes entre el medio, sus problemas y la humanidad (UNESCO 1975). Es importante el trabajar en temas de educación y conciencia pública del suelo y el cuidado del ambiente desde la niñez, planteando problemáticas y posibles soluciones para fomentar ciudadanos proactivos, comprometidos y con valores, siendo mediadores y facilitadores, dentro de este proceso, tanto los docentes como los padres (Fernández *et al*. 2024). Existen materiales didácticos digitales, dirigidos para niños y jóvenes, algunos con juegos, dibujos y otros recursos didácticos, que explican sobre el suelo (ej. material de FAO y de Asociaciones Civiles como la AACS). Algunos dirigidos a jóvenes (escolaridad nivel medio). Pero una cosa es el material didáctico dirigido a ciudadanos en formación, y otra cosa diferente es el material técnico-práctico dirigido a adultos interesados y con motivación para su utilización como herramienta de conocimiento directo y diagnóstico de los recursos (suelos, sustratos, compost)

Otro inconveniente que se evidenció en el relevamiento de campo es la limitación de los canales de difusión de las principales editoriales del rubro (INTA, FAUBA, AACS). Su principal vía de ventas es online y envíos por encomienda. Hay mucho público, el no especializado, que está fuera del ámbito académico, científico o agronómico que no accede a este material porque ni siquiera conoce su existencia. Se considera fundamental que haya material impreso y disponible en librerías y ferias para poder conocerlo y acceder a él. A su vez, esta visibilización sirve como atractor y motivador.

Tabla 1. Libros que tratan sobre el suelo y otros medios de cultivo. Listado por temas, detallando la cantidad existente en diferentes ámbitos especializados. Se incluyen bibliotecas de dos facultades públicas de agronomía, dos editoriales de instituciones públicas, una editorial de una asociación civil (AACS), dos editoriales privadas y una librería con venta a la calle (Córdoba). Para los textos editados (excluidas actas de congresos y tesis) se acompaña el porcentaje de cada tema respecto al total por institución, editorial o comercio.

	Biblioteca FCA-UNC	Biblioteca FAUBA	Editorial INTA	Editorial FAUBA	Editorial A.A.C.S (propios)	Editorial Privada 1[(1)]	Editorial Privada 2	Librería con temática agropecuaria y afines
	Cantidad y **%**							
Cartografía y regiones	82 30,1	60 35,3	4 23,5	-	2 11,7	-	-	-
Conservación y Manejo	48 17,6	23 13,5	1 5,9	5 31,2	2 11,7	3 30	-	-
Química, fertilizantes y fertilización	17 6,2	11 6,5	3 17,6	5 31,2	3 17,6	2 20	2 33	1 12,5
Riego, hidrología, suelos anegados	16 5,9	10 5,9	2 11,6	-	-	-	2 33	1 12,5
Textos de Edafología	17 6,2	9 5,3	-	1 6,2	-	-	-	-
Amiente y Geomorfología	13 4,8	7 5,1	2 11,8	-	1 6	-	-	-
Técnicos específicos	10 3,7	9 5,3	1 5,6	-	-	-	-	1 12,5
Fertilidad física. Física de suelos	10 3,7	7 4,1	1 5,6	1 6,2	1 6	-	-	-
Taxonomía	9 3,3	9 5,3	-	-	-	-	-	-
Salinos y sódicos	6 2,2	7 4,1	1 5,6	-	-	2 20	-	-
Relación suelo-planta	11 4,0	2 1,2	-	-	-	-	-	-
Técnicas de campo y laboratorio. Muestreo y descripción	7 2,6	4 2,3	-	-	1 6	-	-	-
Enmiendas orgánicas compost-lombricompost	6 2,2	1 0,6	-	-	-	2 20	2 33	2 25
Topografía	5 1,8	2 1,2	-	1 6,2	-	-	-	-
Génesis	5 1,8	2 1,2	-	-	2 11,7	-	-	-
Materia orgánica	1 0,4	3 1,8	-	-	1 6	1 10	-	-
Biología	1 0,4	1 0,6	2 11,8	1 6,2				
Textos cátedra	3 1,1	-	-	-	-	-	-	-
Agroecología y agroecosistemas	2 0,7	1 0.6	-	2 11,5	-	-	-	1 12,5
Niños y adolescentes	-	-	-	-	4 23,5	-	-	-
Científicos específicos	3 1,1	-	-	-	-	-	-	-
Glosarios	-	2 1.2	-	-	-	-	-	-
Hidroponía	-	-	-	-		-	-	2 25

Sustratos	-	-	-	-		-	-	-
TOTAL Textos editados	**272**	**170**	**17**	**16**	**17**	**10**	**6**	**8**
Sub-Total Textos editados 1990-2025	**100**	**57**	**17**	**16**	**17**	**10**	**6**	**8**
Actas congresos	12	13	-	-	-	-	-	-
Tesis grado	-	242	-	-	-	-	-	-
Tesis posgrado	42	47	-	-	-	-	-	-
Sub Total de Tesis 1990-2025	40	152	-	-	-	-	-	-
TOTAL (textos + congresos + tesis)	**326**	**472**	**17**	**16**	**17**	**10**	**6**	**8**

(1) Además de títulos propios también es distribuidora de textos de Editorial INTA y de Editorial FAUBA. En el listado se consideran solamente los títulos propios.

En función de los antecedentes y análisis expuestos se decidió diseñar y escribir un libro en soporte papel, que tenga canales de distribución en librerías comerciales y que, a su vez pueda estar disponible en bibliotecas. Si bien el proyecto tiene varios años, recién se formalizó el proceso de edición y publicación en agosto de 2024. El mismo fue especialmente pensado para ser utilizado por jardineros, floricultores y viveristas; para estudiantes, profesionales, técnicos, y aficionados en jardines, diseño de paisajes y agricultura familiar. La mayoría de los temas tratados también son de utilidad para estudiantes y profesionales de la agronomía. El mayor aporte de la obra es tratar los tres temas, suelo, sustratos y compost, de forma individual, pero con un criterio comparativo e iterrelacionado. Estos medios de crecimiento vegetal poseen algunas características similares y otras diferentes; algunas complementarias y otras antagónicas. Los suelos son el medio natural de crecimiento de las plantas en parques y jardines, pero la mayoría de ellas fueron criadas dentro de contenedores (viveros) en condiciones mejoradas utilizando sustratos. El compost es uno de ellos y, si bien no es el único, es el más sustentable y con buenas propiedades. Además, es una excelente enmienda para mejorar las características físicas de los suelos, las biológicas y, en algunos casos, también las químicas. Se hace especial énfasis en el análisis y el conocimiento físico de los suelos, de los sustratos y de los compost. Para ello se acompaña y complementa el tratamiento de cada tema con fotos, imágenes, tablas y técnicas cualitativas y cuantitativas, sencillas y confiables.

El libro tiene cinco secciones: **1-Suelos, 2-Sustratos, 3-Compost, Compostaje y Lombricompostaje, 4-Hidroponía y 5-Parámetros de calidad y normativa.** Comienza con **Suelos** porque es el medio de crecimiento natural del que disponen los vegetales en el planeta. Continúa con **Sustratos** porque son las alternativas que fue encontrando el cultivador y el criador de plantas para disponer de mayor espacio poroso en el crecimiento de las raíces en condiciones exigentes. Prosigue con el tema **Compost** porque se es la mejor alternativa sustentable como sustrato y como mejorador de los suelos. La sección de **Hidroponía** completa el panorama de medios de cultivo, siendo el más intensivo y tecnificado. Se presentan los diferentes temas de forma simple y rigurosa. El objetivo general es favorecer el cuidado de los recursos y del ambiente, fundamentalmente el suelo, pero también del agua y de otros materiales no renovables utilizados como sustratos. Se propicia la generación y el uso del compost que recicla residuos orgánicos y genera un producto de valor para mejorar los suelos y producir plantas vigorosas. Su mayor empleo como sustrato permite reemplazar el uso de otros de muy lenta reposición, como el mismo suelo, las turbas de climas fríos y el mantillo de bosque. También se promueve el cultivo y el uso de especies nativas, con fines ornamentales, paisajísticos, de preservación y restauración de suelos. Estas especies están adaptadas y requieren menor utilización de recursos para su cuidado (humanos, hídricos, de fertilizantes y de pesticidas). Se plantean algunas situaciones problemáticas para resolver con técnicas de campo-gabinete o mediante cálculos. La enseñanza basada en problemas es una metodología que le da significado y relevancia a lo aprendido, a la vez que favorece el compromiso y motivación de los estudiantes (Krzic *et al.,* 2020) e integra la teoría con la práctica (Sokolowski *et al*., 2014). Se buscó que el libro tuviera muchos contenidos

procedimentales, protocolos de técnicas y prácticas de determinación, cálculos específicos, y experiencias sensoriales como son la textura al tacto, la determinación de color y todos los aspectos de la descripción morfológica del perfil, en el caso de los suelos, o el tamizado para determinar la granulometría e índice de grosor para el caso de los sustratos y compost. Se consideró fundamental el aprender haciendo y darle un sentido desde la perspectiva del maestro-aprendiz (Gardner, 2018), ocupando el texto en este caso (objeto) el rol de docente (sujeto) para comprender el saber hacer. Las técnicas propuestas proponen involucrar al usuario del libro en un compromiso activo (Dehaene, 2019) que lo predispongan hacia un aprendizaje experiencial en el territorio, fácil de desarrollar y replicar. Respecto a la bibliografía empleada y citada, es abundante, actualizada y variada, lo cual permite profundizar sobre cada tema tratado

CONCLUSIONES

El relevamiento bibliográfico confirmó la hipótesis de la escasa oferta de material escrito para evaluar suelos y otros medios de cultivo con sustento científico y de aplicación práctica. En respuesta a esta necesidad demandada por nuevas carreras y público no especializado, se elaboró un libro que, desde una abordaje didáctico e integral, orienta al lector para realizar diagnósticos de la calidad y aptitud de los diferentes medios de crecimiento vegetal.

BIBLIOGRAFÍA

Benech Arnold R. L. (2024). Los desafíos de la educación superior agropecuaria: el caso de la ingeniería agronómica. En 200 años de Educación Agropecuaria en la Argentina (1823-2023) 1a ed. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Editorial Facultad de Agronomía. p 412.

Dehaene, S. (2019). ¿Cómo aprendemos? Buenos Aires. Siglo XXI eds.

FAO (2025). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Portal de conocimiento. (https://openknowledge.fao.org/search?spc.page=4&query=suelos)

Fernandez, G. S., Diez Yarade, L. G. y Zankar, G. del C. (2024). Cuentos para niños y adolescentes como medio de concientización de la importancia del suelo para la vida. Actas XXIX Congreso Argentino de la ciencia del Suelo (AACS). Catamarca 21 al 24 mayo 2024.

Gardner, H. (2018). Inteligencias múltiples: la teoría en la práctica. Buenos Aires. Paidós.

Krzic, M., Brown, S. y Bomke, A. A. (2020). Combining problem-based learning and team-based learning in a sustainable soil management course. Natural Sciences Education, 49(1), e20008. https://doi.org/10.1002/nse2.20008

Millán-Otero, K. L. y Torrejón Cardona, E. Y. (2023). Migración por amenidades en la ruralidad de América Latina. Migraciones internacionales, 14.

Moss, L. A. (2006). The amenity migrants: Ecological challenge to contemporary Shangri-La. En L. A. Moss (Ed.), The amenity migrants: Seeking and sustaining mountains and their cultures (pp. 3-25). CABI North American Office.

Plencovich, M. C. ed. (2024). 200 años de Educación Agropecuaria en la Argentina (1823-2023) 1a ed. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Editorial Facultad de Agronomía.

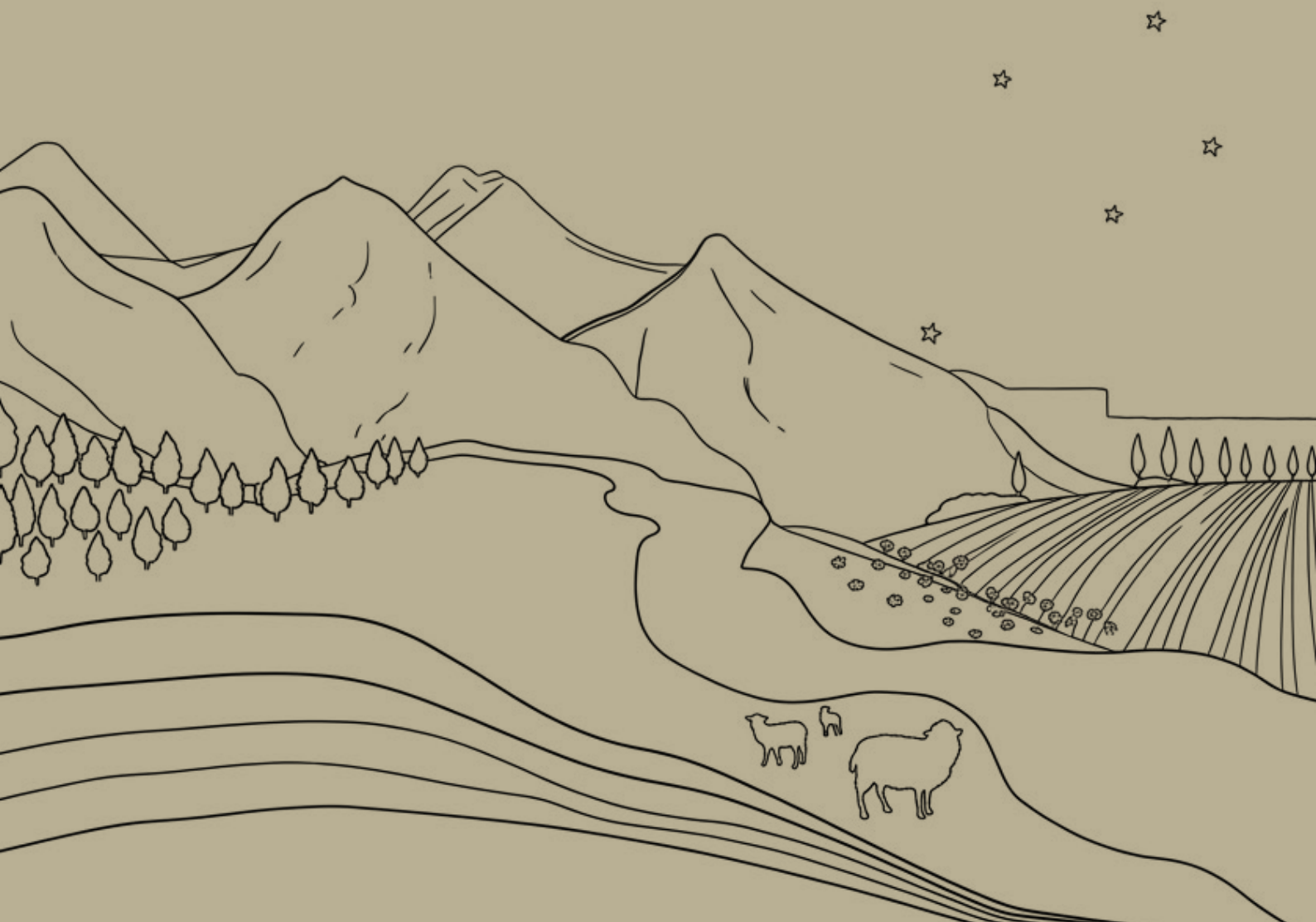
Ringuelet A. y Koristchoner J. (2023). Evaluación de calidad de un compost domiciliario y su efecto en la multiplicación y crecimiento inicial de lechuga (Lactuca sativa L.). Horticultura Argentina 42(107): 46-62. http://id.caicyt.gov.ar/ark:/s18519342/gdtlej4uq

Sokolowski, A. C., Barrios, M., Borato, M., Debelis, S., De Grazia, J. y Rodríguez, H. (2014). Enseñanza de la ciencia del suelo a través de la práctica, el aprendizaje basado en problemas, el trabajo grupal y el aprendizaje con mirada holística. Revista de Divulgación Técnica Agropecuaria, Agroindustrial y Agroambiental. Facultad de Ciencias Agrarias. UNLZ, 1(3).

UNESCO (1975). Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Informe final: Seminario Internacional de Educación Ambiental, Belgrado 13 al 22 de octubre de 1975. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000038550_spa.

Vugman L. (2024). Los estudios agrarios, nuevas ruralidades y motivaciones de estudiantes de las tecnicaturas universitarias, en 200 años de Educación Agropecuaria en la Argentina (1823-2023) 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Editorial Facultad de Agronomía. p 68.

CAPÍTULO 5
RESÚMENES SIMPLES



RESÚMENES

ÁREA TEMÁTICA 1: Física, Química y Físico-Química de los Suelos

1441

¿QUÉ MÉTODOS DE ANÁLISIS SON APROPIADOS PARA HORIZONTES ORGÁNICOS?

Alonso, M. V.[1, 2*], Rago, M. M.[1, 3], Urretavizcaya, M. F.[1, 2, 3]

[1] Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP); [2] Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB); [3] Comisión Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); *Ruta 259 Km 16,24 (9200) Esquel, Prov. de Chubut, valonso@ciefap.org.ar

RESUMEN: La determinación de Carbono orgánico (CO) y Nitrógeno total (NT) resulta fundamental para la comparación de horizontes orgánicos (HO) en suelos de bosques patagónicos disturbados por incendios respecto a aquellos no afectados por el fuego. Los HO presentan mayormente hojarasca en abundancia en distintos estados de descomposición, siendo diferentes los aportes en bosques quemados, donde la estructura y composición de la vegetación va cambiado en los primeros años postincendio. La composición del HO genera dudas con respecto a qué metodología de análisis usar. El objetivo de este trabajo fue comparar los métodos analíticos de CO y NT usados para suelos y tejidos vegetales. Se evaluó la relación entre los contenidos de CO determinados por el método de pérdida por ignición; en la metodología de suelos (COs) se usó una temperatura de mufla de 430°C durante 24 h, mientras que en tejidos (COt) se usó una temperatura de 500°C durante 4 h. También se analizó la relación entre el NT con la metodología de suelos (NTs) y la de tejidos (NTt). Ambos se determinaron por el método de Kjeldahl, en suelos se usó una temperatura de digestión de 420°C y un tiempo de 2 h; mientras que en tejidos se dejaron las muestras en digestor 2 h a 100 °C y 2 h a 380°C; incluso hay diferencias en los reactivos de digestión, para ambas se utiliza sulfato de potasio y selenio mientras que, en tejidos, además se usa sulfato de cobre y ácido salicílico. Se trabajó con muestras obtenidas del HO provenientes de bosques de *Austrocedrus chilensis* (ciprés) y de *Nothofagus dombeyi* (coihue), parte de los cuales fueron afectados por el incendio Las Golondrinas, ocurrido en marzo de 2021 en el noroeste de Chubut. En el 2024, se seleccionaron 6 parcelas afectadas por el incendio (bosques quemados) y 6 parcelas no afectadas (bosques control), y se tomaron 2 muestras del HO de cada una. Los datos fueron analizados mediante regresiones lineales simples. Se generaron modelos de regresión lineal que evidencian la relación entre COs y COt para bosques control %COs = 1,09 x %COt - 3,96 (R^2=0,78; n=12) y para quemados %COs = 0,66 x %COt + 2,36 (R^2=0,92; n=12). Estas ecuaciones muestran que con la técnica analítica de tejidos se obtuvieron valores 1,5 veces mayores de CO para bosques quemados, pero para bosques control la relación es cercana a 1. Los modelos de regresión obtenidos para NTs y NTt fueron %NTs = 1,44 x %NTt + 0,40 (R^2=0,41; n=12) para bosques control y %NTs = 2,30 x %NTt + 0,08 (R^2=0,78; n=12) para quemados. Esto evidencia que el método analítico usado para suelo determina 1,4 a 2,3 más cantidad de NT que el método de tejido vegetal. Las ecuaciones generadas permiten comparar datos de contenido de CO y NT obtenidos por los distintos métodos analíticos e identificar cuál es el adecuado; y a futuro, analizar la necesidad de poner a punto metodologías de análisis para HO.

PALABRAS CLAVE: hojarasca, método analítico, bosque patagónico.

ANÁLISIS DEL CARBONO ORGÁNICO PARTICULADO SEGÚN USO Y PROFUNDIDAD DEL SUELO EN EL CENTRO BONAERENSE

Alonso, A.[1*], Ruppel, M. A.[2], Mestelan, S.[1]

[1] Laboratorio de Análisis de Suelos, NACT CRESCA, Facultad de Agronomía, UNCPBA; [2] Facultad de Agronomía, UNCPBA; * Rep. de Italia 780, (7300) Azul, Prov. de Buenos Aires, ludwigia@hotmail.com

RESUMEN: El Carbono orgánico (CO) del suelo es un atributo usado como indicador de calidad por su incidencia en diferentes propiedades y aspectos productivos del mismo; por ello, es fundamental mantener e incrementar sus niveles. Puede separarse en dos fracciones: una reactiva, asociada al aporte reciente de materiales (CO particulado, COP), y otra estable, protegida por minerales finos (CO mineral, COM). El uso y manejo del suelo pueden modificar principalmente la fracción reactiva, por lo que su determinación resulta útil para evaluar el estado de los sistemas productivos. Con este objetivo, se cuantificó el COP en muestras de suelos provenientes del Centro bonaerense en el marco de un muestreo regional, para analizar el posible efecto del uso, la profundidad, el paisaje y sus interacciones. Las muestras se colectaron en establecimientos identificados como sitios *B* y *L* (partido de Azul) y *D* (partido de Olavarría), con uso agrícola en siembra directa. El sitio *B* es una planicie de derrames con pendiente < 1 % y su manejo corresponde a un sistema integrado agrícola-ganadero. Los restantes se encuentran en ambientes periserranos, con lomas suaves y pendientes entre 2 y 5 % (*D*), y lomas pronunciadas con pendientes compuestas > 5 % (*L*). El muestreo se realizó diferenciando *paisaje* (loma, media loma y bajo), *usos* (uA: agrícola y uP: prístino) y *profundidades* (*PI*: 0-5 cm y *PII*: 5-20 cm). El fraccionamiento se hizo siguiendo la metodología propuesta por Duval et al. (2013) modificada (se utilizó solo el tamiz de 53 µm dada la granulometría dominante de los suelos), y el CO de ambas fracciones se cuantificó por el método de Walkley & Black. El contenido de COP se analizó estadísticamente utilizando el software InfoStat. El factor *paisaje* se excluyó del análisis de varianza (ANOVA) porque sus datos incumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza necesarios; el análisis no paramétrico Kruskal-Wallis no arrojó diferencias significativas en el contenido de COP entre las posiciones evaluadas (p > 0,05). Se confirmó que el *uso* (p = 0,0145) y la *profundidad* (p = 0,0002) ejercieron efectos significativos e independientes sobre el contenido de COP, no así la interacción (p = 0,1280). De acuerdo con la prueba de Tukey, los suelos prístinos mantuvieron niveles de COP superiores (promedio 2,82 %) que los agrícolas (promedio 1,93 %). La mayor acumulación se registró en *PI* del prístino, alcanzando un valor máximo de 3,82 %, diferenciándose significativamente de las demás situaciones. En *PII*, los valores tienden a igualarse independientemente del *uso*. El R^2 del ANOVA muestra que el *uso* y la *profundidad* explican el 45 % de toda la variación del COP. El cambio de uP a uA redujo un 1 % el COP de manera uniforme hasta *PII*, sin interacción entre *uso* y *profundidad*. El manejo antrópico ejerció una gran presión sobre el COP, siendo los 5 cm superficiales la capa más sensible. Las muestras prístinas presentan niveles significativamente mayores, posiblemente por la cobertura y el aporte continuo de residuos vegetales sin remoción mecánica ni otro disturbio.

PALABRAS CLAVE: C orgánico lábil, manejo del suelo.

CAMBIOS DE RESISTENCIA MECÁNICA EN EL PERFIL EDÁFICO POR VARIACIONES EN SU CONTENIDO HÍDRICO.

Bacigaluppo, S.[1*], Magnano, L.[1, 2]

[1]Grupo Manejo de Cultivos, Suelo y Agua, EEA INTA Oliveros; [2]FCECON-UNR; [*] Ruta 11 km 353, (2206), Oliveros, Santa Fe, bacigaluppo.silvina@inta.gob.ar

RESUMEN: La fertilidad del suelo es un concepto que abarca condiciones físicas, químicas y biológicas, determinando su capacidad para sostener el crecimiento vegetal. En particular, la fertilidad física se relaciona con propiedades estructurales y texturales que condicionan, entre otros, el desarrollo radicular, el intercambio gaseoso y la retención y movimiento del agua en el perfil edáfico. Entre los indicadores de fertilidad física se destaca la resistencia mecánica a la penetración (RMP) que evalúa la restricción física al crecimiento radicular. Dado que la RMP correlaciona negativamente con el contenido de agua del suelo, adquiere relevancia contar con modelos que relacionen ambas variables, para corregir valores de RMP por humedad, Estos modelos son suelo-específicos, por ello el objetivo de este trabajo fue obtener ecuaciones de ajuste entre la resistencia mecánica a la penetración y el contenido hídrico del suelo en un Argiudol típico del sur de Santa Fe. El estudio se realizó en INTA Oliveros sobre un Argiudol típico franco limoso, cuyo perfil sub superficial está formado por un horizonte A de 20 cm, un B1 de 10 cm y un B21 de 15 cm, con contenidos de 75, 68 y 59 % de limo y 21, 29 y 39 % de arcilla, respectivamente. Se realizaron mediciones de RMP hasta los 40 cm de profundidad, cada 2,5 cm, con un penetrómetro digital Field Scout SC900 y se determinó la correspondiente humedad gravimétrica (HG) en muestras realizadas con barreno a los 0-20 cm, 20-30 cm y 30-40 cm. Las evaluaciones comenzaron con el perfil edáfico en capacidad de campo y se repitieron cada 15 días, explorando de esta manera el rango de humedades entre capacidad de campo y punto de marchitez permanente para cada horizonte. A partir de los datos obtenidos se analizó la información por horizonte. En el A, el mejor modelo ajustado fue el de regresión lineal simple, donde por cada punto de incremento de la HG, la RMP media disminuye 130,7 kPa. En el horizonte B1 el de mejor ajuste fue un modelo polinómico de segundo grado, siendo la variable respuesta el logaritmo de RMP, donde el valor en kPa corregido dependerá del modelo estimado, del valor observado, de la HG medida y de su diferencia con la HG objetivo. Al ser logarítmico, la tasa de cambio a lo largo del rango de humedades edáficas, no es constante. Finalmente, en el horizonte B21, el modelo de mejor ajuste fue lineal, siendo la variable respuesta el logaritmo de la RMP. Por cada punto de incremento de la HG, la RMP diminuye un 6,5 % respecto al valor observado. A partir de esta información se corroboró la relación existente entre RMP y humedad edáfica. Al variar la textura de los horizontes analizados, los modelos ajustados fueron diferentes para cada uno de ellos. Es por esto que resulta importante contar con ecuaciones específicas para cada tipo de suelo y cada horizonte que permitan corregir RMP por humedad, especialmente al comparar situaciones con distintos manejos y usos del suelo.

PALABRAS CLAVE: perfil, humedad edáfica, textura.

EVALUACIÓN DE CARBONILLA COMO COMPONENTE DE SUSTRATO PARA LA PRODUCCIÓN DE PLANTINES HORTÍCOLAS DE HOJA

Barbaro, L. A.[1*], Iwasita, B.[1]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Cerro Azul. [*]Ruta Nacional 14, km 836, (3313), Cerro Azul, Provincia de Misiones. *barbaro.lorena@inta.gob.ar

RESUMEN: La fabricación de carbón vegetal genera residuos sólidos como el carbón fino o carbonilla, que son partículas pequeñas que no se comercializan como carbón en sí y que ofrecen oportunidades de valorización. En este sentido, su uso como componente de sustratos es una alternativa. El objetivo de este trabajo fue evaluar la carbonilla (C) incorporada a un sustrato formulado con turba de *Sphagnum* (T) y compost de corteza de pino (CCP) para la producción de plantines de hortalizas de hoja. Se realizó un ensayo por especie: Lechuga Gran Rapid (*Lactuca sativa var. Crispum*), repollo corazón de Buey (*Brassica oleracea var. Capitata*) y achicoria de corte (*Cichorium intybus var. Foliosum*). Cada uno estuvo conformado por 4 tratamientos correspondientes a los siguientes sustratos: 1) 50% CCP + 50% T; 2) 10% C + 45% CCP + 45% T; 3) 20% C + 40% CCP + 40% T; 4) 30% C + 35% CCP + 35% T. La C fue provista por un carbonero local (Departamento Leandro N. Alem, Misiones) y fue tamizada para obtener partículas entre 0,5 a 1cm. El CCP fue corregido con 3 g dolomita L^{-1} para subir su pH a 5,5. La T utilizada era comercial (Kekkilä). A cada sustrato se analizaron las siguientes variables: pH, conductividad eléctrica (CE), espacio poroso total (EPT), capacidad de retención de agua (CRA) y de aireación (CA). Se utilizaron 3 bandejas alveoladas (128 celdas) por tratamiento, colocadas sobre una mesada bajo riego por aspersión. Se fertilizó 2 veces por semana con 1 g L^{-1} de fertilizante soluble 15-10-15. Al finalizar el ensayo, se midió a cada plantín la masa seca aérea (MSA) y radical (MSR). Solo el sustrato sin C se encontró dentro del rango adecuado de pH (5,3 a 6,5), los restantes presentaron valores entre 5,84 a 6,99. Todos los sustratos tuvieron valores apropiados de CE (< 1 dS m^{-1}). Se observó que, a mayor porcentaje de C en el sustrato, la CRA disminuyó de 51 a 44% y la CA aumentó de 37 a 42%, ambas variables con diferencias significativas (p: 0,0061 y p: 0,0004, respectivamente); todos los sustratos presentaron un valor de EPT > 86%, sin diferencias (p: 0,0568). Los plantines de lechuga tuvieron mayor MSA en el sustrato 3, diferenciándose de los plantines del sustrato 1 y 4, y una mayor MSR en el sustrato 3 diferenciándose de los plantines del sustrato 4 (p <0,0001 y p: 0,0389, respectivamente). Los plantines de achicoria no presentaron diferencias entre los tratamientos para ambas variables (p: 0,4221 y p: 0,3586, respectivamente). Los plantines de repollo tuvieron mayor MSA en los sustratos 3 y 4, diferenciándose de los plantines del sustrato 2, y mayor MSR en el sustrato 3, diferenciándose de los plantines del sustrato 1 y 2 (p: 0,003 y p: 0,0002, respectivamente). En conclusión, la incorporación de C al sustrato provocó un aumento del pH, pero en general, el sustrato con 20% de C permitió un mayor desarrollo de los plantines que el sustrato sin C.

PALABRAS CLAVE: carbonilla, plantines hortícolas, sustrato.

CALIDAD DE MATERIALES ENCALANTES PARA CORREGIR EL pH EN SUSTRATOS Y SUELOS ÁCIDOS

Barbaro, L. A.[1*], Iwasita, B.[1], Barbaro, S. E.[1]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Cerro Azul. [*]Ruta Nacional 14, km 836, (3313), Cerro Azul, Provincia de Misiones. barbaro.lorena@inta.gob.ar

RESUMEN: En sustratos y suelos ácidos, la incorporación de materiales encalantes (correctores) es la estrategia más común para elevar el pH. Unos de los materiales más utilizados son el carbonato de calcio ($CaCO_3$) y, principalmente, la dolomita [$CaMg(CO_3)_2$]. También se han evaluado otras alternativas como la carbonilla y cenizas de caldera de biomasa o polvo de roca basáltica (PRB). El éxito del encalado está condicionado por la calidad de los correctores y la dosis adecuada. La calidad depende de la pureza del material, forma química, tamaño de las partículas y poder relativo de neutralización total (PRNT). El PRNT valora de manera integral la calidad de un corrector (a mayor valor más reactivo) y se determina en función de la eficiencia relativa (ER) y el poder de neutralización (PN). La ER depende del tamaño de sus partículas y permite definir su velocidad de reacción, mientras que el PN se refiere a la capacidad de los materiales para neutralizar la acidez con relación al $CaCO_3$. El objetivo de este trabajo fue evaluar diferentes correctores para determinar su calidad. Se analizaron 5 muestras de dolomita, 2 muestras de PRB (con menor (PRB1) y mayor grado de alteración (PRB2)), 2 muestras de carbonilla y 2 muestras de ceniza de caldera de biomasa. Los análisis realizados fueron: distribución del tamaño de partículas (>2 mm; 2-0,84 mm, 1-0,25 mm y <0,25 mm), porcentaje de CaO y MgO. A partir de estos datos se calculó la ER, el PN y el PRNT. Considerando que un corrector debería contener como mínimo 38% de CaO + MgO, se observó que la muestra PRB2 y las muestras de carbonilla no cumplen con este requisito. Las muestras de dolomita tuvieron una ER entre 76 y 100 (Coeficiente de variación (CV): 10%), un PN entre 84 y 133 (CV: 48%), y un PRNT entre 64 y 133 (CV: 51%), lo que evidencia una alta variabilidad en la calidad dentro de un mismo tipo de corrector. Ambas muestras de PRB tuvieron una ER de 90, pero un PN de 106 y 11, y un PRNT de 96 y 9 para las muestras PRB1 y PRB2 respectivamente, lo que indica que su calidad como corrector varía según su grado de alteración. Las muestras de carbonilla tuvieron una ER de 57 y 54, un PN de 14 y 11, y un PRNT de 8 y 6. Las muestras de ceniza tuvieron un ER de 87 y 96, un PN de 58 y 62, y un PRNT de 51 y 60. Considerando la clasificación de los correctores según el PRNT: A) 45-60 %; B) 60-75 %; C) 75-90 %; D) >90 %, el PRB2 y las muestras de carbonilla tuvieron un valor inferior al rango mínimo. Por lo tanto, estos materiales no serían considerados como correctores de pH. En conclusión, se destaca la importancia de realizar los análisis de ER, PN y PRNT para determinar la calidad del corrector y definir la dosis adecuada.

PALABRAS CLAVE: corrección de pH, material encalante, acidez.

1446

DINÁMICA DEL NITRÓGENO TRAS EL REEMPLAZO DE BOSQUES SUBTROPICALES POR CULTIVOS Y PASTURAS EN BOLIVIA

Bazzoni, B.[1]*, Velasco, A.[2], Aliomar-Alves, M.[3], Buitrago, R.[2], Paz, C.[3], Tarupayo, M. V.[2], Vasquez, M.[2], Piñeiro, G.[1, 4]

[1] CONICET, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas vinculadas a la Agronomía (IFEVA), Buenos Aires, Argentina; [2] Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia; [3] Consultor privado; [4] Departamento de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay; * bbazzoni@agro.uba.ar

RESUMEN: La conversión de bosques subtropicales a tierras destinadas a la agricultura en la zona este de Bolivia, producto de la deforestación ocurrida en las últimas décadas, ha transformado la capacidad de estos suelos para almacenar y de ciclar nutrientes. El potencial de mineralización de nitrógeno (estimado a través del Nan, nitrógeno liberado durante una incubación anaeróbica corta) es un buen indicador de salud edáfica y la cantidad de nitrógeno lábil. El objetivo de este trabajo fue analizar los cambios en los contenidos de Nan del suelo bajo distintos usos, para cuantificar cómo la implantación de cultivos o pasturas afectan al nitrógeno lábil. El muestreo se realizó en 28 sitios de las regiones Este y Norte de Santa Cruz, Bolivia, empleando un diseño de parcelas apareadas. Cada sitio incluyó un bosque subtropical de referencia y lotes adyacentes de agricultura (n=48) o pasturas (n=9). En total, se evaluaron 57 lotes con una historia productiva de 3-40 años, cubriendo un amplio rango de texturas. Se recolectaron muestras compuestas (0-10 cm) y se determinó el nitrógeno anaeróbico mediante una incubación de 7 días a 40 °C por triplicado. Para evitar sesgos por la compactación del suelo derivada del cambio de uso, los datos se expresaron en kg N ha^{-1} calculados sobre una masa equivalente de suelo. El análisis estadístico consistió en un modelo lineal mixto, considerando el uso del suelo, el porcentaje de arena y el año de deforestación como efectos fijos, y el sitio como efecto aleatorio. Los resultados muestran que los valores de Nan estuvieron fuertemente determinados por el uso del suelo. Las medias ajustadas mostraron que el bosque de referencia presentó los valores más altos de Nan (119,3 ± 4,8 kg N ha^{-1}), seguido por las pasturas (94,7 ± 7,4 kg N ha^{-1}), mientras que los lotes agrícolas mostraron los valores más bajos (53,4 ± 4,2 kg N ha^{-1}). Estas diferencias fueron equivalentes a una reducción del 21% en pasturas y del 55% en agricultura respecto al bosque. Asimismo, el contenido de Nan se relaciona negativamente con el porcentaje de arena, mientras que la fecha de deforestación no tuvo un efecto significativo.Los resultados indican que el uso actual del suelo es el principal factor que controla el nitrógeno disponible. La conversión de bosques a sistemas agrícolas se asoció con una fuerte reducción de Nan, mientras que las pasturas presentaron valores intermedios, lo que sugiere una recuperación parcial del nitrógeno lábil respecto a la agricultura (41,3 ± 7,3 kg N ha^{-1}), aunque sin alcanzar los niveles del bosque de referencia. Estas diferencias se mantuvieron al considerar el porcentaje de arena y la estructura del muestreo. En contraste, la fecha de deforestación no explicó variación adicional en Nan, indicando que la señal funcional está dominada por el uso presente. En conjunto, los resultados destacan a Nan como un indicador sensible y de rápida respuesta para evaluar procesos de degradación y recuperación del nitrógeno del suelo en sistemas productivos de Bolivia.

PALABRAS CLAVE: potencial de mineralización de nitrógeno, brechas de nitrógeno, cambio de uso del suelo.

MORFOMETRÍA DE VÍAS DE FORMACIÓN DE AGREGADOS DEL SUELO EN SUELOS TROPICALES BAJO DIFERENTES COBERTURAS

Behrends Kraemer, F.[1, 2*], Rodriguez Pinto, L. A. S.[3], Fernández, P. L.[1, 2], Pereira Gervasio, M.[3]

[1] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [2] CONICET; [3] Instituto de Agronomía. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro; *filipebk@agro.uba.ar

RESUMEN: La estructura del suelo, determinada por la formación de agregados macroestructurales, regula funciones hidrológicas y biogeoquímicas críticas. La distinción operativa entre agregados de origen biogénico (BIO) –formados por actividad de raíces, hongos y fauna– y fisiogénico (FIS) –resultado de procesos físicos y químicos- es esencial para evaluar la calidad del suelo, pero carece de criterios cuantitativos estandarizados y validados a través de diferentes ambientes. El objetivo de este trabajo fue analizar un conjunto reducido de descriptores morfométricos (redondez, circularidad, solidez, rugosidad, asimetría, kurtosis y porosidad visible) para evaluar agregados con diferentes vías de agregación en un gradiente de suelos y usos de la tierra en el estado de Río de Janeiro, Brasil. Se tomaron muestras de los que se extrajeron macroagregados (8-9 mm) y luego separaron en agregados BIO y FIS en cuatro sitios (Campos dos Goytacazes, Nova Friburgo, Seropédica e Paraty) y tres usos (bosque secundario, sistema agroforestal y cultivos anuales-maíz, mandioca, tomate, caña-), con 3 bloques por combinación. Se obtuvieron imágenes estandarizadas de un conjunto de agregados (~20 por U.E.) e imágenes individuales (~10 por U.E.) para cuantificar los descriptores de forma mediante análisis de imagen (ImageJ). Con excepción de la porosidad visible, se utilizaron las variables incluidas en ImageJ (shape descriptors). La porosidad visible se obtuvo con la medición de los 20 diámetros porales mayores en un área fija (400x400px). Los datos se analizaron mediante REML con efectos fijos para uso, origen (BIO o FIS) y su interacción, y efectos aleatorios para Bloque y Réplica de laboratorio/agregado. El origen del agregado (BIO o FIS) fue el factor determinante más consistente de la morfología. Los agregados BIO fueron significativamente más redondos (media ≈ 0,80 vs. 0,76 para FIS; $p<0,0001$ en 3 de 4 sitios). La circularidad mostró efectos significativos, pero con fuertes interacciones uso × origen, indicando además una sensibilidad contextual a la rugosidad del perímetro. La solidez mostró diferencias menores y menos consistentes. La morfología superficial mostró una mayor rugosidad de BIO respecto de FIS en todos los casos, mientras que se encontraron que la simetría reflejó una estructura balanceada de picos y valles en BIO y predominancia de picos en FIS. La kurtosis mostró un patrón de picos redondeados sin valores de altura extrema en contraposición a FIS. Por último, BIO presentó mayor porosidad visible (≈ 260 µm vs. 170 µm; $p<0,0001$ en todos los sitios). La partición de varianza reveló arquitecturas diferentes entre vías de agregación: los agregados BIO mostraron una estructura de varianza más balanceada, mientras que la morfología de los FIS fue más sensible a la cobertura y al sitio. La redondez, porosidad visible y la rugosidad constituyen señales robustas y generalizables del origen biogénico, aptas para su uso en diagnósticos rápidos de la calidad del suelo. El enfoque de morfometría estandarizada, combinado con modelos de efectos mixtos y análisis de componentes de varianza, provee un marco reproducible y transferible para identificar vías de formación de agregados, apoyando el manejo orientado a promover una estructura del suelo funcional y resiliente en los trópicos.

PALABRAS CLAVE: Agregados biogénicos, Agregados fisiogénicos, Análisis de imagen.

HIDROFOBICIDAD DE AGREGADOS EN SUELOS CON DIFERENTE VÍAS DE AGREGACIÓN EN SUELOS TROPICALES BAJO DIFERENTES COBERTURAS

Behrends Kraemer, F.[1, 2*], Rodriguez Pinto, L. A. S.[3], Fernández, P. L.[1, 2], Dos Santos Assad Alli, C. S.[3], Schultz, N.[3], da Silva Coelho, I.[4], Pereira, M. G.[3]

[1] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [2] CONICET; [3] Instituto de Agronomía. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro; [4] Instituto de Veterinária. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro; [*]filipebk@agro.uba.ar

RESUMEN: La utilización de las vías de agregación del suelo, como aquellas asociadas a un origen biogénico (BIO) –formados por actividad de raíces, hongos y fauna– o fisiogénico (FIS) –resultado de procesos físicos y químicos- puede ser un enfoque muy prometedor para evaluar la calidad del suelo. No obstante, las propiedades y mecanismos de estas vías de agregación no están enteramente establecidas. La hidrofobicidad subcrítica del suelo ha sido estudiada como una importante propiedad en el aumento de la estabilización de agregados y un fenómeno que puede ser alterado por el tipo y manejo del suelo. Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar la persistencia de la hidrofobicidad de agregados con diferentes vías de agregación BIO y FIS para comprender las características, los mecanismos de agregación y evaluar su utilidad como indicador de salud de suelos. La hidrofobicidad de los agregados se determinó mediante el tiempo de entrada de la gota de agua (WDPT) y el índice de repelencia (IR) en un gradiente de suelos y usos de la tierra en el estado de Río de Janeiro, Brasil. Se evaluaron macroagregados (8-9 mm) previamente discriminados como BIO y FIS en cuatro sitios (Campos dos Goytacazes-Cam, Nova Friburgo-NF, Seropédica-Ser y Paraty-Par) y tres usos (bosque secundario, sistema agroforestal y cultivos anuales -maíz, mandioca, tomate, caña-) con 3 bloques en cada combinación. El WDPT (12 aggregados x U.E.) se evaluó mediante la filmación del proceso dado que la rapidez del mismo, mientras que para la determinación del IR (10 agregados. x U.E.) se realizó determinando la sortividad de agua y alcohol mediante un micro-infiltrómetro construido para tal fin. Los datos se analizaron mediante REML con efectos fijos para usos, origen (BIO o FIS) y su interacción, y efectos aleatorios para Bloque y réplicas de laboratorio. El WDPT y el IR presentó el siguiente comportamiento entre sitios: WDPT(s): NF(32,43)>Par(18,94)>Ser(2,16)>Cam (3,17) e IR: Par(6,90)>NF (4,67)>Cam(3,10)>Ser(2,16). Por otro lado, las vías de agregación presentaron diferencias importantes para WDPT (BIO:19,72; FIS: 8,59) e IR (BIO:4,77; FIS: 3,32). No obstante, en casi todos los contrastes existió una interacción uso x origen, si bien los mayores efectos fueron los antes mencionados. El IR dependió principalmente de la sortividad en agua ya que la sortividad en alcohol no presentó diferencias entre usos u origen de agregados. Para el gradiente de sitios en el estado de Rio de Janeiro, con excepción del sistema agroforestal para IR en Ser, siempre los agregados BIO presentaron una mayor repelencia. Esto indica que el sitio, modula el grado de expresión de esta propiedad, pero el sentido hacia una mayor repelencia, asociada a una presencia mayor de agentes biológicos, fue siempre mayor en BIO. Además, existió una alta correlación entre ambos métodos (r:0.59, p<0.01) indicando mecanismos comunes para la expresión de la repelencia, la cual puede aumentar la estabilidad estructural (disminución del estallido) y la erosión. Estos resultados respaldan preliminarmente el uso de estas vías de formación como elementos importantes para el establecimiento de criterios de salud del suelo para la región estudiada.

PALABRAS CLAVE: Agregados biogénicos, tiempo de penetración de la gota (WDPT), índice de repelencia.

EFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE EL FLUJO PREFERENCIAL EN SUELOS DE DIFERENTE TEXTURA

Bellora, G.[1], Villarreal, R.[1, 2*], Lozano, L. A.[1, 2], Palazzolo, M.[1, 2], Salazar, M. P.[1], Polich, N.[1, 2], Soracco, C. G.[1, 2]

[1] Laboratorio de Física de Suelos (LAFIS), Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET. *rafaevillarreal@gmail.com

RESUMEN: El cambio climático y la simplificación agrícola han contribuido a la degradación de la calidad física del suelo, reduciendo su capacidad para almacenar y transportar agua. El uso de cultivos de cobertura (CC) puede contrarrestar estos efectos negativos modificando la estructura y conectividad de los macroporos, influyendo así en el flujo preferencial (PF). El PF es un fenómeno en el que el agua y los solutos se mueven a lo largo de vías específicas mientras evitan porciones de la matriz porosa del suelo. Este estudio tuvo como objetivo evaluar cómo los CC afectan el PF en dos suelos de textura diferente de la Región Pampeana utilizando seguimiento de tinturas y análisis de imágenes, complementado con corridas de infiltración y determinación de porosidades en mesa de tensión. Se trabajó en dos suelos de las Región Pampeana, en dos fechas (después de finalizado el CC y posterior al cultivo principal). El primer sitio fue Chascomús (suelo franco), el ensayo comparó el barbecho desnudo (BF) y CC (*Vicia villosa L. y Hordeum vulgare L.*) con maíz como cultivo principal. El segundo sitio fue Rivadavia (suelo franco arenoso), el ensayo comparó BF y CC (*Secale cereale*) con Soja como cultivo principal. Los resultados indicaron que la inclusión de CC no tuvo un efecto significativo en el PF ni en las familias de poros en el suelo franco arenoso. Sin embargo, en el suelo franco, el PF aumentó debido a la actividad radicular del CC, aunque este efecto no fue persistente después del cultivo principal. En el suelo franco se observaron valores menores de macroporos en el tratamiento con CC en relación al BF, atribuido a la oclusión de poros. En ambos sitios se observó un aumento en la conectividad de los macroporos por la inclusión de CC, pero este no tuvo efecto en las porosidades efectivas. Se concluye que la inclusión de CC modifica el fenómeno de PF y la conectividad de poros, especialmente en suelos de textura fina.

PALABRAS CLAVE: Física de suelos, Flujo preferencial, Cultivos de servicios.

LIXIVIACIÓN CONTROLADA PARA REDUCIR LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DEL COMPOST DOMICILIARIO

Brochiero, L.[1*], Semmartin, M.[1, 2]

[1] Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Av. San Martín 4453 (C1417DSE), Ciudad de Buenos Aires, [*] Virrey del Pino 3526 (1426) Belgrano, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, lbrochiero@agro.uba.ar

RESUMEN: En numerosas regiones del mundo, los gobiernos municipales promueven cada vez más el compostaje descentralizado de la fracción orgánica de los residuos domiciliarios. Esto permite reducir drásticamente los residuos a gestionar, ya que la fracción orgánica puede alcanzar entre un tercio y la mitad del residuo domiciliario total. Al mismo tiempo, transforma los desechos domésticos en abono, en línea con la economía circular. Sin embargo, en los entornos urbanos, las composteras suelen permanecer tapadas o bajo cubierta, lo que genera una acumulación de sales solubles en el compost, por falta de la lixiviación natural del agua de lluvia. Por lo tanto, el compost domiciliario suele presentar una conductividad eléctrica (CE) elevada (≥4 dS m^{-1}), que limita su calidad y aptitud de uso. A partir de esta problemática, se planteó la hipótesis de que lavados sucesivos con agua permitirían lixiviar sales y reducir la CE a valores adecuados. Para verificarlo, se aplicaron diferentes niveles de lavados a dos compost domiciliarios (CE inicial ~ 12) y dos comerciales (CE inicial ~ 3) y se evaluó su efecto sobre la CE del compost tratado. Además, se evaluó el pH, contenido de materia orgánica, humedad y porosidad. Los resultados mostraron que los compost domiciliarios alcanzaron el umbral de CE aceptable (≤4 dS m^{-1}) luego de aplicar una lámina promedio de 68 mm de agua, distribuida en 4 lavados. Esta lámina equivale a 11,7 L kg^{-1} de compost o 7 L para un balde estándar de 10 L de compost). El análisis estadístico confirmó efectos significativos tanto del tipo de compost (comercial/domiciliario) como del número de lavados, lo que sugiere que la movilidad de las sales aumenta a medida que el compost se hidrata. Estos resultados confirman que la lixiviación controlada fortalece la estrategia de compostaje descentralizado. Resultó altamente efectiva, reproducible y económicamente viable a pequeña escala para reducir la CE de compost maduro, sin necesidad de mezclas ni tratamientos adicionales.

PALABRAS CLAVE: compost domiciliario, salinidad, gestión de residuos domiciliarios.

RESULTADOS PRELIMINARES DEL IMPACTO AGROECOLÓGICO EN INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO

Campaña, M.[1, 2*], Aschkar, G. M.[1]

[1]Centro Universitario Regional Zona Atlántica y Sur y Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Comahue, Argentina; [2]LASAF (Laboratorio de Servicios Agrarios y Forestales). Ministerio de Desarrollo Territorial. Neuquén; Santiago del Estero 426, LASAF, Neuquén Capital, (2994483823), CP: 8300, magdalenacampana2022@gmail.com.

RESUMEN: La evaluación de la calidad del suelo en sistemas frutícolas es esencial para comprender los efectos de las prácticas de manejo sobre la dinámica del carbono, la actividad biológica y la sostenibilidad productiva. En la región norpatagónica, donde las condiciones semiáridas, el bajo contenido de materia orgánica y la fuerte dependencia del riego condicionan la productividad, el análisis de indicadores físicos, químicos y biológicos permite identificar tempranamente procesos de degradación y comparar la eficacia de prácticas agroecológicas frente a manejos convencionales. Entre los indicadores biológicos sensibles, la respiración edáfica (RE)—evaluada mediante la liberación de CO_2 — constituye una herramienta útil para estimar la actividad microbiana y el funcionamiento del suelo. El presente estudio se realizó en 2025 en dos establecimientos frutícolas de Cinco Saltos, Río Negro, con el objetivo de evaluar cómo diferentes estrategias de manejo afectan la calidad del suelo. Para ello, se compararon tres sistemas productivos: Agroecológico (A): correspondiente a una plantación de almendros con manejo de cobertura vegetal permanente, laboreo mínimo de suelo y utilización de enmiendas y bioinsumos; Transición (T): plantación de almendros con incorporación progresiva de prácticas agroecológicas; y Convencional (C): monte de perales manejado con fertilización mineral y control químico de malezas. En cada tratamiento se realizaron tres repeticiones, muestreando dos posiciones dentro del sistema: fila e interfilar a 0–20 cm de profundidad. Se determinaron densidad aparente (DA), pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO) y respiración edáfica (mgCO2/g de suelo/día). Los resultados preliminares mostraron diferencias significativas en variables clave asociadas al manejo y la posición de muestreo. La DA fue mayor en la fila (1,24 g/cm³) que en el interfilar (1,11 g/cm³), lo que sugiere compactación asociada al tránsito y manejo localizado del cultivo. En cuanto al pH, el factor significativo fue el manejo: C presentó un valor significativamente menor (6,99) respecto a A y T (entre 7,61 y 7,77). Este resultado concuerda con la acidificación esperada debido a la aplicación continua de fertilizantes minerales y herbicidas. Los valores de esta variable fueron independientes de la posición de muestreo. La CE fue significativamente mayor en la fila (1,25 dS/m) que en el interfilar (0,72 dS/m), coherente con la acumulación de sales en zonas donde se concentra el riego y la fertilización. La MO presentó diferencias significativas en el manejo: T mostró el valor más bajo (1,61%), mientras que A y C registraron valores superiores (entre 2,21 y 2,36%). RE no presentó diferencias significativas en función del manejo o la posición de muestreo, si bien se observaron tendencias hacia mayor actividad microbiana en A. Estos resultados preliminares indican que las prácticas agroecológicas se asocian con valores de pH más equilibrados y mayores niveles de materia orgánica respecto al sistema en transición, mientras que las diferencias por posición reflejan procesos de compactación y acumulación de sales. El análisis conjunto aporta información relevante para construir indicadores regionales de calidad de suelo orientados a la transición agroecológica en frutales.

PALABRAS CLAVE: calidad de suelo, manejo agroecológico, respiración edáfica.

DISPONIBILIDAD HÍDRICA DEL SUELO EN SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL SUR DE SANTA CRUZ

Christiansen, R.[1*], Mayo, J. P.[2], De Brea, P.[1], Toledo, S.[1], Gargaglione, V.[1]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Santa Cruz, Río Gallegos, Santa Cruz (Argentina) * christiansen.rodolfo@inta.gob.ar; [2]Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Unidad académica Río Turbio (UNPA-UART), Río Turbio, Santa Cruz (Argentina).

RESUMEN: La dinámica del agua en el suelo constituye un componente central en la regulación de los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan el funcionamiento de los ecosistemas y sistemas productivos en ambientes semiáridos. En este contexto, se evaluó la variación espacial y temporal de variables hídricas del suelo en diferentes sitios del sur de Santa Cruz (Río Turbio), considerando distintos años y profundidades de muestreo. La hipótesis de trabajo planteó que la capacidad de retención y la disponibilidad de agua están condicionadas principalmente por las características edáficas, la profundidad del perfil y la variabilidad climática interanual. El objetivo general fue analizar la dinámica de la humedad del suelo, la capacidad de campo, el punto de marchitez permanente y el agua disponible en distintos sitios, a fin de generar información relevante para el manejo sustentable de los recursos edáficos. Los muestreos se realizaron en sitios representativos durante los años 2020, 2021 y 2022, en profundidades de 0–20, 20–40, 40–60 y 60–80 cm. Se determinaron la humedad gravimétrica y volumétrica, la capacidad de campo, el punto de marchitez permanente, el agua disponible y la lámina de agua disponible mediante metodologías estandarizadas. Los datos fueron analizados mediante ANOVA de 3 vías, considerando los factores sitio, año y profundidad. Los resultados evidenciaron que la humedad gravimétrica y volumétrica presentó valores más elevados en los horizontes superficiales, con una disminución progresiva hacia capas más profundas. La capacidad de campo y el punto de marchitez permanente mostraron baja variabilidad entre años, lo que indica un marcado control edáfico asociado a las propiedades fisicoquímicas de los suelos. En consecuencia, el agua disponible fue mayor en los primeros 40 cm del perfil, mientras que en profundidades mayores se registraron valores reducidos y mayor heterogeneidad. Asimismo, se observaron diferencias entre sitios, vinculadas a contrastes condiciones fisicoquímicas, así como variaciones interanuales relacionadas con el régimen de precipitaciones. La lámina de agua disponible reflejó estos patrones, mostrando una mayor capacidad de almacenamiento hídrico en los horizontes superficiales y una disminución en capas profundas. En algunos perfiles se detectaron valores bajos o negativos de agua disponible, lo que sugiere posibles limitaciones físicas asociadas a compactación, baja porosidad o restricciones estructurales. Se concluye que la dinámica hídrica del suelo en el sur de Santa Cruz está fuertemente condicionada por la profundidad, las propiedades físicas y fisicoquímicas del suelo y la variabilidad climática interanual. Estos resultados destacan la importancia de integrar el conocimiento de los procesos de retención y disponibilidad de agua en la planificación del manejo productivo y en estrategias de conservación, contribuyendo al uso eficiente y sustentable del recurso suelo en ambientes patagónicos.

PALABRAS CLAVE: Dinámica hídrica, Capacidad de campo, Variabilidad espaciotemporal.

CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA DE RESIDUOS ORGÁNICOS E INDUSTRIALES CON POTENCIAL USO AGRONÓMICO

Favre, F.[1*], Chevallier Boutell, M.[3], Segovia, G.[3], Méndez Cárdenas, I.[3], Sanchez, E.[1, 2], Stassi, J.[1, 2], Manuale, D.[1, 2]

[1] Facultad de Ingeniería Química - Universidad Nacional del Litoral; [2] CONICET; [3] Etercrops S.A.S.
*San Lorenzo 205, Gálvez, Santa Fe, Argentina (2252), florencia.favre@gmail.com

RESUMEN: La valorización agronómica de residuos orgánicos e industriales constituye una estrategia relevante para promover sistemas productivos más sostenibles y el reciclaje de nutrientes en el suelo. En este contexto, el presente trabajo tuvo como objetivo realizar una caracterización fisicoquímica de distintos residuos generados por actividades agropecuarias e industriales, con el fin de evaluar su potencial como enmiendas o fuentes de nutrientes. Se analizaron muestras sólidas y fracciones sólidas de efluentes líquidos provenientes de guano porcino, cama de pollo, barros industriales, subproductos de cervecería y residuos de la industria láctea. Se determinó el contenido de humedad mediante secado en estufa a 105 °C, el contenido de nitrógeno total por el método de Kjeldahl y las concentraciones de fósforo y potasio mediante espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente, previa digestión ácida. Los resultados evidenciaron una elevada variabilidad en el contenido de humedad, con valores comprendidos entre 22 y 93 %, lo cual condiciona el manejo, almacenamiento y aplicación de los residuos. En cuanto a los macronutrientes, se observaron concentraciones significativas de nitrógeno en residuos orgánicos como cama de pollo, guano porcino y subproductos cerveceros, mientras que algunos barros y residuos de la industria láctea presentaron altos contenidos de fósforo y potasio, destacándose su potencial como fuentes complementarias de estos nutrientes. Si bien en el presente estudio no se determinó el contenido de micronutrientes, antecedentes y análisis integrales realizados sobre este tipo de materiales indican que suelen contener una amplia diversidad de elementos minerales, entre ellos calcio, magnesio y zinc, que pueden constituir fuentes relevantes de micronutrientes para el suelo. Este aspecto resulta de interés al considerar su potencial como enmiendas, dado que los fertilizantes minerales convencionales suelen aportar un espectro más limitado de nutrientes. La composición química diferencial de los residuos analizados pone de manifiesto la necesidad de una evaluación previa a su uso agronómico, a fin de ajustar dosis de aplicación y minimizar riesgos ambientales, en función de las necesidades del suelo a fertilizar, de los cultivos involucrados y de sus requerimientos de macro y micronutrientes. En conclusión, los residuos estudiados presentan características fisicoquímicas que respaldan su potencial valorización agrícola, contribuyendo al reciclaje de nutrientes y a la reducción del uso de fertilizantes minerales

PALABRAS CLAVE: residuos orgánicos, aprovechamiento de nutrientes, uso agronómico.

EVALUACIÓN DE RAÍCES Y RESISTENCIA A LA PENETRACIÓN EN UNA PLANTACIÓN DE *EUCALIPTUS GRANDIS* EN ENTRE RÍOS

Fernandez, P. L.[1, 2*], Behrends Kraemer, F.[1, 2], Urriola, L.[3], Lupi, A.[4]

[1] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [2] CONICET; [3] Universidad de Panamá; [4] INTA. * fpl@agro.uba.ar

RESUMEN: La preparación del suelo es clave para la supervivencia y establecimiento de plantaciones de *Eucaliptus grandis*, en suelos vérticos con ciclos de expansión-contracción presentando una variabilidad temporal en sus propiedades físicas, las cuales suponen desafíos en la aplicación de métodos de laboreo. El objetivo del trabajo fue evaluar la resistencia a la penetración (RP) y la distribución de raíces bajo tres preparaciones de suelo: camellón (C), subsolado (S) y camellón+subsolado (C+S), con cuatro repeticiones. Para la determinación de la RP del suelo se utilizó un penetrómetro de golpe (modelo INTA Villegas) hasta los 20 cm de profundidad, igual que el contenido hídrico del suelo. Se muestreó siguiendo una transecta perpendicular a la línea de plantación cada 15 cm de distancia a cada lado respecto del árbol (2 en cada repetición), hasta los 90 cm de cada lado, agrupando para la estadística posición: centro (0-30 cm) y extremos (45-90 cm). La lectura del número de raíces se realizó con una grilla de 10x10 cm, en calicatas 1,80 m x 1 m perpendicular a la línea de plantación y distanciada a 15 cm del árbol, agrupando para la estadística posición: igual que RP, y en profundidad: superficial (0-30 cm), intermedio (30-70 cm) y profundo (70-100 cm). Las raíces fueron expuestas con cuchillo en la pared de lectura. Se cuantificaron todas las raíces visibles, diferenciando raíces >0,37 mm. La RP no presentó interacción tratamiento-posición, pero sí efectos significativos de cada factor (tratamiento: todas las profundidades a excepción del rango 2,5-10 cm y, posición: todas las profundidades). En relación con la posición los valores fueron mayores en los extremos en comparación a las determinaciones centro. En cuanto a los tratamientos, el ordenamiento fue: C+S (2,14 MPa) < S (2,27 MPa) <C (2,33 MPa). No obstante, el S presentó valores mayores que el C hasta los 10 cm y luego fue inverso hasta los 20 cm. Por otro lado, la humedad varió de forma diferente a la RP presentando interacción tratamiento-posición en todas las profundidades: C (16,4 $g.g^{-1}$) < C+S (18,3 $g.g^{-1}$) < S (19,2 $g.g^{-1}$) y, el centro (18,1 $g.g^{-1}$) > extremos (17,8 $g.g^{-1}$). Las raíces totales no presentaron interacción tratamiento x posición. El factor tratamiento fue significativo para el estrato superficial y para el profundo, mientras que la posición fue significativa sólo para el estrato superficial. El tratamiento S y C+S presentó una media de 7,74, mientras que el C presentó una abundancia apenas menor (7,66). En general, el centro presentó mayor abundancia (7,9) comparada con el extremo (7,46). Para las raíces >0,37 mm el análisis de varianza mostró interacciones significativas tratamiento-posición tanto para el estrato superficial como para el profundo. De forma similar que, en las raíces totales, la profundidad intermedia no presentó efectos de tratamiento o de la posición. En general, considerando todas las profundidades, el tratamiento con la mayor abundancia de raíces >0,37 mm: C+S (0,81) > S (0,67) > C (0,5), mientras que las muestras del centro presentaron una mayor abundancia que los extremos: 0,76 vs. 0,57, respectivamente.

PALABRAS CLAVE: Vertisol, Preparación de suelo, Camellón y Subsolado.

MORFOMETRÍA DE AGREGADOS EN SUELOS DE MISIONES BAJO DIFERENTES USOS DEL SUELO

Fernández, P. L.[1, 2*], Vega, D.[1, 2], Biggeri, M. E.[1], Behrends Kraemer, F.[1, 2]

[1] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [2] CONICET. * fpl@agro.uba.ar

RESUMEN: En la provincia de Misiones (Argentina), las plantaciones de pino y eucaliptus ocupan gran parte del territorio, correspondiendo un 8% a una única empresa multinacional. La cooperativa "Productores Independientes de Piray" manifiesta que la cercanía de las plantaciones impide sus posibilidades de producir alimento y de vivir en un ambiente sano. Tras 14 años de lucha, la cooperativa logró que el Estado le expropie 600 ha a la multinacional Arauco S.A., a partir de la entrega gradual del territorio a la comunidad campesina (Ley XXIV N° 11, año 2013). En el marco del vínculo generado entre la cooperativa y la asignatura Agroecosistemas Campesinos de la Facultad de Agronomía (UBA) es que se desarrolló el siguiente trabajo. El objetivo fue evaluar la salud del suelo a través de la evaluación morfométrica de agregados, y su relación con la estabilidad de agregados (EA), el carbono orgánico (COT), la densidad aparente (DAP) y la Infiltración básica (Ib) de cuatro situaciones: Loma (L); Bajo (B) de la superficie expropiada después de 70 años bajo monocultivo de pino; monte de cítricos (MC) con un corte de pasto anual; y una chacra familiar agroecológica (CFA) con manejo agroecológico integral desde 2016. Los resultados se analizaron mediante REML con efectos fijos para las situaciones: L, B, CFA y MC; y correlaciones de Spearman. Las variables morfométricas de los agregados permitieron discernir las situaciones. Se reflejó en la Circularidad (L (0,61) >B (0,52) ≥MC (0,51) = CFA (0,51)) y en la Solidity (L (0,94) >B (0,92) ≥MC (0,91) = CFA (0,89)) (p=0,02), mientras que la Redondez no fue significativa. Un mayor valor de Circularidad indica mayor esfericidad del agregado pero menor rugosidad en una escala asociada al tamaño del agregado, mientras que a menor valor de la variable Solidity indica mayores concavidades e identaciones indicando una mayor micro-rugosidad. Por otro lado, la Redondez (esfericidad), presentó el siguiente ordenamiento: L (0,74) <CFA (0,77) = B (0,80) = MC (0,85). En consecuencia, se puede observó que el MC presenta agregados más redondos, pero con mayor rugosidad a macro y micro-escala; en contraposición en la L se halló agregados más elongados y más suaves (menos rugosos), respondiendo a morfologías intermedias entre B y CFA. Estos datos concuerdan con la bibliografía donde aquellos agregados con una mayor estabilidad, presencia de agentes de agregación biológicos y no degradados dada la propia formación heterogénea de la agregación biológica. En contraposición, el tránsito de maquinaria y bajos contenidos de materia orgánica forma agregados que pueden ser clasificados como terrones (clods) los cuales son más irregulares (elongados) y menos rugosos. Por otra parte, la Circularidad y la Solidity presentaron correlaciones positivas con la DAP y negativas con la EA (0,82 y -0,75 respectivamente). Por su parte, la Redondez, se correlacionó positivamente con el COT y con la Ib. Esto demuestra que las variables altamente correlacionadas con agentes biológicos (EA, COT) modulan morfometrías con mayor redondez y rugosidad en distintas escalas, mientras que la compactación (DAP) acentúa los rasgos morfométricos irregulares y suaves de los agregados.

PALABRAS CLAVE: Agroecología, Imágenes de los agregados, Propiedades físicas.

DINÁMICA DEL POC Y MAOC: EXPLORANDO EL AJUSTE DE MODELOS DE 2- Y 3-POOLS

Fernandez-Catinot, F.[1, 2*], Hu, W.[1, 3], Sarquis, A.[4], Vaieretti, M. V.[2, 5], Pérez-Harguindeguy, N.[2 ,5], Feng, X.[3], Sierra, C. A.[1]

[1]Max Planck Institute for Biogeochemistry, Jena, 07745, Germany; [2] Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (UNC-CONICET). [3]Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100093, China. [4]Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura, (UBA-CONICET), Buenos Aires, Argentina. [5]Departamento de Diversidad Biológica y Ecología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba. * Av. Vélez Sarsfield 1611 (X5016GCA) Córdoba, Argentina. *fnfernandezcatinot@imbiv.unc.edu.ar

RESUMEN: El carbono orgánico del suelo (COS) es un reservorio clave por su magnitud y estabilidad. Los modelos biogeoquímicos, tales como los sistemas de compartimentos dinámicos, son una herramienta útil para evaluar y predecir la dinámica del COS en diferentes sistemas. Estos modelos separan al COS en distintos compartimentos funcionales, siendo ampliamente utilizados aquellos que consideran 2-pools: 1) C orgánico particulado (POC), formado por fragmentos vegetales de diferentes niveles de descomposición, y 2) C orgánico asociado a minerales (MAOC), cuyo C interactúa con partículas minerales finas y presenta mayor estabilidad. Sin embargo, estos modelos podrían no capturar completamente la dinámica del COS, ya que el POC puede estar integrado por compuestos lábiles y recalcitrantes, con distintas tasas de ciclado. Aquí, exploramos el desempeño de dos modelos (2- y 3-pools) para estimar los contenidos y la estabilidad del C en suelos de pastizales de las Sierras Grandes de Córdoba. Realizamos una incubación de laboratorio de 6 meses con suelos bajo dos tratamientos: 1) sin agregado (suelos control) y 2) con agregado de hojarasca. Medimos los contenidos iniciales y finales de POC y MAOC y la respiración acumulada, y usamos modelado inverso para aplicar sistemas de compartimentos dinámicos de 2- y 3-pools. En suelos control aplicamos modelos de 2-pools considerando POC y MAOC, y para aplicar modelos de 3-pools asignamos arbitrariamente un 10% del POC a un tercer pool de descomposición rápida. En suelos con agregado de hojarasca, para aplicar el modelo de 2-pools consideramos la hojarasca agregada como parte del POC, mientras que para el modelo de 3-pools, consideramos la hojarasca agregada como un pool independiente. Luego, comparamos las estimaciones con los datos observados, y evaluamos el ajuste de los modelos mediante el criterio de Akaike (AIC) y el error medio cuadrado (MSE). Observamos el mismo patrón entre suelos control y suelos con agregado de hojarasca: Los modelos de 2-pools no pudieron predecir simultáneamente los contenidos de POC y MAOC y la respiración. En contraste, los modelos de 3-pools ajustaron con precisión ambas variables simultáneamente, presentando los menores valores de AIC y MSE. El hecho de que aún para los suelos control los modelos de 3-pools presentaran un mejor ajuste, sugiere que el POC es efectivamente un compartimento heterogéneo, que debería representarse mediante distintos pools. Así, los modelos de 2-pools restringen al POC a un solo compartimento y, por ello, no pueden reproducir adecuadamente la dinámica de C inicial, más rápida, y la tardía, más lenta. En contraste, el mejor ajuste de los modelos de 3-pools se debe a que estos permiten distribuir estas dinámicas entre compartimentos con tasas más rápidas (meses), intermedias (años) y lentas (décadas). El uso del POC y MAOC ha contribuido a una comprensión más profunda de la dinámica del COS a nivel global. Sin embargo, los modelos basados en estas dos fracciones, representando al POC como un compartimento homogéneo, podrían no capturar completamente la dinámica del COS. Este aspecto debería considerarse para mejorar nuestras predicciones acerca del COS en distintos sistemas y bajo distintos manejos.

PALABRAS CLAVE: POC-MAOC, modelos biogeoquímicos, dinámica de C.

APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE CALCÁRIO E GESSO AGRÍCOLA EM OXISOL SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO NO PARAGUAI

Ferreira Gómez, A.[1, 3*], Tiecher, T.[1, 3], Rasche Álvarez, J. W.[2, 3], Candia-Díaz, A. B.[1, 3], Fatecha Fois, D. A.[2, 3]

[1] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Porto Alegre, Brasil; [2] Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias. San Lorenzo, Paraguay; [3] Grupo de Investigación de Manejo de Suelo y Agua (GI-MSA). San Lorenzo, Paraguay, [*]Ruta 2, km 18,5, (110215) Capiatá, Departamento Central, Paraguay, ferrana30@gmail.com

RESUMO: O uso de calcário e gesso são estratégias que podem mitigar os efeitos deletérios da acidez do solo e aumentar a disponibilidade de nutrientes. O objetivo do trabalho foi avaliar o efeito da aplicação superficial de calcário e gesso, isolados ou combinados, sobre a acidez do solo, a distribuição de nutrientes no perfil e a produtividade das culturas. O experimento foi conduzido em Nueva Esperanza, Canindeyú, Paraguai, entre mai/2021 e jan/2024, em um Oxisol mantido sob plantio direto (SPD) há mais de 20 anos. A caracterização química inicial do solo (0–10 cm) indicou teor de argila 560 g kg^{-1}, pH $CaCl_2$ 4,1, saturação por Ca+Mg+K 33%, saturação por Al 16,9%, Ca e Mg 3,3 e 1,0 $cmol_c$ dm^{-3}, P e K 51 e 235 mg dm^{-3}. Os tratamentos consistiram na aplicação superficial de: (i) calcário dolomítico (5,4 Mg ha^{-1}, PRNT 90%), (ii) gesso agrícola (2,0 Mg ha^{-1}), (iii) calcário+gesso (5,4 Mg ha^{-1}, PRNT 90% + 2,0 Mg ha^{-1}) e (iv) controle sem calcário e gesso, em delineamento fatorial 2×2 de parcelas subdivididas com três repetições. Amostras de solo foram coletadas 24 meses após a aplicação dos tratamentos nas camadas de 0–5, 5–10, 10–15, 15 20, 20–25, 25–30 e 30–40 cm. A aplicação de calcário com e sem gesso elevou o pH, os teores de Ca, Mg e a saturação por (Ca+Mg+K), reduziu a acidez potencial (H+Al) e saturação por Al na camada superficial (0–5 cm). O tratamento calcário+gesso aumentou o teor de P e K disponível (0–10 cm). O S apresentou incremento até 30 cm com a aplicação de calcário+gesso e até 40 cm com gesso isolado. Teores de micronutrientes como Zn, Cu e Mn foram maiores no tratamento controle, apresentando redução com a aplicação de calcário e gesso, sobretudo quando combinados. As alterações químicas do solo influenciaram a produtividade das culturas. A produção de matéria seca da aveia+nabo+centeio aumentou de 3,53 para 4,11 Mg ha^{-1} com a aplicação de gesso na ausência de calcário, sem efeito adicional na presença de calcário. Na safra 2022, a adição de gesso aumentou a produtividade da soja nos tratamentos sem calagem (1,59 Mg ha^{-1}), porém reduziu para (1,16 Mg ha^{-1}) na presença de calcário, em comparação ao tratamento com calagem isolada (1,37 Mg ha^{-1}). A produtividade de sorgo 2022, não foi influenciada pelos tratamentos. Na safra de soja 2023, a adição de gesso diminui a produtividade de 3,25 para 2,84 Mg ha^{-1}independentemente da calagem. Na safra de milho 2024, a aplicação de gesso incrementou a produtividade de 4,39 para 4,93 Mg ha^{-1} nos tratamentos sem calcário, já quando combinada ao calcário, reduziu a produtividade de 5,00 para 4,41 Mg ha^{-1}. A aplicação de calcário+gesso melhorou as propriedades químicas do solo; entretanto, não resultou em aumento de produtividade e, em algumas safras, reduziu o rendimento, demonstrando que o uso do gesso deve ser criterioso, pois sua eficiência foi condicionada pela calagem e cultura.

PALAVRAS-CHAVE: acidez do solo, calcário agrícola, gesso agrícola.

1458

EFECTOS DE LA TEMPORALIDAD Y SEVERIDAD DE INCENDIOS FORESTALES SOBRE SUELOS DE BOSQUES DE CIPRÉS-COIHUE (EL BOLSÓN-RÍO NEGRO)

Furlan, N.[1*], Letourneau, F.[2], Gonzalez Polo, M.[3]

[1] INTA AER San Martín de los Andes, [2] INTA Campo Forestal General San Martín; [3] Grupo Suelos INIBIOMA, CONICET-Universidad Nacional del Comahue. * Mascardi 535, San Martín de los Andes Prov. de Neuquén. furlan.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN: Los incendios forestales representan disturbios de alta relevancia en los bosques andino-patagónicos, con efectos directos sobre la estructura y el funcionamiento del suelo. La intensidad y severidad del fuego, junto con el tiempo transcurrido desde el incendio, condicionan la magnitud y persistencia de estos impactos. Este estudio evaluó los efectos de incendios de alta severidad con distinta temporalidad sobre variables físico-químicas del suelo en la región de El Bolsón, Prov. Río Negro, Argentina. Se planteó como hipótesis que los suelos recientemente afectados por incendios de alta severidad presentan una mayor degradación física y química en comparación con suelos quemados con anterioridad, debido a los efectos inmediatos del fuego y a la limitada recuperación post-disturbio. Se seleccionaron tres sitios contrastantes en un bosque de Ciprés–Coihue: un área quemada rdurante el verano de 2025 con severidad alta (SA), un área quemada en 2023 con severidad media–alta (QV) y un sitio no quemado (NQ) situación de referencia. En cada sitio se establecieron tres parcelas, dentro de las cuales se tomaron 10 submuestras de suelo, totalizando 90 observaciones por variable. Se relevó: densidad aparente (DAP) como variable física del suelo, y pH, conductividad eléctrica (CE), amonio (NH_4^+), nitratos (NO_3^-) y fósforo-Olsen (P) como variables químicas. El análisis se realizó mediante modelos lineales mixtos, considerando al sitio como efecto fijo y a la parcela anidada en sitio como efecto aleatorio, lo que permitió discriminar la variabilidad intra e interparcela. Los resultados mostraron un patrón consistente con la hipótesis planteada. La DAP presentó un gradiente marcado entre sitios, con valores significativamente mayores en SA, intermedios en QV y menores en NQ, lo que indica una mayor compactación y degradación estructural del suelo en el sitio recientemente quemado. El pH fue significativamente más bajo en el sitio NQ, mientras que los sitios quemados presentaron valores más altos y similares entre sí, lo que podría sugerir un efecto persistente del fuego sobre la acidez del suelo al menos tres años después del incendio. La CE y el NH_4^+ mostraron incrementos muy marcados en SA, significativamente superiores a los registrados en QV y NQ. Este patrón es consistente con una elevada disponibilidad de sales solubles y una liberación intensa de nitrógeno mineral asociada a la combustión de la materia orgánica, así como a una posible inhibición temporal de los procesos de nitrificación en el período post-incendio temprano. El sitio QV presentó valores intermedios, lo que indica una recuperación parcial de estas variables con el tiempo. En contraste, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre sitios para NO_3^- ni P disponible, aunque QV evidenció una marcada heterogeneidad espacial. En conjunto, los resultados indican que los incendios de alta severidad generan una degradación física y química intensa del suelo en el corto plazo, mientras que algunos efectos persisten en el mediano plazo. Asimismo, se destaca la importancia de considerar simultáneamente múltiples variables edáficas y la heterogeneidad espacial para comprender los procesos de degradación y recuperación post-incendio en suelos forestales de la Patagonia Andina.

PALABRAS CLAVE: Severidad en suelos, Incendios, Bosque nativo.

INFLUENCIA DEL MÉTODO DE REFERENCIA EN LA PREDICCIÓN DE CARBONO Y NITRÓGENO EMPLEANDO ESPECTROSCOPÍA VIS-NIR

Kloster, N.[1, 2*], Ortiz, D. A.[1, 3], De Dios Herrero, J.[1, 2], Beroisa, C.[1]

[1] Estación Experimental "Ing. Agr. Guillermo Covas" Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Ruta Nac. Nº5 km 580, Anguil, La Pampa; [2] Facultad de Agronomía – Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); [3] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); * kloster.nanci@inta.gob.ar

RESUMEN: La espectroscopía en el visible e infrarrojo cercano (Vis-NIRS) permite estimar el contenido de carbono orgánico (CO) y nitrógeno total (NT) del suelo. Tiene numerosas ventajas frente a los métodos tradicionales de laboratorio, tales como rapidez, bajo costo, mínima preparación de la muestra de suelo, evita el uso de reactivos químicos peligrosos. Aunque requiere de una previa calibración para lo cual un set de muestras de suelo debe ser analizado con un método de laboratorio de referencia. Para el CO y NT se utilizan comúnmente los métodos de oxidación húmeda: CO por Walkley & Black (W&B), NT por Kjeldahl, y combustión seca comúnmente con autoanalizador (LECO). El C determinado por W&B se denomina CO fácilmente oxidable, asumiendo que el CO no se oxida completamente, por lo cual se aplica un factor de oxidación para convertir el CO fácilmente oxidable a CO total. Este factor genérico igual a 1,3, asume una oxidación promedio del 77 %, aunque se conoce que el factor de oxidación verdadero puede ser específico para cada suelo. El C determinado por LECO es C total, incluyendo CO y C inorgánico (en caso de que el suelo lo contenga). En cambio, el nitrógeno determinado por ambos métodos de referencia suelo considerarse NT. El objetivo de este trabajo fue evaluar la performance de la calibración Vis-NIRS para CO y NT, empleando los dos métodos de referencia. Para ello se utilizaron 20 muestras de suelo, seleccionadas de acuerdo con su contenido de CO W&B (IRAM-SAGyP 29571:2) y sin C inorgánico (reacción negativa al ácido clorhídrico), y se analizaron con equipo LECO Truspec para C y NT y con método Kjeldahl (IRAM-SAGyP 29572) para NT. Se tomó el espectro Vis-NIR de las muestras con equipo FOSS DS2500, y se realizó la calibración a partir de una validación interna cruzada leave one out, la cual se evaluó con el criterio del mínimo error estándar (SEC) y el máximo coeficiente de determinación (R^2). La calibración obtenida para CO utilizando ambos métodos de referencia mostró una performance comparable (R^2=0,98; SEC=0,24 para LECO; R^2=0,97; SEC=0,24 para W&B). La calibración obtenida para NT fue aceptable para ambos métodos de referencia, aunque mejorada para Kjeldahl (R^2=0,97; SEC=0,01) respecto de LECO (R^2=0,94; SEC=0,02). Los resultados se ajustan a lo esperable desde el punto de vista teórico al utilizar W&B y LECO para CO en suelos con ausencia de C inorgánico. No se observa influencia del factor de oxidación a partir del set de muestras analizado. Se concluye que ambos métodos de referencia son aceptables para ser usados en calibraciones Vis-NIRS para estimar CO y NT en suelos sin C inorgánico.

PALABRAS CLAVE: oxidación húmeda, combustión seca, calibración Vis-NIRS.

1460

PHYSICAL, CHEMICAL AND MORPHOLOGICAL CHARACTERIZATION OF THE FLOODPLAIN OF THE LUJAN RIVER BASIN

Llera, M. A.[1, 2*], Jorge, G. A.[1, 2], Coniglio, M. E.[1, 3], Silva, A. V.[1, 4]

[1] Universidad Nacional de General Sarmiento; [2] Instituto de Ciencias;[3] Instituto de Industria; [4] Instituto de Desarrollo humano; * Juan Maria Gutierrez 1150. Los polvorines. Provincia de Buenos Aires. mllera@campus.ungs.edu.ar

ABSTRACT: This contribution aims to study the characteristics of the soils that make up the Luján River floodplain, considering areas with temporary or permanent, surface or subsurface water, and their rising and falling water levels. To this end, an interdisciplinary approach was used, taking into account soil characteristics while also considering records of climate change in the area, land use, and its changes in recent years within an expanding population. The presence of lichens, flora, and fauna was also analyzed as biological indicators.
The morphological, chemical, and physical characterization, as well as the taxonomic classification, of five geomorphological units of the wetland present in the Pilar Nature Reserve were carried out. The ecosystem is located on the floodplain of the Luján River, in the Pilar district, province de Buenos Aires. To describe the physical and chemical properties of the soil, parameters such as salinity, pH, and soil conductivity were measured. Magnetic analysis was performed, considering susceptibility, coercivity, and paramagnetism, which allow for the determination of particle sizes. The analyses of physicochemical parameters were carried out at the Environmental Analysis and Geophysics Laboratory (LAAGEO) of the National University of General Sarmiento. Five reference samples were taken for taxonomic description. For the taxonomic description of the soil sample units, the guidelines of the National Center for Soil Studies and the FAO Soil Description Guide were followed. The soil profiles evaluated were derived from material deposited by the Horizontal Hydrographic Basin (HT) and from material transported from the upper part of the basin. The soil profiles of the different sectors of the basin exhibit variability in their physicochemical properties. This variability may be related to previous land use and the presence of industrial activity in the reserve. Before the ecosystem was conserved, a military factory and a textile dyeing plant operated in the area.
Preliminary results indicate that the soils of this wetland are highly heterogeneous and exhibit distinctive pedological characteristics due to fluvial and lacustrine depositional disturbances. All profiles showed textural heterogeneity, with sandy clay loam and sandy soils predominating due to recently deposited material, although one of the core samples showed finer particles, reflecting the high weathering in this area. Chemical characteristics exhibited horizontal and vertical variability across the profiles, primarily influenced by the land use prior to the establishment of the reserve. Chemical and magnetic analyses allow for the temporal reconstruction of changes in land use within the reserve and the determination of the impact on environmental conservation.

KEYWORDS: Wetland, Morphology, Soil.

MORFOLOGÍA DE AGREGADOS EN SUELOS DEL SUDESTE BONAERENSE BAJO MANEJOS CONVENCIONALES Y AGROECOLOGÓGICOS

Lonardi, M. R.[1], Behrends Kraemer, F.[1, 2], Vega, D.[1], Yac Sacalxot, H. V. J.[1], Ibarra, S.[3] Fernandez, P. L.[1, 2*]

[1] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [2] CONICET; [3] SENASA.* fpl@agro.uba.ar

RESUMEN: En la Región Pampeana predomina un modelo de producción agrícola convencional (CONV), centrado en maximizar el rendimiento mediante el uso intensivo de insumos externos, y la simplificación de rotaciones. Este enfoque ha sido cuestionado por sus impactos sobre los agroecosistemas, incluyendo la degradación de la estructura del suelo, procesos erosivos, pérdida de biodiversidad y mayor dependencia tecnológica. En contraste, los sistemas agroecológicos (AE) promueven mayor diversidad, menor uso de insumos externos y una comprensión integral de los procesos ecológicos, favoreciendo sistemas más estables y resilientes. En este contexto, la salud del suelo integra dimensiones físicas, biológicas y funcionales. La morfología de los agregados permite sintetizar el efecto de los distintos manejos sobre la estructura del suelo. La observación directa de agregados es una metodología sencilla, de bajo costo y aplicable en el campo, con alto potencial como herramienta de extensión, diagnóstico participativo e intercambio de saberes con productores/as. El objetivo del presente trabajo fue comparar la morfología de agregados (2-4 cm) del suelo según: número de caras, aristas y vértices, presencia de raíces, la porosidad visible en sistemas CONV respecto de los AE en el sudeste bonaerense, y evaluar su relación con el carbono orgánico total (COT). El muestreo se realizó en la Pampa Austral, durante el año 2023, en tres pares de lotes productivos CONV y AE (1, 2 y 3), a dos profundidades (0–5 y 5–20 cm), con el fin de captar la variabilidad espacial y vertical del suelo. Las observaciones morfológicas de los agregados fueron realizadas por cuatro evaluadores/as independientes. El análisis de varianza mostró respuestas principalmente en el estrato de 0–5 cm. El tratamiento no presentó efecto en el número de caras, mientras que aristas y vértices fueron marginalmente significativos (p=0,06), mostrando un aumento en AE con respecto a CONV. La presencia de raíces y porosidad visible fueron significativas: 3CV >2AE >3AE ≥1CV ≥1AE ≥2CV indicando que AE presenta en general más raíces y porosidad visible. En 5–20 cm, la porosidad fue la única variable que resultó significativa: 2CV >2AE ≥3AE ≥1AE ≥1CV ≥3CV, con un comportamiento similar al estrato superficial. Las correlaciones entre las variables medidas y el COT fueron positivas y significativas en el estrato 0–5 cm. Estas correlaciones positivas estuvieron relacionadas con los lotes con mayor tiempo de ocupación con cultivos, lo que podría haber favorecido la acumulación del mismo, independientemente del sistema productivo. En 5–20 cm, la única correlación significativa se encontró entre la porosidad visible y el carbono orgánico en sentido negativo, resaltando diferencias en los procesos que estructuran los estratos superficiales y subsuperficiales. En conjunto, los resultados muestran que la morfología de agregados refleja variaciones entre manejos y profundidades, y que su relación con el carbono depende también de la historia de cada lote. En los AE, las labranzas puntuales realizadas para manejar enfermedades podrían haber afectado parcialmente la estructura, como se ha señalado en otros estudios. Esto sugiere que la estructura integra tanto el efecto de las raíces como el de disturbios mecánicos recientes, resaltando la importancia de considerar la historia de manejo.

PALABRAS CLAVE: formas de agregados, estructura del suelo, salud del suelo.

RESPUESTA DE LECHUGA (*LACTUCA SATIVA*) AGROECOLÓGICA A LA DOSIS DE COMPOST EN SUELOS CALCÁREOS

Luna, M.[1, 2*], Calfuquir, M.[1], Luján Orellano, J.[1], Pellejero, G.[2], Aschkar, G.[2], Doñate, T.[3], Bezic, C.[1]

[1] Universidad Nacional de Rio Negro, Sede Atlántica; [2] Universidad Nacional del Comahue, Centro Universitario Regional Zona Atlántica y Sur; [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Estación Experimental Valle Inferior; * Ruta Provincial N° 1 y Rotonda Cooperación, Viedma, Río Negro, Argentina, mluna@unrn.edu.ar

RESUMEN: En los modelos de producción agroecológica sobre suelos con limitaciones de fertilidad la incorporación de enmiendas orgánicas puede actuar como mejorador funcional del recurso edáfico, permitiendo optimizar la respuesta productiva de los cultivos hortícolas. El objetivo del presente estudio fue evaluar la respuesta del crecimiento de lechuga (*Lactuca sativa*) romana, de origen agroecológica, a distintas dosis de compost, obtenido con residuos de cebolla y estiércol vacuno, en suelos con alta reactividad a la presencia de carbonatos. A campo, en macetas de 5 L de capacidad, se cultivó lechuga romana con cuatro dosis de compost (tratamientos): 0, 2, 4 y 6 kg m^{-2} con 5 réplicas por tratamiento (n= 20). El suelo utilizado fue extraído de la capa arable (0 - 20 cm) de un lote con historial hortícola bajo producción convencional de Cebolla (*Allium cepa*) y Zapallo (*Cucurbita máxima*) del área bajo riego en el Valle Inferior de la Provincia de Río Negro; de textura franco arenosa, alcalino (pH= 8,5) y alta reactivad a la presencia de carbonato de calcio. El periodo de cultivo se extendió a 90 días desde el trasplante a cosecha, donde de midió: biomasa aérea (gr plt^{-1}), materia seca de raíz (gr raíz plt^{-1}), y relación parte biomasa aérea y materia seca de raíz. Para comparar la respuesta del cultivo a la dosis compost se analizaron los datos mediante análisis de la varianza y test LSD Fisher al 5%. Las dosis más altas (4 y 6 kg m^{-2}) aumentaron la producción de biomasa aérea (+8,1 y +19,1 gr plt^{-1} respectivamente) respecto al tratamiento control (0 kg m^{-2}), e inclusive el tratamiento de 6 kg m^{-2} produjo 11,6 gr plt^{-1} más que el de 4 kg m^{-2}. Por el contrario, a dosis bajas (2 kg m^{-2}) no se encontró respuesta significativa al compararla con el tratamiento control. Respecto al sistema radicular, se encontró diferencia sólo a favor de la dosis de 6 kg m^{-2} (2,06 vs. 0,91 gr raíz plt^{-1}), sin detectar cambios significativos entre los otros tratamientos. La relación biomasa aérea y materia seca de raíz no presentó diferencias entre tratamientos y su valor estuvo comprendido entre 16,2 y 22,0. El uso de compost en suelos calcáreos a dosis altas mejoró la respuesta de cultivo de lechuga romana, probablemente debido a que permitió una mayor biodisponibilidad de nutrientes del suelo. La aplicación de compost como corrector de limitaciones edáficas en modelos de producción hortícola agroecológica podría ser una herramienta de manejo factible para mejorar la productividad de los cultivos.

PALABRAS CLAVE: Horticultura, Fertilidad edáfica, Enmiendas.

EVALUACIÓN DE EROSIÓN EÓLICA EN SECUENCIAS DE CULTIVOS CON MANÍ EN BUENOS AIRES

Macchiavello, A.[1*], Colazo, J. C.[2, 3], Álvarez, C.[4]

[1] AER General Villegas, INTA; [2] EEA San Luis, INTA; [3] Departamento de Ciencias Agropecuarias, UNSL; [4] AER General Pico, INTA. * San Martin 26, General Villegas, Provincia de Buenos Aires, macchiavello.a@inta.gob.ar

RESUMEN: El cultivo de maní (*Arachis hipogeae* L.) se ha incorporado en las rotaciones agrícolas en el oeste de Buenos Aires provocando conflictos erosivos y de degradación de lotes debido a los cambios en la dinámica de la cobertura vegetal y a la remoción de suelos. A pesar de la importancia de la problemática, no existen estudios que cuantifiquen el efecto del manejo en el riesgo a la erosión, ni tampoco mediciones que comparen el efecto de diferentes prácticas. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la inclusión de trigo luego de maní en las tasas de erosión eólica en un Hapludol típico de General Villegas. El ensayo estuvo ubicado a 35 km de General Villegas, próximo a la localidad de Piedritas (-34.47°; -63.03°). El suelo de clasifica como un Hapludol típico serie Lincoln 32, con una textura superficial franco arenosa, se seleccionó un tratamiento sin cultivos de cobertura (sT) luego del arrancado o cosecha del maní, y un tratamiento con cultivo de trigo (T). En cada uno de estos tratamientos se instalaron parcelas de medición de la erosión eólica usando colectores BSNE. Para evaluar el control por parte del T calculamos la erosión eólica relativa (ER) como el cociente entre el total de sedimentos recogidos en la parcela con T y el de la parcela sT ($ER = E_T / E_{sT}$). Al momento de recoger el sedimento determinamos la proporción de cobertura en cada situación utilizando el programa CobCalc. El cultivo de trigo fue sembrado el 10 de julio, en siembra directa. Las mediciones se realizaron en períodos cercanos a los 15 días desde inicios de septiembre hasta el 31 de octubre. Inicialmente, la erosión fue mayor en T que en sT, debido a la elevada cantidad de rastrojo remanente en este último y la baja cobertura en T, ya que el trigo se encontraba en sus estadios iniciales. Esto implicó valores de ER mayores a 100%. Sin embargo, a partir de finales de septiembre y octubre, la eficiencia de control fue mayor (ER <60 %), lo que se logra con niveles de entre 50-60 % de cobertura debido al buen desarrollo del cultivo de trigo. En General Villegas, el umbral crítico de cobertura fue alcanzado sobre el final del mes de septiembre, cuando el desarrollo del cultivo de trigo evidenció una mayor eficiencia en el control. Estos resultados representan las primeras mediciones de erosión eólica luego de maní en suelos del noroeste de Buenos Aires. Los mismos muestran que en aquellas condiciones en donde sea tarde sembrar un cultivo de cobertura debido al retraso en el arrancado o cosecha de maní, el trigo para grano sería recomendable para el control de la erosión. Sin embargo, estas conclusiones son preliminares, ya que representan el primer año de medición.

PALABRAS CLAVE: Trigo, Suelo, Coberturas.

CARACTERIZACIÓN EDÁFICA DEL BOSQUE COSTERO DE TIERRA DEL FUEGO CON PRESENCIA DE *DRIMYS WINTERI* (CANELO)

Maltese, C. P.[1], Paredes, N.[2], Cuffre Romero, M.[1], Ortíz, G.[3], Pellegrinuzzi, A.[1], Farina, S.[4], Castro, A.[1], Fernández, N.[1], Camilión, C.[1], Massaccesi, G.[5], Pal, N.[1], Bustamante, G. N.[1, 3*]

[1] ICPA-UNTDF, Yrigoyen 879, Ushuaia, TDF, gnbustamante@untdf.edu.ar; [2] INTA Tierra del Fuego AeIAS; [3] CADIC - CONICET; [4] DGDF- SDP y Pyme - Ministerio de Producción y Ambiente; [5] APN Tierra del Fuego.

RESUMEN: La caracterización edáfica del bosque resulta fundamental para comprender los requerimientos ambientales y la dinámica de establecimiento de las especies afectadas por presiones antrópicas. *Drimys winteri* J.R.Forst. & G.Forst (canelo) es una especie nativa característica de los ambientes costeros de Tierra del Fuego. La misma se encuentra amenazada por actividades antrópicas como la urbanización, la introducción de especies no nativas y por la cosecha no regulada de sus frutos. El objetivo de este trabajo fue caracterizar los suelos asociados a la presencia de canelo en la costa de la provincia. Durante febrero de 2025 se recolectaron muestras de suelo en tres sitios costeros del canal Beagle con presencia de canelo: Moat (54°54′23.4″ S, 67°05′59.5″ O), Túnel (54°48′24.9″ S, 68°18′45.3″ O) y Parques Nacionales (PN) (54°51′33.85″ S, 68°33′55.45″ O). En cada sitio se seleccionaron al azar dos subsitios, donde se establecieron seis transectas de 50 m para obtener cuatro muestras de suelo por transecta (n=24) con un cilindro de 184,7 cm³. Se evaluó la densidad aparente (DA), la materia orgánica (MO), la conductividad eléctrica (CE), el pH y la textura del suelo. Los resultados indicaron que la DA fue similar entre sitios (p= 0,932; H= 0.14), con valores promedio de 0,56 ± 0,20 g·cm⁻³ en Moat, 0,61 ± 0,45 g·cm⁻³ en PN y 0,56 ± 0,27 g·cm⁻³ en Túnel. La MO tampoco presentó diferencias significativas (p= 0,686; H=0,76), registrándose valores de 55,85 ± 25,14 % en Moat, 45,18 ± 32,00 % en PN y 53,22 ± 20,62 % en Túnel. Si bien la CE no mostró diferencias significativas entre sitios (p= 0,068; H= 5.37), se observó una tendencia a valores menores en PN (0,21 ± 0,14 mS) respecto de Túnel (0,45 ± 0,27 mS) y Moat (0,49 ± 0,26 mS). El pH fue ácido y similar entre sitios (p= 0,120; H=4,25), con valores de 4.31 ± 0.39 en PN, 4.72 ± 0.65 en Moat y 4.91 ± 0.55 en Túnel. No se detectaron diferencias significativas entre sitios para ninguna de las fracciones texturales, con valores promedio de 48,7 % de arena (p= 0,512; H= 1,34) 42,7 % de limo (p= 0,332; H= 2,21) y 8,55 % de arcilla (p= 0,717; H= 0,67). La caracterización edáfica sugiere que el canelo se establece en ambientes costeros fueguinos asociados a suelos ácidos, con alto contenido de materia orgánica. La identificación de este patrón edáfico no solo describe el ambiente donde persiste la especie, sino que evidencia la vulnerabilidad de estos sistemas frente a disturbios. Generar información de base sobre suelos asociados a *Drimys winteri* resulta clave para anticipar escenarios de conservación en la costa fueguina.

PALABRAS CLAVE: canelo, suelo, materia orgánica.

ANÁLISIS DE MICROAGREGACIÓN EN SUELOS DE PASTIZALES MEJORADOS CON LEGUMINOSAS EN LA DEPRESIÓN DEL SALADO

Marentes Amaya, F. L.[1*], Gelatti, P.[2], Otondo, J. [4], Bailleres, M.[4], Costantini, A.[1, 3], Romaniuk, R.[1]

[1]Instituto de Suelos, INTA, De los Reseros y Nicolás Repetto s/n, B1686, Hurlingham, Bs. As., Argentina. [2] Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales; UNLP, La Plata. [3]Cátedra de Edafología, FAUBA. [4]E.E.A. Cuenca del Salado, Chascomús. *marentesamaya.f@inta.gob.ar

RESUMEN: El 60% de los suelos de la Depresión del Salado se encuentran afectados por procesos de hidro-halomorfismo, condición que restringe la productividad de los pastizales. Debido a ello, se han implementado estrategias de manejo que promueven la inclusión de especies adaptadas como *Lotus tenuis*. Varios autores hallaron que la promoción de dicha especie (PLT) en pastizales naturalizados de la pampa deprimida ha generado un incremento en el stock de carbono en los primeros 30 cm de suelo, asociado a la cantidad de años en los que se aplicó esta práctica. Este incremento en el carbono orgánico edáfico podría mejorar la estabilidad estructural de los suelos de la región. Ciertos autores proponen analizar la microestructuración a partir de determinar la textura aparente que consiste en cuantificar los porcentajes de las fracciones de tamaño arena, limo y arcilla sin dispersar la muestra y compararlos con los reales obtenidos por pipeta. La materia orgánica produce un efecto de microagregación sobre las partículas elementales que se evidencia en el incremento de las arenas aparentes. Algunos autores realizaron estudios en suelos agrícolas y demostraron que cambios en el contenido de carbono del suelo pueden ser evidenciados en la microagregación a partir del contenido de las arenas aparentes (50-2000 µm), que se correlaciona en forma positiva con la microestructuración y la estabilidad estructural del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la PLT sobre la microagregación en los primeros 30 cm del suelo y su relación con los contenidos de carbono orgánico. Para ello, en la chacra experimental Manantiales, partido de Chascomús se determinó el carbono orgánico total (COT) y las fracciones aparentes (arena, limo y arcilla) a 0-10, 10-20 y 20-30 cm de profundidad con diferente cantidad de años de PLT: 0 (control), 5 y 15 años. El COT en PLT 15 años de 0-20 y 20-30 cm fue estadísticamente mayor ($p<0.05$) que las otras situaciones, aunque de 0-10 cm esta diferencia no fue significativa. En todos los tratamientos se observó un incremento de la fracción arena aparente respecto de la real ($p<0,05$) y una disminución en los contenidos de arcilla y limo aparentes respecto de los reales ($p<0,05$). El contenido de arena aparente en PLT 5 años de 0-10 y 20-30 cm fue mayor ($p<0.05$) que las otras situaciones, sin diferencias estadísticamente significativas de 10-20 cm. En estas condiciones no se encontró correlación entre el COT y el contenido de arena aparente. La falta de correlación entre estas dos variables podría ser consecuencia de que en estos suelos de naturaleza hidro-halomórficos, la presencia del sodio produce dispersión del complejo coloidal como lo reportan algunos autores, por lo tanto, se debería incluir el contenido de sodio en el análisis de microestructuración. Este trabajo fue financiado por FONTAGRO y el Gobierno de Nueva Zelanda.

PALABRAS CLAVE: *Lotus tenuis*, carbono orgánico, halomorfismo.

1466

EFECTOS A LARGO PLAZO DE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA EN UN SUELO FRANCO LIMOSO SUBTROPICAL DEGRADADO

Mieres, L.[1], Spontón, M.[1*], Lorenzini, H.[2]

[1] INTA EEA Reconquista. Laboratorio Suelo Agua y Vegetales. Ruta 11 km 773. Reconquista, Santa Fe (Arg).[*] mieres.luciano@inta.gob.ar

RESUMEN: La intensidad de cultivos y laboreos influye en la sustentabilidad agronómica, especialmente en el secuestro de carbono orgánico del suelo (COT), la porosidad y la densificación superficial en suelos franco-limosos. Las rotaciones y praderas permanentes pueden mejorar la capacidad de retención de agua (WHC). El conocimiento sobre los plazos de estos procesos en ambientes subtropicales es limitado. Este trabajo evaluó la capacidad de rotaciones productivas y rentables, de distinta intensidad y con labranzas y siembra directa (SD), frente a rotaciones con cultivos de cobertura y praderas forrajeras para revertir indicadores de degradación del suelo a mediano-largo plazo. En parcelas de 500 m^2 del ensayo de larga duración de la EEA Reconquista (con más de 10 años), usando cultivares, fertilizantes, herbicidas y maquinaria equivalentes a lotes comerciales, se compararon seis tratamientos: Rotación trigo-soja/girasol-maíz/soja en SD (TSGMS-SD) y su versión con labranza mínima (TSGMS-LM), la cual recibió seis rastras de discos/año. Rotación algodón/soja/maíz (ASM) y su versión intensificada con cultivos de cobertura (ASMCC: algodón-ccinvernal/soja/maíz-ccestival). Secuencia de 4 siembras de alfalfa en labranza mínima (ALF) y pastura de gramínea Rhodes (GR), ambas para heno. Entre los resultados se destaca que las pasturas GR y ALF a 10 años mostraron mayor stock de COT: 17% y 13% más en 0–10 cm y 10–20 cm, respectivamente, y mayores contenidos en la suma de los estratos hasta 40 cm (GR 42,5 Mg/ha; ALF 39,2 Mg/ha). Las rotaciones agrícolas tuvieron menor stock de COT (ASMCC 35,6 Mg/ha; ASM 34,1 Mg/ha), con ganancia del 4% al incorporar cultivos de cobertura. SD acumuló COT: TSGMS-SD 34,5 Mg/ha y TSGMS-LM 33,5 Mg/ha (SD 3% mayor). La intensificación de secuencias en SD resultó más favorable para COT, al comparar TSGMS vs ASM. La menor densidad aparente (DAp) se relevó en ALF (0–10 cm: 1,37 g/cm3) y mayor PT (44,4%). GR presentó alta DAp y baja PT (1,44 g/cm3; 38,9%), parcialmente por la LM entre ciclos en ALF y no en GR. DAP: ASM y ASMCC, 1,49 g/cm3; TSGMS-SD y TSGMS-LM, 1,42 y 1,38 g/cm3, respectivamente. Porosidad total: 40,5–37,5% sin diferencias significativas. WHC: 34,5–37%, destacando ALF con 38,3%. La resistencia mecánica a la penetración (RMP) en GR mostró valores >1,5 MPa; otros tratamientos variaron entre 1,3–0,9 MPa, salvo ALF con 0,7 MPa. Como conclusiones del trabajo, alfalfa bajo LM mejoró COT, PT, WHC, y redujo DAP y RMP, mientras que la secuencia intensificada ASMCC fue la mejor de las rotaciones agrícolas evaluadas en COT y RMP. Ambas estrategias pueden contribuir a la sustentabilidad de agroecosistemas extensivos en suelos francolimosos de Santa Fe.

PALABRAS CLAVE: subtrópico, carbono, porosidad.

PLATAFORMA DIGITAL DEL OBSERVATORIO DE SUELOS SANTAFESINOS (PD-OSS)

Monti, M.[1], Scarabotti, D.[2]

[1] CIASFE/Coordinación OSS; [2] Ministerio de Desarrollo Productivo-GSF/Coordinación OSS;
[*] m.e.monti@gmail.com

RESUMEN: La Plataforma Digital (PD) es una herramienta técnico-operativa desarrollada por el Observatorio de Suelos Santafesinos (OSS), para asistir al Ministerio de Desarrollo Productivo de la provincia de Santa Fe en la implementación de la Ley Provincial Nº 10.552 de Conservación de Suelos y, simultáneamente, fortalecer la gestión profesional del recurso suelo por parte de los asesores técnicos. La PD-OSS permite formular, simular y evaluar Planes de Manejo de sistemas productivos (PM) con horizonte quinquenal, elaborados sobre Unidades de Manejo definidas como espacios ambientalmente homogéneos sometidos a un mismo manejo productivo. La plataforma se encuentra disponible en modalidad on-line para profesionales habilitados a través del portal de trámites del Ministerio, garantizando acceso estandarizado, trazabilidad de la información y consistencia metodológica. En continuidad con los desarrollos iniciales del OSS presentados en el ámbito de la AACS, la PD-OSS se apoya en la simulación de cuatro parámetros originalmente definidos como indicadores de calidad de suelos , que sintetizan procesos clave del sistema suelo–agua–producción: i) la evolución de la materia orgánica del suelo mediante el modelo AMG v.3 (INTA),ii) el balance simple de fósforo según metodología IPNI, iii) el riesgo de erosión hídrica a través de RUSLE (FAO–INTA) y iv) el consumo de agua mediante CROPWAT (FAO), ajustado con información regional provista por INTA. Estos parámetros operan actualmente como indicadores integradores, cuya trayectoria permite inferir el impacto de un Plan de Manejo sobre la funcionalidad del suelo y anticipar tendencias de degradación o recuperación del sistema productivo. Adicionalmente, el pH del suelo se incorpora como variable de estado no modelizada, comparando la condición actual con valores de referencia de la Carta de Suelos del INTA. Su inclusión aporta contexto diagnóstico para la interpretación agronómica de los resultados, sin intervenir en los criterios de evaluación ni en los procesos de aprobación de los PM. Desde el punto de vista operativo, la PD-OSS integra información edáfica, climática y de manejo en un entorno digital único, facilitando la evaluación de escenarios y el seguimiento de trayectorias productivas y ambientales. Esta lógica de análisis permite desplazar el foco desde evaluaciones estáticas hacia una planificación basada en procesos, fortaleciendo la gestión del riesgo productivo y climático. Más allá de su rol dentro de la política pública, la PD-OSS constituye una herramienta de apoyo a la toma de decisiones para el asesor profesional. La visualización de resultados, la comparación de alternativas de manejo y la retroalimentación sobre el desempeño del sistema contribuyen a mejorar la calidad del diagnóstico, optimizar las recomendaciones técnicas y fortalecer el ejercicio profesional. De este modo, la plataforma articula política pública y práctica técnica, promoviendo sistemas productivos más eficientes, estables y sostenibles.

1468

PALABRAS CLAVE: erosión hídrica, materia orgánica, fósforo.

TRÁNSITO CONTROLADO Y CALCIO SOLUBLE: EFECTO SOBRE LA DENSIDAD APARENTE, POROSIDAD TOTAL Y CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA

Morelli, E. S.[1], Oggero, E.[1, 2*], Nicolier, J. G.[1], Masola, M. J.[1], Alisio, M.[2], Alesso, C. A.[1], Imhoff, S.[2]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias-UNL, Kreder 2805, (3080) Esperanza, Prov. De Santa Fe; [2] ICiAgro Litoral-CONICET-UNL, Kreder 2805, (3080) Esperanza, Prov. De Santa Fe; * eugenia.oggero@gmail.com

RESUMEN: Los suelos del centro santafesino son muy susceptibles a la compactación debido al elevado contenido de limo, la pérdida de materia orgánica y cationes floculantes a causa de la extracción por los cultivos. El transito controlado de la maquinaria (TC) es una tecnología de procesos poco utilizada en Argentina cuyo objetivo es generar áreas libres de compactación (ALC) y zonas de tránsito permanente (STP). La presión ejercida por los rodados produce un incremento de la densidad del suelo, el volumen de macroporos disminuye y se afecta la geometría y conectividad de los poros, causando problemas en el movimiento de agua en el suelo. Por lo que es necesario implementar sistemas de tránsito controlado y a su vez incorporar los cationes perdidos, como el calcio, para recuperar la estructura y revertir la degradación. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del TC y aplicación de calcio soluble, sobre la conductividad hidráulica saturada (Ks), densidad aparente (Dap) y porosidad total (PT) del suelo. En un Argiudol típico de Santa Fe se establecieron ensayos de TC con 3 niveles de compactación en la STP: T0 (sin compactación inicial), T1 (compactación inicial hasta lograr 2 MPa de resistencia mecánica) y T2 (compactación inicial hasta lograr 4 MPa), con un diseño en bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones. Luego de 8 años, se aplicó una mezcla de sulfato e hidróxido de calcio (70:30) en polvo para alcanzar un 75% de saturación con calcio de la CIC. 1 año después de las aplicaciones se tomaron muestras no disturbadas a los 0-10 cm en cilindros de 5x5 cm en las STP y ALC de cada tratamiento, con y sin aplicación de calcio (n=54). No se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$) en la Ks entre tratamientos y posiciones. En promedio la Ks fue muy baja y con una alta variabilidad: 1,44 $\pm$ 1,20 mm/h. La Ds no varió con el agregado de calcio, sin embargo, fue significativamente superior en STP (1,43 $\pm$ 0,04) que en ALC (1,31 $\pm$ 0,07). El agregado de calcio mejoró significativamente la PT en el ALC (0,48 cm^3 cm^{-3} vs. STP (0,44 cm^3 cm^{-3}). No se encontraron diferencias significativas en PT ($p=0,63$) entre STP y ALC en las parcelas sin calcio. En conclusión, el TC y el agregado de calcio soluble mejoraron la Ds y PT, sin embargo, esa mejora no se vio reflejada en un incremento en la conductividad hidráulica. Serán necesarios más estudios de la distribución de poros para analizar las causas de la baja conductividad hidráulica en estos suelos.

PALABRA CLAVE: compactación, senda de tránsito permanente, área libre de compactación.

EVOLUCIÓN DE LA DENSIDAD DEL SUELO EN SISTEMAS DE TRÁNSITO CONTROLADO CON APLICACIÓN DE CALCIO

Oggero, E.[1, 2]*, Morelli, E. S.[1], Nicolier, J. G.[1], Masola, M. J.[1], Alisio, M.[2], Alesso, C. A.[1], Imhoff, S.[2]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias-UNL, Kreder 2805, (3080) Esperanza, Prov. De Santa Fe. [2]ICiAgro Litoral-CONICET-UNL, Kreder 2805, (3080) Esperanza, Prov. De Santa Fe. *eugenia.oggero@gmail.com

RESUMEN: Los suelos del centro de la provincia de Santa Fe son susceptibles a la compactación y presentan diversos grados de degradación. Para revertir la degradación es necesario incorporar los cationes extraídos por los cultivos y restringir el tránsito de la maquinaria a sendas de tránsito permanente (STP) con el objetivo de mantener la mayor proporción del área (>70%) libre de compactación (ALC); este sistema es conocido como tránsito controlado (TC). En el TC las STP se incrementa la densidad y, en consecuencia, la capacidad portante del suelo (mayor presión de preconsolidación - PpC), lo que permite ampliar el rango de oportunidad de ingreso a los lotes; mientras que en el ALC las densidades permanecen constantes o disminuyen. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del TC y de la aplicación de calcio soluble sobre la densidad del suelo (Ds) y la Ds a la PpC (Dppc). En un Argiudol típico de Santa Fe descompactado previo al experimento, se establecieron ensayos de TC con 3 niveles de compactación en la STP: T0 (sin compactación inicial), T1 y T2 (con compactación inicial hasta lograr 2 y 4 MPa de resistencia mecánica, respectivamente), con un diseño en bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones. Luego de 7 años, se calculó la cantidad de enmienda de sulfato e hidróxido de calcio (70:30) necesaria para alcanzar un 75% de saturación con calcio de la CIC. Como la cantidad a aplicar era muy elevada se dividió la dosis en tres veces y se aplicó en la mitad de las parcelas. Ocho meses después de la primera aplicación se tomaron muestras no disturbadas a 0-10 cm en STP y ALC, se equilibraron a -10kPa y se obtuvieron las curvas de compresión con un consolidómetro automatizado (modelo 08.67, Eijkelkamp). En las parcelas sin calcio la Ds fue inferior a las parcelas con calcio, en ALC (1,16 vs. 1,21 g.cm^{-3}), en STP-T0 (1,13 g.cm^{-3} vs. 1,21 g.cm^{-3}), en STP-T1 (1,21 g.cm^{-3} vs. 1,42 g.cm^{-3}) y en STP-T2 (1,35 vs. 1,42 g.cm^{-3}). En STP-T0 la Dppc fue de 1,58 g.cm^{-3}, sin diferencias significativas entre el agregado o no de calcio. En STP-T1 con Ca la Dppc = 1,50 g.cm^{-3} vs 1,35 g.cm^{-3} sin calcio. La fuerte compactación inicial en las STP-T2 generó elevada Ds, alcanzando una Dppc de 1,56 g.cm^{-3} sin diferencias significativas en las parcelas con y sin calcio. En ALC con Ca la Dppc fue 1,44 g.cm^{-3} y 1,60 g.cm^{-3} ALC sin calcio. La incorporación de Ca incrementó levemente la Ds en ALC y STP-T0, lo que se asocia al efecto agregante del Ca, sugiriendo regeneración de la estructura. En STP-T1 y STP-T2 el Ca elevó las Dppc, aumentando la capacidad de soporte del suelo, lo que facilita el ingreso de las máquinas con mayor humedad de suelo y amplía el rango de carga de las máquinas. En ALC se deberá corroborar si el aumento leve de Ds se asocia a mejor una distribución de agregados y mayor estabilidad estructural.

PALABRAS CLAVE: precompresión, densidad de suelo, compactación.

1470

PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS DEL SUELO: EFECTO DE LA TRANSICIÓN AGROECOLÓGICA EN SISTEMAS GANADEROS DE HUMEDALES

Muchiutti, A.[1, 2*], Jacobo, E.[3], Quintana, R.[4], Mieres, L.[5], Lorenzini, H.[5], Attademo, A.[1]

[1] Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas (UNL); [2] AER INTA San Javier; [3] Facultad de Agronomía (UBA); [4] Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (UNSAM); [5] EEA INTA Reconquista; [*]San Javier, 3005, Santa Fe 1029, ayelenmuchiutti@gmail.com

RESUMEN: Los humedales proveen una amplia variedad de bienes y servicios ecosistémicos esenciales. Funcionan como hábitats para una elevada diversidad de flora y fauna, actúan como sumideros de carbono, estabilizan los suelos y suministran diversos productos de origen animal, como carne, leche, lana y cueros, entre otros. Sin embargo, estos ecosistemas se encuentran entre los más amenazados del mundo. Diversas actividades antrópicas, entre ellas el sobrepastoreo, han deteriorado estos ambientes, comprometiendo su integridad y afectando la salud del suelo. En consecuencia, resulta fundamental desarrollar estrategias sostenibles que garanticen su conservación a largo plazo. En este marco, la agroecología se presenta como una alternativa a la producción convencional, al aportar principios y herramientas orientadas al manejo sustentable de los sistemas productivos. Este estudio evalúa cómo el proceso de transición agroecológica incide sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo, un componente central de los sistemas ganaderos extensivos desarrollados en humedales mínimamente modificados. Como hipótesis se plantea que los establecimientos ganaderos extensivos que implementan prácticas agroecológicas presentan mejores condiciones fisicoquímicas superficiales del suelo en comparación con sistemas ganaderos de manejo convencional. El objetivo general del trabajo fue analizar la proporción de suelo desnudo, la densidad aparente y la disponibilidad de nutrientes en establecimientos con distinto grado de avance en la transición agroecológica de la cuenca de Los Saladillos, provincia de Santa Fe. Utilizando la Caracterización de la Transición Agroecológica (CAET), correspondiente al Paso 1 del Tool for Agroecology Performance Evaluation (TAPE-FAO), se seleccionaron tres establecimientos ganaderos no agroecológicos (ENA), tres en transición (ET) y tres agroecológicos avanzados (EAA). En cada uno se trazaron 3 transectas en áreas de pastizal de media loma. En una profundidad de 0 a 10cm se determinó: (1) densidad aparente, (2) carbono orgánico total (COT), (3) proporción carbono orgánico particulado/ carbono total (COP/COT), (4) nitrógeno total (N), (5) amonio NH_4^+, (6) nitrato NO_3^-, (7) fósforo extractable (P), (8) pH, (9) conductividad eléctrica (Ce) y (10) proporción de suelo desnudo. Los resultados indican que los EAA presentaron la menor proporción de suelo desnudo (0,24%). Además, estos establecimientos registraron los menores valores de densidad aparente (1,20g/cm3) y las mayores concentraciones de nitrógeno, incluyendo N (1,37Mg/ha), NH_4^+ (59,29mg/kg) y NO_3^- (327,84mg/kg). Los valores de P fueron significativamente mayores en los EAA (47,32mg/kg; prueba de Tukey $p < 0,05$) en comparación con ET y ENA. Por su parte, los establecimientos en transición (ET) presentaron los mayores valores de COT (37,79Mg/ha) y de la relación COP/COT (0,33), lo que sugiere una etapa intermedia favorable en la dinámica del carbono del suelo. El análisis de correlación de Pearson mostró que el N se correlacionó positivamente con NH_4^+ (r=0,75), NO_3^- (r=0,78) y P (r=0,76). Asimismo, el NH_4^+ se asoció positivamente con NO_3^- (r=0,86) y P (r=0,84) siendo estas correlaciones estadísticamente significativas ($p<0,01$). En conjunto, estos hallazgos ponen de manifiesto el potencial de los enfoques agroecológicos para no degradar la calidad fisicoquímica del estrato superior del suelo, contribuyendo a la sustentabilidad y resiliencia de los sistemas ganaderos en humedales frente a las crecientes presiones antrópicas y el cambio climático.

PALABRAS CLAVE: Caracterización agroecológica, ganadería, sustentabilidad.

COMPARACIÓN DE EQUIPOS CLONES VIS-NIRS PARA LA PREDICCIÓN DE CARBONO Y NITRÓGENO EN SUELOS

Ortiz, D. A.[1, 2*], Azar, E. A. [3], Kloster, N.[1, 4], Roldán, S. [3], De Dios Herrero, J.[1, 4], Beroisa, C.[1]

[1] Estación Experimental "Ing. Agr. Guillermo Covas" Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Ruta Nac. Nº5 km 580, Anguil, La Pampa; [2] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); [3] Estación Experimental "Santiago del Estero" Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); [4] Facultad de Agronomía – Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam). * ortiz.daniela@inta.gob.ar

RESUMEN: La espectroscopía en el visible e infrarrojo cercano (Vis-NIRS) es una herramienta rápida y eficiente para la estimación de parámetros fisicoquímicos. No obstante, la performance de los modelos predictivos depende de la representatividad del conjunto de calibración, la variabilidad espectral y la compatibilidad entre los equipos utilizados. Es decir, dos equipos podrían presentar alta compatibilidad espectral, aunque esto no garantiza predicciones idénticas cuando se aplica una misma calibración multivariada. Las calibraciones suelen estar optimizadas para el patrón instrumental del equipo con el que fueron desarrolladas, por lo que su aplicación en otro equipo, aun siendo espectralmente compatible, puede introducir un desajuste residual en la predicción. Este fenómeno es ampliamente reconocido en la literatura como uno de los principales desafíos en la transferencia de calibraciones. El objetivo de este trabajo fue evaluar la equivalencia instrumental entre equipos de INTA Anguil y Santiago del Estero, así como el impacto del equipo sobre las predicciones obtenidas a partir de una misma calibración. En primer lugar, se realizó una comparación espectral entre los equipos NIRS (DS2500 FOSS) de ambas sedes para corroborar su condición de instrumentos clones. En segundo lugar, se evaluó el efecto del equipo sobre las predicciones, para lo cual se aplicó una única calibración a los espectros de las mismas muestras adquiridos con ambos equipos. Las predicciones fueron comparadas muestra a muestra mediante el cálculo del sesgo (bias), definido como la diferencia promedio entre los valores predichos por ambos instrumentos, con el fin de cuantificar diferencias sistemáticas atribuibles a variaciones instrumentales residuales. Para ello, se midieron 20 muestras de suelo en ambos equipos y se evaluó la similitud espectral mediante el cálculo del error cuadrático medio (RMS). Los resultados indicaron una alta concordancia entre los espectros adquiridos en ambos equipos (RMS= 8718, RMS aceptable<10000), validando la compatibilidad instrumental. El análisis de sesgo evidenció diferencias sistemáticas leves entre equipos. El bias obtenido fue de 0,3 para COT y 0,03 para NT, indicando que uno de los equipos tiende a subestimar levemente este parámetro respecto del otro. Estos resultados sugieren la presencia de discrepancias instrumentales leves, aunque dentro de rangos compatibles con el uso en distintos equipos.

PALABRAS CLAVE: transferencia de calibraciones, sesgo, concordancia espectral.

1472

COMPOSTAJE DOMICILIARIO COMO ESTRATEGIA DE GESTION DE LA MATERIA ORGÁNICA PARA RECUPERAR SUELOS URBANOS

Paladino, I. R.[1, 2*], Sokolowski, A. C.[2], Wolski, J. E.[2], Navas, M. J.[2], Juan, L. W.[2], Barrios, M. B.[2], De Grazia, J.[2], Rodríguez, H. A.[2], Rodríguez Frers, E. P.[2], Rivera, H. J.[2]

[1] Instituto de Investigación y Desarrollo Tecnológico para la Agricultura Familiar Región Pampeana. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (IPAF Pampeano-INTA)-Est. Exp. Gorina. (MDA) Calle 501 y 149, Joaquín Gorina, Buenos Aires paladino.ileana@inta.gob.ar; [2] Facultad de Ciencias Agrarias-Universidad Nacional de Lomas de Zamora (FCA-UNLZ). Lomas de Zamora, Buenos Aires.

RESUMEN: Los suelos urbanos presentan características particulares como gran variabilidad vertical y espacial, estructura natural modificada, costra superficial en suelos desnudos, pH generalmente elevado, aireación y drenaje restringido, ciclo de los nutrientes alterado, actividad y diversidad biológica reducida, además de presencia de materiales antropogénicos y otros contaminantes. Para mejorar sus propiedades y restaurar sus funciones es clave la gestión de la materia orgánica. En este sentido, existe una fuente de materia orgánica que es desperdiciada en las zonas urbanas en la fracción orgánica de los residuos domiciliarios. Además, la problemática de los residuos sólidos urbanos es un tema de relevancia ambiental debido a la evolución creciente de volúmenes por habitante, que requieren un adecuado tratamiento para evitar la contaminación del suelo en los lugares de disposición y otros efectos indeseables. La Fracción Orgánica de los Residuos Urbanos (FORSU) puede ser revalorizada a través de su biotransformación mediante el compostaje domiciliario, logrando además una disminución del volumen de residuos que deben ser recolectados. Sin embargo, para que esta tecnología sea adoptada a nivel comunitario, es necesario un cambio cultural. La universidad, a través de las actividades de extensión, puede intervenir en el entorno para generar dinámicas de cambio. En este sentido, el área de suelos de la FCA-UNLZ viene desarrollando proyectos de extensión e investigación en relación con el compostaje y el cuidado del ambiente desde 2019. En este marco se realizaron composteras en instituciones y organizaciones barriales y se desarrollaron capacitaciones prácticas, con el objetivo de promover la autogestión y valoración de los residuos orgánicos transformándolos en un insumo capaz de restaurar la calidad de los suelos en espacios dentro de las mismas instituciones y organizaciones. Otro proyecto que impulsa la FCA-UNLZ en esta temática, se llama UNLZ-recicla, cuyo objetivo es promover una formación educativa de nivel superior con perspectiva ambiental. A partir del eje “compostaje” de esta propuesta, se realizó el compostaje de los residuos orgánicos generados por la comunidad universitaria en composteras instaladas en el predio. Luego de 6 meses se recogieron los materiales compostados maduros y se analizó el contenido de materia orgánica (calcinación) de 5 composteras. Los valores encontrados estuvieron dentro del rango entre 30% y 39% con un promedio de 34%. El compost obtenido fue utilizado para mejorar los suelos de las plazoletas y espacios con césped, para la huerta demostrativa y para el arbolado del predio. Sabiendo la importancia que tiene la materia orgánica en la restauración de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, la incorporación de volúmenes moderados de compost ricos en materia orgánica de manera periódica en suelos antropizados, puede generar a mediano plazo una mejora sustancial en la calidad de los suelos en los mismos sitios donde se genera dicho compost. En este sentido, este trabajo es un punto de partida para concientizar a la comunidad educativa y propiciar que la actividad pueda replicarse de manera particular en domicilios para mejorar patios y pequeñas huertas hogareñas, como así también, en otras instituciones y organizaciones en el ámbito urbano.

PALABRAS CLAVE: extensión universitaria, economía circular, FORSU.

MANEJO AGRÍCOLA ALTERNATIVO PARA MEJORAR LA RESILIENCIA DEL SUELO ANTE LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA

Palazzolo, M.[1, 2], Lozano, L. A.[1, 2*], Bellora, G.[1], Villarreal, R.[1, 2], Salazar, M. P.[1], Polich, N.[1, 2], Soracco, C. G.[1, 2]

[1] Laboratorio de Física de Suelos (LAFIS), Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET. *luislozanoarg@gmail.com

RESUMEN: El calentamiento global, que provoca temperaturas más altas en verano, sequías y eventos de lluvia más intensos, junto con la conversión del uso del suelo hacia secuencias de cultivos más simplificadas, afecta las propiedades hidráulicas del suelo, que determinan la captación, transporte y almacenamiento de agua, amenazando la producción agrícola. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de un manejo alternativo con alta frecuencia de cultivos de cobertura invernales (CC) sobre las propiedades hidráulicas del suelo y el contenido de agua del suelo en un experimento de campo de largo plazo (2018-2024), que incluyó temporadas húmedas, normales y secas. Los resultados muestran que el clima fue uno de los principales factores que afectaron las propiedades hidráulicas del suelo, incrementando la capacidad de retención de agua durante los períodos húmedos y normales, mientras que los períodos secos provocaron un aumento de la macroporosidad. Con la inclusión de CC, el contenido de agua aprovechable por las plantas (PAWC) fue hasta 0,13 m^3/m^3 mayor en comparación con el barbecho desnudo, atenuando el impacto de los períodos de sequía. Bajo el manejo con CC, se observó un sistema de poros más interconectado y con mayor capacidad para captar y almacenar agua, especialmente en los primeros 0-20 cm de profundidad, lo que redundó en un mejor estado hídrico del suelo para el cultivo de verano. El uso de CC incrementó hasta un 60 % los valores promedio del contenido volumétrico de agua en el suelo durante el cultivo de verano, incluso después de inviernos secos. Estos resultados coinciden con estudios previos que encontraron que la inclusión de CC mejora la estructura del suelo, la capacidad de retención y almacenamiento de agua, implicando una mejora en la calidad del suelo para el cultivo principal siguiente, respaldando el uso estratégico de cultivos de cobertura invernales como herramienta de resiliencia en sistemas agrícolas que enfrentan riesgos climáticos.

PALABRAS CLAVE: Propiedades hidráulicas del suelo, Humedad del suelo, Configuración del sistema poroso.

RETENCIÓN HÍDRICA DIFERENCIAL ENTRE SUELO RIZOSFÉRICO Y NO RIZOSFÉRICO: INFLUENCIA DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA.

Palazzolo, M.[1, 2], Lozano, L. A.[1, 2*], Bellora, G.[1], Villarreal, R.[1, 2], Salazar, M. P. [1], Trabocchi, O.[1], Polich, N. [1, 2], Soracco, C. G.[1, 2]

[1] Laboratorio de Física de Suelos (LAFIS), Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET.
[*] luislozanoarg@gmail.com

RESUMEN: Las raíces modifican activamente el entorno inmediato que las rodea, generando una zona de intensa interacción planta-suelo conocida como rizósfera. Esta porción de suelo, presenta propiedades físicas, químicas y biológicas distintas a las del suelo no rizosférico (SNR), como resultado de la exudación de compuestos orgánicos y la actividad microbiana estimulada por las raíces. Comprender estas dinámicas resulta esencial para evaluar la disponibilidad hídrica efectiva bajo diferentes condiciones y, en consecuencia, su potencial mejora mediante estrategias de manejo agronómico. La capacidad de retención hídrica en el suelo rizosférico (SR) presenta características particulares respecto al SNR. Algunos estudios utilizando técnicas como la radiografía de neutrones han observado un mayor contenido de agua en la rizósfera a igual potencial hídrico. Pero son pocos los estudios que evalúan dicha propiedad con un método patrón como el de la olla de Richards. Además, falta información sobre cómo el manejo agronómico afecta esta propiedad. Esta carencia de información es relevante, ya que las interacciones a microescala podrían alterar de manera significativa la capacidad del suelo para retener y conducir agua. Este estudio tuvo como objetivo evaluar la retención hídrica en la zona rizosférica y no rizosférica del cultivo de maíz (*Zea mays* L.) y el efecto de la inclusión de cultivos de cobertura (CC) en el barbecho anterior a su siembra. El sitio del muestreo fue Chascomús (suelo franco) y los tratamientos fueron barbecho desnudo (BD) y CC (*Vicia villosa* L. y *Hordeum vulgare* L.). Se extrajeron columnas de suelo no disturbado de 30 cm de altura y 16 cm de diámetro y se cultivó una planta de maíz por cada columna en condiciones controladas de temperatura y humedad. A los 60 días se extrajeron las plantas y se obtuvo SR mediante el método de agitación donde el terrón se agita suavemente y el suelo que permanece adherido a las raíces se considera rizosférico. Luego se midió la capacidad de retención de agua a 1 atm y 7 atm con la olla de Richards en muestras disturbadas de SR y SNR. Se hizo un ANOVA con dos factores (tratamiento y zona). No hubo interacción significativa entre factores y hubo efecto significativo de la zona. El SR del CC presentó los mayores valores de retención de agua a ambos potenciales, seguidos por el SR del BD. Los resultados confirman que el SR presenta mayor capacidad de retención de agua y que los CC pueden mejorar esta característica.

PALABRAS CLAVE: rizósfera, cultivos de cobertura, retención hídrica.

CALIDAD FISICA DEL SUELO EN MANEJOS MIXTOS CON PASTOREO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA

Palazzolo, M.[1, 2], Lozano, L. A.[1, 2], Bellora, G.[1], Villarreal, R.[1, 2*], Salazar, M. P.[1], Fernández, F.[3], Gotta, M., Polich, N.[1, 2], Soracco, C. G.[1, 2]

[1] Laboratorio de Física de Suelos (LAFIS), Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET; [3] Universidad Nacional de La Plata, UNLP. * rafaevillarreal@gmail.com

RESUMEN: En la región Pampeana argentina en los últimos años se ha evidenciado un incremento en la utilización de cultivos de cobertura invernales (CC) dentro de las secuencias agrícolas, con resultados positivos sobre la calidad física, química y biológica del suelo, la reducción de la erosión del suelo, la mejora de la infiltración de agua, la reducción de la compactación y la supresión de malezas. Aunque los servicios ecosistémicos son un componente importante de los CC, los productores pueden capturar valor a través del pastoreo ya que los cultivos de cobertura como trigo (*Triticum aestivum* L.), centeno (*Secale cereale* L.) y raigrás anual (*Lolium multiflorum* Lam.) podrían ser una fuente de forraje de alta calidad y, así, reducir costos de alimentación. Esto podría generar un incentivo para su adopción, ya que no se obtienen beneficios económicos inmediatos si no son pastoreados. Si bien el pastoreo de CC parece ser en gran medida beneficioso, merece mayor discusión cómo afecta los suelos y los rendimientos de cultivos posteriores ya que diversos autores encontraron que el pastoreo puede favorecer la compactación del suelo. Los objetivos de este trabajo fueron evaluar el efecto de la inclusión de cultivos de cobertura invernales sobre la calidad física del suelo y su dinámica hídrica y comprender el efecto de los distintos manejos de pastoreo. El experimento se realizó en el establecimiento Don Joaquín, partido de Magdalena perteneciente a la Universidad Nacional de La Plata. Los tratamientos fueron: sin cultivo de cobertura (SCC), con cultivo de cobertura (raigrás anual) sin pastoreo (CCSP), con cultivo de cobertura con pastoreo de altura promedio de 20 cm (CCP20), con cultivo de cobertura con pastoreo de altura promedio de 10 cm (CCP10). En todos los sitios y tratamientos previamente mencionados se evaluó la densidad aparente, la infiltración a campo utilizando un infiltrómetro de disco a tensión y la curva de retención hídrica en mesa de tensión y olla de presión, en muestras no disturbadas. Con los datos obtenidos se realizó un ANOVA y no se encontró efecto del tratamiento en ninguna de las variables, por lo que el CC de raigrás anual no tiene efectos beneficiosos en la calidad física del suelo y su pastoreo no tiene efectos negativos. Esto puede deberse al corto periodo de tiempo del ensayo, se recomienda continuar con el mismo más años ya que los efectos de los CC suelen verse a mediano o largo plazo.

PALABRAS CLAVE: Física de suelos, Cultivos de cobertura, Pastoreo.

CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES HIDRÁULICAS DEL SUELO RIZOSFÉRICO: EVALUACIÓN EXPERIMENTAL MEDIANTE MICROINFILTROMETRÍA

Palazzolo, M.[1, 2], Lozano, L. A.[1, 2*], Bellora, G.[1], Villarreal, R.[1, 2], Salazar, M. P.[1], Trabocchi, O.[1], Robles Media, M.[3], Polich, N.[1, 2], Soracco, C. G.[1, 2]

[1] Laboratorio de Física de Suelos (LAFIS), Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET; [3] Universidad Nacional de La Plata, UNLP. * luislozanoarg@gmail.com

RESUMEN: Diversas investigaciones han mostrado que la rizósfera puede presentar una conductividad hidráulica menor que el suelo no rizosférico. Este fenómeno se atribuye a factores como la obstrucción del flujo en los poros o cambios en su geometría, y la acción de exudados radicales y metabolitos microbianos que recubren partículas del suelo. Las modificaciones en las propiedades hidráulicas de la rizósfera tienen implicancias directas sobre la disponibilidad de agua para las plantas, por ende su estudio puede aportar información valiosa. Sin embargo, existe una dificultad para medir la conductividad de manera directa ya que el suelo rizosférico se encuentra rodeando a las raíces solo unos milímetros. Son pocos los estudios que evalúan la conductividad hidráulica de esta porción del suelo y la mayoría crean una rizósfera artificial con suelo disturbado y mucílago agregado. En este trabajo se propone un método para medir la conductividad hidráulica no saturada en el suelo rizosférico a través de la utilización de un microinfiltrómetro, que consiste en un tubo vertical de acero inoxidable que actúa como cuerpo principal y conduce el agua hacia la superficie del agregado, en su extremo inferior se coloca una esponja porosa que asegura un contacto uniforme con el suelo y delimita un área circular de infiltración muy pequeña, con radios comprendidos entre 1,45 y 2,5 milímetros. El agua proviene de un pequeño reservorio del cual se registra automáticamente la masa. De este modo, el aparato logra una medición rápida y confiable de la infiltración. Se tomaron bloques de suelo próximo a raíces adventicias de una planta de maíz (*Zea mays* L.). De los mismos se extrajeron muestras con un sacabocado para obtener un flujo vertical en las infiltraciones, tomando de zonas rizosféricas (sitio por donde el paso de una raíz dejaba un surco) y sitios no rizosféricos. Se colocaron estas muestras en cilindros de plástico de 4,6 mm de diámetro y se realizó la microinfiltración con una tensión de 1 cm durante dos minutos. Las lecturas realizadas por la balanza fueron guardadas en una computadora para realizar las curvas de infiltración en función del tiempo. El método propuesto permitió obtener curvas completas de infiltración de suelo rizosférico y no rizosférico. La separación de estas curvas por formas evidenció propiedades diferentes entre suelo rizosférico y no rizosférico, confirmando que existen cambios físicos de esta porción del suelo.

PALABRAS CLAVE: Rizósfera, Conductividad hidráulica, Microinfiltración.

ELECCIÓN DE UN MÉTODO DE EXTRACCIÓN PARA DIAGNÓSTICO DE BORO EN SUELO

Pérez, M.[1], Beroisa, C.[2], Fernández, R.[1, 2], Kloster, N.[1, 2*]

[1] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); [2] Estación Experimental "Ing. Agr. Guillermo Covas" Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), * Ruta Nac. Nº5 km 580, Anguil, La Pampa, kloster.nanci@inta.gob.ar

RESUMEN: El boro (B) es un micronutriente esencial para las plantas y es el segundo micronutriente deficiente en los suelos agrícolas de la Región Pampeana. Se ha determinado que la producción agrícola provocó una caída promedio del B disponible del 50% respecto de sus contenidos en suelos prístinos. Existen contadas calibraciones a campo de B para cultivos como maíz, soja, alfalfa, al igual que umbrales críticos para ser utilizados en las recomendaciones de fertilización. En términos generales un suelo se considera deficiente en B con una concentración por debajo de 0,5 mg kg^{-1}. Se dispone de diversos métodos analíticos para la extracción y cuantificación de B en suelo como método de diagnóstico. La extracción a ebullición con agua caliente (más precisamente $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1}) es el método más utilizado para estimar el B disponible. Aunque arroja alta variabilidad en los resultados debido a la necesidad de calentar la solución durante la extracción. El método de extracción con acetato de amonio a pH 4,8 tiene la ventaja de no requerir calentamiento y fue propuesto por norma IRAM-SAGyP 29584:2025, aunque son escasas las calibraciones a campo con este extractante. El objetivo de este trabajo fue comparar los resultados de B extraíble empleando los dos métodos de extracción mencionados, para obtener información respecto de la influencia del extractante. Se utilizaron 9 muestras de suelo superficial (0-20 cm) procedentes de 3 sitios de diferente textura y manejos (natural, conservacionista y manejo de baja conservación) en la Región Semiárida Pampeana. Las muestras de suelo se caracterizaron por sus parámetros fisicoquímicos y se analizó el contenido de B extraíble con agua caliente y con acetato de amonio, cuantificando en ambos casos con el método colorimétrico de azometina. Los resultados arrojan diferencia significativa ($p<0,05$) en el contenido de B extraíble entre ambos métodos, siendo el método de extracción con acetato de amonio el que arroja las concentraciones más altas (promedio 1,17 vs. 0,79 mg kg^{-1}). Cuatro muestras de suelo calificaron como deficientes (B<0,5 mg kg^{-1}) de acuerdo con el método de extracción con agua caliente, coincidiendo con situaciones de manejo agrícola. Aunque ninguna de ellas calificó como deficiente de acuerdo con el método de extracción acetato de amonio. Se observó una relación directa entre el B extraíble y el contenido de MO ($R^2>0,50$), encontrándose el elemento en mayor concentración en suelos bajo situación natural respecto de las situaciones de manejo agrícola. Además, se observó una relación inversa entre el B extraíble y el pH del suelo (R^2 >0,85). Estos hallazgos se condicen con la bibliografía, que menciona que la MO es la principal fuente de B a través de la mineralización, y que el elemento disminuye con el incremento del pH debido a su adsorción. Se concluye que la elección del método de extracción de B con propósitos de diagnóstico en suelo debe ser consecuente con la calibración que definirá la interpretación del resultado, dado que diferentes extractantes arrojan diferentes resultados.

PALABRAS CLAVE: agua a ebullición, acetato de amonio, manejo de suelo.

1478

INFLUENCIA DEL CARBÓN DE BAJO RANGO EN LA CONDUCTIVIDAD TÉRMICA DEL SUELO Y EL CRECIMIENTO VEGETAL EN SUELOS SALINO SÓDICOS

Ramírez, R.[1*], Ortiz, O.[2], Leiva, E. I.[2]

[1] Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Facultad de Ciencias Departamento de Geociencias. [2] Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Facultad de Ciencias Agrarias. Medellín Colombia. * Cra. 59A No. 63-20, rramirez@unal.edu.co

RESUMEN: Se estudió el efecto de la aplicación de carbón de bajo rango (CBR) en suelos salino sódicos sobre la conductividad térmica (CT), las propiedades físicas y químicas del suelo y su relación con la producción vegetal. Se planteó la hipótesis de que la incorporación de CBR mejora la calidad edáfica, reduce la CT y favorece el crecimiento vegetal, contribuyendo a la recuperación de suelos degradados. Se realizaron experimentos en macetas y en condiciones de campo. En macetas se evaluaron dosis de CBR de 0, 2 y 4 toneladas por hectárea, así como tratamientos equivalentes al 0, 12,5, 25 y 50 % p/p, mientras que en campo se aplicaron dosis de 0, 2 y 4 toneladas por hectárea. Se midieron la CT, el pH, la conductividad eléctrica (CE), la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), la densidad aparente, la porosidad y variables asociadas al crecimiento vegetal. Los resultados evidenciaron que la aplicación de CBR redujo la CT, el pH y la CE, y aumentó el contenido de materia orgánica y la CIC, mejorando las condiciones edáficas para el desarrollo vegetal. Asimismo, se observó una disminución de la densidad aparente y un incremento de la porosidad del suelo. La CT mostró una relación logarítmica con el contenido de agua y una relación lineal con la densidad aparente, ambos factores determinantes en la transferencia de calor en el suelo. El aumento en la dosis de CBR favoreció la retención de humedad, estableciéndose una relación directa entre la humedad del suelo y la CT. Adicionalmente, el CBR promovió el crecimiento vegetal, reflejado en una mayor supervivencia y desarrollo foliar. Los modelos de aprendizaje automático, particularmente las Redes Neuronales Artificiales (ANN), mostraron una alta capacidad predictiva de la CT del suelo, con una elevada correlación entre los valores medidos y los estimados (R^2 = 0,995). Se concluye que la aplicación de CBR, combinada con modelos predictivos basados en inteligencia artificial, constituye una herramienta innovadora y eficaz para la gestión sostenible de suelos salinos y degradados, con efectos positivos sobre la acumulación de biomasa y el funcionamiento del sistema suelo–planta.

PALABRAS CLAVE: Conductividad térmica, carbón de bajo rango, materia orgánica humificada.

CARACTERIZACIÓN DE UN INCENDIO FORESTAL Y LOS CAMBIOS EN EL SUELO ASOCIADOS

Sánchez, K.[1*], Thiers, O.[2], Iroumé, A.[3], Aguayo, M.[4, 5], Pincheira, M.[6], Zúñiga, F.[2, 7]

[1]Escuela de Graduados, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. [2]Instituto de Bosques y Sociedad, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. [3]Laboratorio de Hidromorfología, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. [4]Escuela de Bosques y Sociedad, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. [5]Corporación Alerce, Valdivia, Chile. [6]Forestal Mininco SpA., CMPC, Chile. [7]Centro de Investigación de Suelos Volcánicos (CISVo), Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. *karla.sanchez@alumnos.uach.cl

RESUMEN: Los incendios forestales son perturbaciones frecuentes en ecosistemas de clima mediterráneo, como los presentes en el centro-sur de Chile. En febrero de 2023, un incendio forestal de gran magnitud afectó plantaciones forestales sobre Inceptisoles cerca de la ciudad de Nacimiento, Región del Biobío, pertenecientes a Forestal Mininco SpA. Este estudio busca caracterizar el incendio y comprender cómo las propiedades de estos suelos responden a dicha perturbación y como cambian tras las lluvias invernales. Para esto se realizaron análisis climáticos, se generaron mapas de severidad de la quema e índices de vegetación derivados de imágenes satelitales para comparar el efecto del fuego. Se recolectaron muestras de suelo (disturbadas y no disturbadas) de dos cuencas forestales en zonas quemadas (BZ) y no quemadas (NBZ) a dos profundidades (0-10 y 10-20 cm) en mayo y diciembre de 2023. Se analizaron las propiedades morfológicas, físicas y químicas y se compararon entre los períodos y zonas de muestreo. El día del incendio, se registró una anomalía térmica con un periodo de retorno mayor a 35 años; la severidad del incendio fue mayormente baja (32%) a moderada-baja (25.6%), aunque la salud de la vegetación disminuyó sobre un 70% dentro del área afectada por el incendio. De 0-10 cm de profundidad, en BZ, la resistencia a la penetración de los agregados aumentó de 204 a 288 kPa a 0-10 cm, y el Ca, Mg y S disminuyeron en un 32% después de las lluvias invernales (757 mm); en NBZ, la resistencia a la penetración de los agregados disminuyó de 349 a 184 kPa. A 10-20 cm de profundidad, el pH del suelo disminuyó (de 4.7 a 4.2) y la concentración de aluminio aumentó en un 134%. El incendio forestal fue impulsado por condiciones climáticas extremas y exhibió una severidad de quema espacialmente heterogénea. El evento causó fuertes disminuciones en la salud de la vegetación y alteró las propiedades del suelo. Estos hallazgos resaltan la sensibilidad de los suelos a los incendios forestales de severidad moderada y sus posibles impactos a largo plazo en la recuperación y resiliencia del suelo.

PALABRAS CLAVE: incendio forestal, severidad del quemado, concentración de aluminio.

EFECTO DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA SOBRE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL MEDIA DE UN HAPLUSTOL TORRIORTÉNTICO DEGRADADO

Savino, P.[1*], Luna Pereyra, F. G., Gomez, N. A.[1], Gramajo Dominguez, Y. N.[1], Azar, E. A.[1], Castiglioni, M. G.[2]

[1]INTA; EEA Santiago del Estero, Jujuy 850, Santiago del Estero. [2]UBA; Facultad de Agronomía, Buenos Aires. *savino.patricio@inta.com

RESUMEN: La degradación de suelos en ambientes semiáridos con riego por manto en área de riego del Rio Dulce (ARD) de la provincia de Santiago del Estero, ha generado una reducción de la productividad agropecuaria y ambiental, asociada a la pérdida de materia orgánica, compactación y disminución de la estabilidad de los agregados. Estas alteraciones repercuten en el movimiento de agua y aire, en la retención de nutrientes y en la productividad agrícola de largo plazo. La estabilidad estructural, expresada mediante el diámetro medio ponderado (DMP_{med}), es reconocida como un indicador clave de la calidad física del suelo y de su resiliencia frente a las prácticas de manejo. En este contexto, la diversificación de cultivos surge como una alternativa para revertir procesos de degradación, al favorecer el aporte diferencial de residuos, exudados radicales y compuestos microbianos que contribuyen a la formación y persistencia de agregados estables. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de dos niveles de intensificación de cultivos agrícolas sobre la DMP_{med} de un Haplustol torriorténtico degradado del ARD tras 30 años de uso agrícola. El ensayo se condujo en el Campo Experimental del INTA Santiago del Estero, en un suelo Haplustol torriortentico de textura franco-limosa. El diseño experimental fue en bloques completos al azar, con dos tratamientos: monocultivo de algodón bajo siembra directa (T1) e intensificación mediante rotación de cultivos que incluyó trigo y soja (T2), con cinco repeticiones cada uno. La estabilidad estructural se determinó con la metodología de Le Bissonnais (1996), calculándose el DMP_{med} a partir de tres pretratamientos de humedecimiento rápido, lento y disgregación mecánica evaluados durante la campaña 2016/17 y 2017/18 en los estratos de 0 a 5 cm y 5 a 20 cm de profundidad. Los resultados mostraron diferencias claras entre tratamientos. En la capa 0–5 cm, ambos se clasificaron como “estables”, aunque T2 presentó un valor promedio de 1,56 mm, un 13 % superior a T1 (1,38 mm). En el estrato 5–20 cm se observó interacción entre tratamientos y campañas donde para 2016/17, T2 alcanzó 1,76 mm frente a 1,44 mm de T1, lo que representa una mejora del 22,2 % mientras que en 2017/18, T2 mantuvo valores mayores (1,66 mm) respecto a T1 (1,57 mm), aunque sin diferencias significativas. Estos hallazgos confirman que la inclusión de gramíneas en la rotación favorece la estabilidad estructural, en línea con reportes que destacan el efecto positivo de raíces de alta relación C/N, compuestos fenólicos y actividad microbiana como agentes de agregación. Por lo que la intensificación agrícola mediante rotación de cultivos que incorpora gramíneas mejoró la estabilidad estructural media del suelo en comparación con el monocultivo de algodón, con efectos más evidentes en la capa superficial y en el primer año evaluado. Este resultado resalta la relevancia de diversificar la secuencia de cultivos para promover la calidad física y la resiliencia del suelo en sistemas agrícolas bajo riego del noroeste argentino, aportando evidencias sobre la necesidad de prácticas que compatibilicen productividad y sustentabilidad en ambientes degradados

PALABRAS CLAVE: intensificación de cultivos, estabilidad estructural, rotaciones de cultivos.

SENSIBILIDAD DE PRETRATAMIENTOS DE LE BISSONNAIS EN UN HAPLUSTOL TORRIORTÉNTICO DEGRADADO POR USO AGRÍCOLA

Savino, P.[1*], Luna Pereyra, F. G., Gómez, N. A.[1], Gramajo Domínguez, Y. N.[1], Castiglioni, M. G.[2]

[1]INTA; EEA Santiago del Estero, Jujuy 850, Santiago del Estero. [2]UBA; Facultad de Agronomía, Buenos Aires. *savino.patricio@inta.com

RESUMEN: En los sistemas algodoneros del Área de Riego del Río Dulce (ARD) de Santiago del Estero, la pérdida de estabilidad estructural del suelo es una de las principales consecuencias del uso prolongado de labranza convencional y monocultivos. Los suelos limosos característicos de la región presentan escasa cohesión, determinando una elevada susceptibilidad de sus agregados a procesos de disgregación asociados al impacto de gotas de lluvia, expansión y contracción de arcillas y efecto estallido producido por el ingreso rápido de agua al sistema poroso. Frente a este escenario, la adopción de la siembra directa (SD) y la intensificación de las rotaciones de cultivos son una propuesta para mejorar la estabilidad estructural y mitigar los procesos de degradación física del suelo. Sin embargo, la respuesta de estos suelos a los distintos mecanismos de desagregación es poco conocidas en el ARD. El método de Le Bissonnais (1996) permite evaluar la estabilidad estructural mediante pretratamientos que representan procesos de ruptura de agregados: humedecimiento rápido (DMP_{hr}), humedecimiento lento (DMP_{hl}) y disgregación mecánica (DMP_{dm}). Comprender cuál de estos pretratamientos resulta más sensible a los cambios inducidos por el manejo define indicadores confiables para la toma de decisiones. Es importante entonces determinar el pretratamiento de desagregación más sensible a los cambios generados por la intensificación de cultivos en un Haplustol torriorténtico degradado por uso agrícola en el ARD. El estudio se realizó en la EEA INTA Santiago del Estero, donde se compararon dos secuencias de cultivos bajo SD: un monocultivo de algodón (T1) y una rotación intensificada (T2: trigo/maíz/soja/algodón). Las muestras de suelo se recolectaron a dos profundidades, 0–5 y 5–20 cm, durante las campañas 2016/17 y 2017/18. En la capa de 0–5 cm, el DMP_{hr} no presentó diferencias significativas entre muestreos ni entre tratamientos, registrándose, pero entre 5–20 cm, mostró una diferencia significativa en la interacción tratamiento*muestreo: Para 2016/17, el T1 presentó un valor de 0,63 mm y T2 de 1,12 mm, lo que implicó un incremento del 77,8 % a favor de la rotación intensificada; en cambio, en 2017/18 no se detectaron diferencias entre tratamientos. El DMP_{dm} evidenció diferencias claras entre manejos; En 0–5 cm, los valores fueron de 2,43 mm en T1 y 2,67 mm en T2, representando un incremento del 9,9 %, mientras entre 5–20 cm, T1 alcanzó 2,74 mm y T2 2,90 mm, con una diferencia del 5,8 %, además de un aumento interanual del 11,2 %. El DMP_{hl} presentó valores de 1,26 mm en T1 y 1,56 mm en T2 en 0–5 cm, equivalente a un incremento significativo del 23,8 %, mientras que en 5–20 cm los valores fueron 1,22 mm y 1,46 mm, respectivamente, con una diferencia significativa del 19,7 %. En conjunto, los pretratamientos respondieron a los cambios en la intensificación agrícola, destacándose el DMP_{hl} como el más sensible, lo que posiciona al método de Le Bissonnais como una herramienta aplicable para la obtención de indicadores tempranos que contribuyan a la toma de decisiones sobre el uso y manejo del suelo

PALABRAS CLAVE: estabilidad estructural, método de Le Bissonnais, intensificación agrícola,

1482

EFECTOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE SUELO POR USO AGRONÓMICO DE EFLUENTES PORCINOS

Sosa, N.[1*], Mathier, D.[1], Bragachini, M.[1]

[1] INTA EEA Manfredi; Ruta Nacional 9, km 636, (5988) Manfredi, Prov. de Córdoba. *sosa.nicolas@inta.gob.ar

RESUMEN: La intensificación de la producción porcina conlleva a una gran generación de efluentes en una menor superficie. Los mismos, cuando se utilizan bajo un plan de aplicación agronómico se transforman en una excelente fuente de nutrientes para los cultivos y pueden causar diferentes impactos en las propiedades del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el uso de efluente porcino estabilizado y su combinación con fertilizante mineral, sobre las propiedades físicas del suelo y el rendimiento de los cultivos. El ensayo se realizó en un lote de producción en la Estancia Dos Ríos, localidad de Despeñaderos (Córdoba), sobre un suelo Argiustol típico que cuenta con 7 años previos de aplicación de efluentes. El efluente, previamente estabilizado en lagunas de tratamiento, se aplicó mediante un pivot central en 2 círculos contiguos. Los tratamientos evaluados fueron dos dosis de efluente porcino 12,5 y 25 mm/ha combinado con 80 kg/ha de superfosfato simple (E12,5+SPS y E25+SPS); 25; 37,5; 50; 62,5 mm/ha de efluente porcino (E25, E37,5, E50, E62,5) y un control absoluto (C). Se analizó el rendimiento de los cultivos, las variaciones en las propiedades químicas de suelo evaluadas antes de la siembra y después de la cosecha de los cultivos y los cambios en las propiedades físicas de suelo luego de 8 años de ensayo (2017-2025). Las variables físicas analizadas fueron densidad aparente (DA), estabilidad de agregados (EA) y resistencia a la penetración (RP). La DA se determinó mediante el Cilindro de Kopecki en el espesor 0 a 5 cm de profundidad, para la EA se utilizó la técnica de Kemper y Rosenau a una profundidad de 0 a 10 cm; mientras que la RP se evaluó con penetrómetro digital Eijkelkamp. En cada caso se realizaron 2 repeticiones por unidad experimental. En la campaña agrícola 2024-2025, en soja, todos los tratamientos con aplicación de efluentes mostraron diferencias significativas de rendimiento respecto al testigo (2.646 kg/ha). Los tratamientos 25E+F (4.574 kg/ha) y 37,5E (4.562 kg/ha) mostraron diferencias respecto a 25E pero no respecto a los otros tratamientos con efluentes. Los tratamientos 12,5E+F, 50E y 62,5E no presentaron diferencias entre ellos y respecto a 25E y 37,5E y 25E+F. La DA del suelo en la capa superficial mostró diferencias claras entre el testigo y los tratamientos con efluente porcino. En promedio, T presentó la mayor densidad (en promedio 1,59 g/cm³), mientras que todas las parcelas que recibieron efluente tuvieron DA ligeramente menores. El suelo testigo presentó la menor estabilidad estructural (aprox. 35% de agregados estables), mientras que todos los tratamientos con efluente incrementaron este porcentaje. Los tratamientos con efluente muestran menor resistencia en los primeros 10-20 cm, respecto a T. Entre los 40-60 cm todos los tratamientos con aplicación de efluente presentan valor de resistencia a la penetración mayor que T, excepto 62,5E. Se concluye que la aplicación de efluentes porcinos, además de producir un incremento en la producción de los cultivos, mejora la condición física del suelo, medido a través de los indicadores de DA, EA y resistencia a la penetración.

PALABRAS CLAVE: Físicas de suelo, Uso agronómico, Efluente porcino.

INCENDIOS FORESTALES: EFECTOS SOBRE CALIDAD EDAFICA Y LOS STOCKS DE CARBONO Y NITROGENO EN CORRIENTES

Toledo, D. M.[1*], Contreras Leiva, S. M.[1], Risso, A.[1], Franco, L. P., Grancic, C.[1], Garay, M.[1], Gandolfo, D.[1], Rey Montoya, T. S.[1]

[1] Cátedra de Edafología Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Nordeste. * Sargento Cabral 2131, (3400) Corrientes. Argentina. marcelatoledo94@hotmail.com

RESUMEN: Los incendios ocurridos durante períodos de sequía afectaron extensas áreas de la provincia de Corrientes, afectando a la flora, la fauna y la población rural, y ocasionando importantes pérdidas económicas. En particular, grandes superficies bajo pastizales y forestaciones resultaron afectadas en el Departamento Ituzaingó. El objetivo del presente trabajo fue evaluar los efectos de los incendios forestales sobre algunos indicadores físicos y químicos de la calidad del suelo y sobre el potencial de acumulación de carbono y nitrógeno en sistemas forestales del Departamento Ituzaingó. Se muestrearon lotes afectados por el fuego, correspondientes a forestaciones de *Pinus sp.* (Post-Pi), de 15 a 17 años de edad, desarrolladas sobre suelos del orden Inceptisol. Como referencia de la condición previa al incendio, se utilizaron datos obtenidos en los mismos sistemas de *Pinus sp*. pre-incendios, (Pre-Pi) que fueron muestreados con anterioridad en un Proyecto de la SGCyT. En ambos tratamientos, se trabajó con muestras de suelo tomadas a las profundidades de 0–0,10; 0,10–0,20 y 0,20–0,30 m. Las muestras fueron molidas y tamizadas por malla de 2 mm. Se determinaron los siguientes parámetros: pH, densidad aparente (Da), porosidad total (PT), contenidos de arena, limo y arcilla, carbono orgánico del suelo (COS), nitrógeno total (NT), y se calcularon los stocks de carbono (SC) y de nitrógeno (SN) hasta los 0,30 m, utilizando correcciones de masa. Los datos fueron procesados mediante el software InfoStat, aplicándose análisis de varianza (ANOVA) y prueba LSD para la comparación de medias ($P<0,05$). Los incendios produjeron modificaciones significativas en la mayoría de las variables evaluadas. Los indicadores utilizados resultaron sensibles para distinguir sistemas. Los suelos forestales afectados por el fuego (Post-Pi) evidenciaron un proceso de acidificación, reflejado en la disminución del pH respecto de los suelos no quemados. Asimismo, se observaron cambios en la distribución del tamaño de partículas, con un incremento del contenido de las fracciones finas, registrándose mayores valores de limo + arcilla en los suelos bajo Post-Pi, con diferencias significativas ($P<0,05$). Los contenidos de materia orgánica fueron fuertemente afectados, observándose importantes pérdidas de carbono orgánico del suelo en los sistemas bajo Post-Pi en comparación con los sistemas sin quema. Las mayores disminuciones de COS se registraron en los estratos superficiales, atenuándose con la profundidad, donde las temperaturas alcanzadas por el fuego fueron menores. De manera similar, se detectaron disminuciones significativas del nitrógeno total y pérdidas de stocks de nitrógeno superiores al 40%, con diferencias estadísticas significativas ($P<0,05$).

PALABRAS CLAVE: Inceptisoles, sistemas forestales, indicadores edáficos.

MINERALIZACIÓN DEL NITRÓGENO EN SUELOS VITÍCOLAS DE LA CUENCA DEL RÍO MENDOZA

Vallone, R.[1], Asin, J.[1], Manduca, A.[1], Ginebra, M.[1], Calandria, J.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias - Universidad Nacional de Cuyo. * Alte Brown 500, Chacras de Coria (5505), Luján de Cuyo, Prov. de Mendoza, rosanavallone@gmail.com

RESUMEN: Desde la década del '60 se han propuesto métodos químicos para estimar la capacidad de mineralización de los suelos, desde métodos de corta duración a través de incubaciones aeróbicas y anaeróbicas y otros de larga duración. En Cuyo, entre 1985 y 1995 se determinó la mineralización de suelos en laboratorio, invernáculo y campo no relacionado a cultivos específicos, lo que arrojó información de base relevante. La irrupción de la viticultura orgánica y regenerativa renuevan el interés por estudios sobre dinámica de N y mantenimiento de los nutrientes. En 2022 se realizó la caracterización de los suelos de terroirs vitícolas en la cuenca del oasis norte (22800 km^2) cartografiados a través de mapeo digital de suelos. Resultaron 14 unidades edáficas (UE) de las que se seleccionaron 22 perfiles modales representativos de las subzonas (Alta, Transición, Baja y Subcuenca Carrizal) sobre los que se están estudiando el NAN, No y K con el fin de caracterizar la capacidad de mineralización en la cuenca, relacionar con otras variables edáficas relevadas y comparar métodos de corta y larga duración. Respecto de NAN, los resultados parciales indican diferencias entre las subzonas de la cuenca: Alta 31,7, Baja 41,4, Transición 95,4 y Subcuenca Carrizal 95,4 mg/kg $N\text{-}NH_4$. Estos resultados están relacionados principalmente a las texturas, contenidos de materia orgánica, contenido de arcilla y tamaño de las partículas de arena diferenciales entre sectores. Estudios previos, han demostrado que los $N\text{-}N0_3$ son mayores en suelos arenosos regionales y que las formas de $N\text{-}NH_4$ abundan en suelos de textura fina. Asimismo, el coeficiente de temperatura (Q10) para corregir el nitrógeno potencialmente mineralizable obtenido en laboratorio fue de 1,3 para los meses de desarrollo de la vid. Las incubaciones para obtener No y k están aún en ejecución.

PALABRAS CLAVE: mineralización de N, suelos áridos regadíos, vitivinicultura.

PROPIEDADES FÍSICAS VINCULADAS A LA MINERALOGÍA DE SUELOS EN EL NORESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO

Vizgarra, L. A.[1]*, Moretti, L. M.[2], Morrás, H. J. M.[3], Bressan, E. M.[3], Laghi, J. D.[3], Schulz, G. A.[3], Rodríguez, D. M.[3]

[1] EEA INTA Santiago del Estero; [2] EEA INTA Cerro Azul; [3] INTA, Instituto de Suelos. * Ruta Nacional N° 9, km 1108, Santiago del Estero, Argentina. vizgarra.lidia@inta.gob.ar

RESUMEN: En el Chaco subhúmedo, la expansión de tierras destinadas a la agricultura de secano durante las últimas dos décadas ha provocado importantes procesos de degradación física y química en los suelos. Para comprender estos procesos resulta necesario conocer la naturaleza y distribución espacial de los suelos, así como su comportamiento físico. El objetivo de este trabajo ha sido estudiar las propiedades físicas de suelos desarrollados sobre sedimentos fluviales y eólicos de distinto origen y composición mineralógica, en una subcuenca (La Esperanza) que se extiende entre las provincias de Santiago del Estero y Chaco. Trabajos previos en el área reportaron Molisoles en posición de loma, Alfisoles en pendientes y Vertisoles en sectores planos y bajos del paisaje. De base a techo, en cada perfil se describió una paleosuperficie (P) y dos unidades depositacionales (UD I y II). La P (horizonte Btb) es de textura franco arcillo limosa y presenta altos contenidos de cuarzo, escasos vidrios volcánicos e interestratificados Illita/Esmectita (I/E), con dominancia de esmectita. La UD I (horizontes subsuperficiales) corresponde a un pedosedimento de textura generalmente franco limosa caracterizado por abundantes agregados limo-arcillosos de tamaño arena (pseudoarenas), enriquecido en minerales volcaniclásticos, y con arcillas interestratificadas I/E con mayor proporción del componente esmectítico. La UD II (horizontes superficiales) es de textura franco arcillosa o arcillo limosa, rica en illita, micas y hornblenda, con contenidos intermedios de vidrio volcánico. Se seleccionaron perfiles representativos de cada unidad paisaje-suelo y, para cada uno, se determinaron: densidad aparente (Dap), porosidad total (PT), humedad equivalente (Heq), agua de saturación, capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP), estabilidad estructural (EE) e índices de Atterberg (IP). Los resultados revelan que en la UD II se dan los valores más altos de Dap, agua de saturación, Heq y PMP. Además, la plasticidad varió de medianamente plástica a plástica, mientras que la EE fue de moderada a estable. Esto se vincula con la textura más fina, la mineralogía y el efecto de los años de uso agrícola y/o manejo que afectan a los horizontes superficiales. En la UD I, se determinaron mayores valores de PT, CC y AUT, asociados a la presencia del pedosedimento –con abundantes pseudoarenas- que genera principalmente meso y macroporos. Es medianamente plástica y posee altos valores de CIC relacionados con la mineralogía de la fracción arcilla. En la P también se registraron leves aumentos en PT, CC y AUT, vinculados con la composición mineralógica del material. Asimismo, presenta una alta CIC debido a la predominancia del componente esmectítico en los interestratificados I/E. Los resultados obtenidos muestran que las propiedades físicas de estos suelos dependen del tipo y espesor del material en el que se desarrollan. Este análisis, sustentado en la complejidad morfológica y composicional de los materiales parentales de los suelos de la región, contribuye a la comprensión de su comportamiento físico, necesario para la planificación y aplicación de prácticas agronómicas sustentables.

PALABRAS CLAVE: Fertilidad física, Santiago del Estero, Materiales parentales.

ESTRÉS HÍDRICO EDÁFICO POR EFECTO DE OLAS DE CALOR EN UN VERTISOL CON BOSQUE NATIVO

Wilson, M. G. [1*], Villalba, R.[2], Sione, S. M. J.[3, 4], Sattler, N.[3, 4], Gabioud, E. A.[1], Maffini, G.[1], Ledesma, S. G.[3], Srur, A.[2]

[1] Departamento Recursos Naturales y Gestión Ambiental INTA EEA Paraná, Ruta 11, km. 12.5. 3101 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina; [2] Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA – CONICET CCT Mendoza); [3] Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos; [4] CICyTTP – CONICET (CCT Santa Fe). *wilson.marcelo@inta.gob.ar

RESUMEN: Los cambios en los patrones climáticos registrados en el último siglo han provocado un aumento de la frecuencia de olas de calor (OC), habitualmente acompañadas por sequía. El contenido hídrico del suelo puede amplificar la magnitud de estos eventos al influir sobre la temperatura y humedad de la atmósfera inferior. La combinación de temperaturas extremas con sequías expone a los vegetales a condiciones que superan sus límites fisiológicos. El objetivo fue evaluar el impacto de las OC sobre la temperatura y el contenido hídrico del suelo y su efecto en el crecimiento arbóreo, en un Vertisol con bosque nativo. En un bosque del Espinal entrerriano se realizó el monitoreo de la temperatura (Ts) y contenido volumétrico de agua del suelo (CVA), mediante un sensor instalado a 30 cm de profundidad (resolución de 15 minutos). Estos registros complementan una estación dendrométrica que monitorea el crecimiento de *Neltuma affinis* (ñandubay), usando dendrómetros de alta resolución instalados en 6 individuos. El suelo es un Peluderte mólico que presenta microrrelieve gilgai lineal, con 33-43% de arcilla en el epipedón y 50-55% en el horizonte B. Utilizamos las series de temperatura del aire y déficit de presión de saturación (DS) del observatorio INTA EEA Paraná. A partir de los CVA se calculó la variabilidad del agua extraíble relativa (AER) durante el período de crecimiento arbóreo (Octubre 2024-Marzo 2025). En este período ocurrieron tres OC. Las dos primeras fueron más severas (DS ~5 kPa y Ts >40ºC), alcanzando Ts de 42.2 y 44.4ºC en el primer y segundo evento, respectivamente. Estos valores superaron aproximadamente en 10ºC a los registrados en el tercer evento. A su vez, todas las OC mostraron persistencia de temperaturas nocturnas altas (>23ºC). La dinámica del AER mostró que durante las OC más severas, el suelo almacenó menos del 7% del agua extraíble, alcanzando valores mínimos del 1% en la primera OC. Se ha reportado que con valores de AER<50% comienzan a evidenciarse efectos de estrés hídrico en árboles. Los altos valores de DS y Ts, y el consiguiente déficit hídrico edáfico durante las OC más severas, indujeron reducciones significativas del crecimiento arbóreo. Sin embargo, las precipitaciones ocurridas días posteriores a estos eventos (131 mm luego de la segunda OC), permitió incrementar el agua del suelo a niveles de AER>80%, evitando el colapso hidráulico arbóreo. La menor severidad de la tercer OC obedece a los altos CVA por efecto de estas precipitaciones. El déficit hídrico durante las OC se intensifica en suelos arcillosos, donde la alta demanda atmosférica magnifica la pérdida de agua por evaporación favorecida por las grietas resultantes del proceso de contracción por desecamiento. En estas condiciones, la presión con la que el agua es retenida por las arcillas es tan extrema que imposibilita su extracción por las raíces de los vegetales. Los resultados resaltan la importancia del abordaje sistémico de las OC y su relación con el contenido hídrico del suelo, en la perspectiva suelo-planta-atmósfera, aportando información para la planificación y gestión de los bosques en escenarios de variabilidad climática.

PALABRAS CLAVE: Suelos arcillosos, Bosque nativo, Olas de calor.

EFECTO DEL PROCESO DE ESTALLIDO DE AGREGADOS EN SUELOS LIMOSOS BAJO DIFERENTES ALTERNATIVAS DE MANEJO AGRÍCOLA

Yac, H.[1]*, Fernández, P. L.[1, 2], Rodríguez, A.[2, 3, 4], Benedetto, M.[4], Behrends Kraemer, F.[1, 2]

[1] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; [2] CONICET; [3] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario; [4] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – INTA EEA Oliveros.
* yacjacobed@agro.uba.ar

RESUMEN: Los suelos con gran contenido de limo, bajos en arena y subordinadas por arcilla condiciona fuertemente la agregación y el comportamiento estructural del suelo. Los limos de baja densidad de partícula generan ensamblajes estructurales débiles y disminuyen la resistencia mecánica frente a la ruptura. El estallido de agregados es uno de los procesos más sensibles en suelos limosos (cuya estabilidad depende de factores bióticos), puede constituirse como un indicador sensible a los cambios de los sistemas agrícolas, por tal razón, es crucial para entender el comportamiento de alternativas de manejo en suelos con prevalencia de esta granulometría. Una manera de analizar estos mecanismos es a través del test de estallido propuesto por Le Bissonnais (1996). Este estudio se realizó en suelos limosos del Sur de Santa Fe en un ensayo con sistemas convencionales (T1: SD, uso de agroquímicos), regenerativos (T2, T3: SD, CC, reducción del uso de agroquímicos, pastoreo de CC), agroecológicos (T4, T5, T6: uso de bioinsumos, CC, labranzas, SD, pastoreo). Se partió de la hipótesis de que, a menor tiempo de inmersión de los agregados (10 segundos) presenta diferencias con una inmersión de 10 minutos a través de la metodología propuesta, enfocándose en procesos de estallido y aislando los de cohesión. Se evaluaron seis tratamientos de los agroecosistemas convencionales, regenerativos, y agroecológicos. Ambos tiempos de inmersión se evaluaron mediante REML y prueba de T-Student, y correlación de Spearman para identificar la relación entre granulometría y estabilidad de agregados (EA). Los dos tiempos de inmersión presentaron diferencias ($P<0.001$), indicando que ambos evaluaron procesos diferentes. En 10 segundos y en 10 minutos el efecto de EA fue significativo y mayor en sistemas agroecológicos (0,99; 0,69). Esto puede ser explicado por una mayor actividad biológica en sistemas mixtos y complejos como en la agroecología. Simultáneamente, ambos test mostraron que el tratamiento con manejo convencional presentó los valores más bajos de EA. No se registraron correlaciones significativas entre EA y las distintas fracciones granulométricas. Los tratamientos agroecológicos (con labranzas) mostraron mejor comportamiento en ambos tiempos donde menciona la EA puede desarrollarse en situaciones con labranza, pero con rápida incorporación de vegetación. Los valores más altos de EA en 10 segundos se encontraron en el T5 y T6 donde se infiere que los agentes biológicos están más conservados. El T6 presentó el valor más elevado en 10 minutos, esto sugiere que la ausencia de labranzas y mayor proporción de raíces vivas aumentan la presencia de hongos y mucílagos y preservan el CO corroborando la hipótesis del trabajo. Finalmente, la reducción del tiempo de inmersión permite aislar el estallido como mecanismo dominante, relevante en suelos limosos, capaz de detectar cambios tempranos asociados a prácticas que afectan la actividad biológica y presencia de agentes biológicos. Ambos tiempos de inmersión son una herramienta que permite identificar los efectos de distintos sistemas de manejo.

PALABRAS CLAVE: Agregados, Método *Le Bissonnais* estallido, Agroecología.

EVALUACIÓN DE FUNCIONES ECOSISTEMICAS EN SUELOS DE LA PATAGONIA OCCIDENTAL

Zúñiga, F.[1, 2, 3*], Vergara, R.[2, 4], Valle, S.[2, 3, 4], Dörner, J.[2, 3, 4]

[1] Instituto de Bosques y Sociedad, Universidad Austral de Chile (UACh); [2] Soil and Ecosystem Functions Research Center of Chile (CISFECh); [3] Centro de Investigación en Suelos Volcánicos (CISVo), UACh; [4] Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos, UACh. Valdivia, Chile. * FZUNIGA@UACH.CL

RESUMEN: Los suelos son un componente esencial de la biósfera, pues sobre ellos se desarrolla de la vida a diferentes escalas. Se caracterizan por un lento desarrollo y estar condicionado por el clima y la actividad humana. Los suelos sufrieron alteraciones importantes debido a los procesos de colonización que, en la Patagonia Occidental Chilena, tuvieron su auge a inicios del siglo XX y fueron conducidos principalmente a través del fuego y el pastoreo. Captar estos efectos es fundamental para comprender el estado del recurso suelo y la progresión o reversión que estos pueden tener debido a su uso actual. Este trabajo desarrolla índices de calidad de suelos bajo coberturas contrastantes en un gradiente climático en Patagonia Occidental. En una gradiente climática este-oeste (xérica-údica) dominada por bosques (B), praderas (P) y cultivos (C) se colectaron muestras disturbadas y no disturbadas (v = 228 cm^3) para análisis químicos y físicos respectivamente. Se determinaron indicadores que permiten agrupar los tipos de suelos según su reactividad (Al_a y pH NaF), sus niveles de fertilidad y capacidad de almacenar carbono (CICE, P-Olsen, COS,) y parámetros que permiten caracterizar su espacio poroso como su densidad aparente (Da) y permeabilidad de aire (Ka) entre otros. Se realizaron análisis de correlación, regresiones y componentes principales (PCA) para agrupar los suelos y construir un índice de calidad de suelos para la función de almacén de carbono y para la acumulación de biomasa para las diferentes coberturas. Los mayores pesos específicos del PC1 se distribuyen entre CICE (0,94), pH NaF (0,81) y COS (-0,86) y explican el 41,6 % de la variación de los suelos muestreados en la gradiente. Un 23,4 % se explica principalmente por el PC2 compuesto por Da (0,78) y contenido de N-total (-0,74), mientras que el 12,4 % restante se explica por parámetros de fertilidad como S-disponible (-0,70) y Ka (0,64) que define el rol de la estructura del suelo. La relación entre Al_a y pH NaF (R^2 = 0,82) indica que la reactividad de los suelos aumenta de este a oeste (Mollisoles → Andisoles) y la CICE disminuye al aumentar Al_a (R^2 = 0,65) debido a la presencia de minerales de corto rango. La capacidad de los suelos de acumular carbono aumenta desde la zona xérica hacia la zona údica y varía entre 0,44 a 2,58. Este índice, se reduce en un 14 % cuando la cobertura de B se transforma en P y en un 7 % bajo condiciones de cultivo. Las coberturas boscosas acumulan más biomasa en zonas de transición ambiental (*i.e.*, Coyhaique) y los cultivos en zonas údicas. Las praderas presentan un índice de acumulación de biomasa similar independiente del régimen de humedad. Un 77,4 % de la variación de los suelos encontrados en la gradiente climática bajo coberturas de uso contrastante se explica por los 3 primeros PC. En este sentido, los indicadores seleccionados poseen relaciones significativas entre sí y son útiles para determinar y agrupar los suelos según su reactividad, condiciones de fertilidad y para construir índices de calidad de suelos.

PALABRAS CLAVE: Funciones ecosistémicas, Andisoles, Aysén.

RESÚMENES

ÁREA TEMÁTICA 2: Biología del Suelo

1490

EFECTO DEL SUELO Y EL PAISAJE SOBRE LA COMUNIDAD DE MACROARTRÓPODOS EN CULTIVOS DE SOJA

Ahamendaburo, G. M.[1*], Quintero, C.[2], Garibaldi, L. A.[1]

[1] IRNAD (CONICET – Universidad Nacional de Río Negro), Argentina; [2] INIBIOMA (CONICET – Universidad Nacional del Comahue), Argentina; * gmahamendaburo@unrn.edu.ar

RESUMEN: La intensificación agrícola en la región pampeana ha simplificado la estructura del paisaje, alterando las comunidades de artrópodos que proveen servicios ecosistémicos esenciales. Los bordes vegetados adyacentes a los cultivos se consideran hábitats clave para insectos, entre ellos, los macroartrópodos epigeos. A su vez, las propiedades físicas y químicas del tipo de suelo determinan la estructura comunitaria de la fauna edáfica, alterando a distintos grupos funcionales. Este estudio evalúa cómo las propiedades de los suelos y la heterogeneidad del paisaje, como la presencia de bordes vegetados, influyen sobre la comunidad de macroartrópodos epigeos en cultivos de soja (*Glycine max*). El ensayo se realizó en lotes de soja con la variedad 46i20 bajo siembra directa durante dos campañas agrícolas con condiciones climáticas contrastantes: un año seco correspondiente a la campaña 2022/2023, y un año con condiciones climáticas normales (año normal) correspondiente a la campaña 2023/2024. Se trabajó con 26 lotes ubicados en el norte de la provincia de Buenos Aires y sur de la provincia de Santa Fe, en donde se abarcaron tres tipos de suelo: Hapludol, Argiudol Típico y Argiudol Vértico. Simultáneamente, se evaluó la configuración espacial estableciendo tres ubicaciones de distancia desde el borde vegetado lindero al cultivo de soja hacia el interior del lote, es decir, borde, cerca y lejos del borde. Se eligió el "mejor borde vegetado" priorizando aquellos con mayor diversidad de herbáceas en flor. El análisis de datos se realizó mediante Modelos Mixtos Generalizados (GLMM) y se estructuró en entender cómo impacta el tipo de suelo y la presencia de bordes vegetados y su alcance. A la vez se tuvo en cuenta las condiciones climáticas del año de campaña, evidenciando cómo se comporta la comunidad de macroartrópodos según el tipo de suelo bajo condiciones climáticas de estrés hídrico. Como variables respuesta se analizaron la riqueza taxonómica estandarizada, calculada mediante curvas de rarefacción basadas en individuos para corregir diferencias de captura, y la abundancia de dos grupos funcionales clave, detritívoros y depredadores. Los resultados evidenciaron que la riqueza taxonómica estuvo determinada por el tipo de suelo. Los suelos hapludoles presentaron una diversidad significativamente mayor, consistente con sus propiedades físicas óptimas (ausencia de horizonte Bt denso) que facilitaría la colonización biológica. Por el contrario, la abundancia funcional no respondió al tipo de suelo, sino a la estructura del paisaje. En años normales, se detectó un marcado efecto borde donde la abundancia de depredadores y detritívoros fue máxima en el borde vegetado, pero descendió abruptamente al ingresar al cultivo. Se concluye que mientras la calidad del suelo actúa como reservorio de biodiversidad, los bordes vegetados son críticos para sostener la biomasa funcional, aunque su influencia hacia el interior del lote puede ser limitada. Este enfoque metodológico permitió desacoplar los efectos derivados de la estructura física del suelo de aquellos asociados a la disponibilidad de refugios, aportando evidencia crítica para el diseño de estrategias de manejo que favorezcan la conservación de la biodiversidad y la funcionalidad ecológica en agroecosistemas.

PALABRAS CLAVE: macroartrópodos epígeos, propiedades del suelo, efecto borde.

INGENIEROS DEL SUELO: EL MANEJO EDÁFICO EN LA PRESENCIA DE LOMBRICES EN AMBIENTES ÁRIDOS

Alemanno, V.[1*], Maure Russo, E. M.[1], Flores Cáceres, M. L.[1], Lillo, M. I.[1], Cangiani Terrón, A.[1], Tagliaferro Sarmiento, C.[1], Josefina Vicari, B.[1], Gavosto, M. J.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo; * Almirante Brown 500. Chacras de Coria - Luján de Cuyo. CPA M5528AHB, Prov. de Mendoza, valemanno@fca.uncu.edu.ar

RESUMEN: La biota del suelo cumple un rol fundamental en la regulación de procesos ecosistémicos y en la calidad edáfica. Entre los macroinvertebrados, las lombrices de tierra (Oligochaeta) son consideradas ingenieros del ecosistema e indicadores sensibles a los cambios de uso del suelo. En regiones áridas como Mendoza, estos organismos no se encuentran naturalmente debido a las escasas precipitaciones, temperaturas elevadas y suelos jóvenes de texturas gruesas y con bajo contenido de materia orgánica. Sin embargo, los sistemas productivos bajo riego pueden modificar estas condiciones limitantes. El objetivo de este trabajo fue evaluar la presencia y abundancia de lombrices en función de las características edáficas, contrastando un sistema agrícola con un ecosistema natural (monte nativo) como testigo en el departamento de Luján de Cuyo. Los muestreos se realizaron durante la primavera de 2025, seleccionando dos sitios contiguos: un área de monte nativo y un viñedo comercial. En cada ambiente se establecieron 10 puntos de muestreo en grilla y la recolección se realizó mediante el método de muestreo pasivo con monolitos de suelo (30x30x30 cm) y recolección manual (hand-sorting), registrando abundancia y biomasa. Simultáneamente, se tomaron muestras para la caracterización físico-química del suelo (Materia Orgánica, Calcio, pH y CE). Los resultados mostraron que en el monte nativo no se registró presencia de lombrices, coincidiendo con condiciones de aridez, baja materia orgánica (0,49%) y menor contenido de calcio (3,88 me/L). Por el contrario, en el viñedo se observó una población establecida con una abundancia promedio de 11,4 individuos por monolito. Este aumento poblacional se asoció significativamente a la modificación de las condiciones edáficas por el manejo, presentando el viñedo valores superiores de materia orgánica (1,89%) y calcio (9,16 me/L). Se concluye que la ausencia de lombrices en el monte nativo y su presencia en el viñedo confirman que estos organismos no forman parte de la fauna original de estos suelos áridos, sino que su introducción y persistencia están vinculadas al manejo agrícola, y a un potencial mayor de disponibilidad de calcio, el cual genera un nicho favorable al incrementar la disponibilidad de carbono y nutrientes clave. Destacando el valor de los oligoquetos como bioindicadores de la activación biológica en suelos de zonas áridas bajo cultivo.

PALABRAS CLAVE: Uso del suelo, Oligochaeta, Bioindicadores.

SALUD DEL SUELO Y EDAFOFAUNA EN UN ENSAYO AGRÍCOLA CON RESIDUOS PECUARIOS

Amín, M. S.[1, 2*], Chilano, Y.[1, 2], Becerra, M. A.[1, 2, 3], Parra, B. J.[1], Marro, V.[1], Grosso, T.[1], Juncos, W.[1], Rosa, M. J.[1]

[1] Fac. de Agronomía y Veterinaria, UNRC; [2] Instituto de Investigaciones Sociales, Territoriales y Educativas (ISTE UNRC-CONICET); [3] UNC., Fac. de Ciencias Agropecuarias. * Ruta Nacional 36, km 601, (5800) Río Cuarto, Prov. de Córdoba, samin@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: La intensificación agrícola y ganadera ha incrementado la generación de residuos pecuarios, planteando nuevos desafíos ambientales asociados a su disposición, pero también oportunidades para su valorización agronómica. Es así como la aplicación de compost de feedlot bovino se presenta como una estrategia de manejo orientada a mejorar la salud del suelo, entendida como la capacidad del sistema edáfico para sostener procesos ecológicos clave, como el ciclado de nutrientes, la regulación biológica y la provisión de servicios ecosistémicos. Desde esta perspectiva, la evaluación integrada de indicadores biológicos, químicos y bioquímicos resulta útil para interpretar los efectos de estas prácticas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la salud del suelo mediante indicadores biológicos, particularmente la comunidad de artrópodos edáficos, y analizar su relación con variables químicas y biológicas del suelo en un ensayo agrícola con aplicación de residuos de feedlot. El estudio se desarrolló en el campo experimental de la Universidad Nacional de Río Cuarto, sobre un Haplustol típico bajo clima templado subhúmedo. Se utilizó un diseño completamente al azar con dos tratamientos: testigo sin enmienda orgánica y aplicación de compost de feedlot a razón de 40 t ha^{-1}, aplicado durante tres campañas consecutivas en una rotación agrícola (maíz/centeno/soja/maíz/centeno). La comunidad de artrópodos edáficos se evaluó mediante trampas de caída en tres fechas (mayo 2024, septiembre 2024 y febrero 2025), determinando abundancia total, riqueza de órdenes, diversidad (Índice de Shannon) y predominio. En forma complementaria, se midieron variables edáficas vinculadas a la respuesta biológica observada, incluyendo pH, conductividad eléctrica (CE) en diferentes profundidades, y contenido de materia orgánica y respiración microbiana en el estrato superficial (0-10 cm). Los resultados preliminares muestran que la aplicación sostenida de compost de feedlot incrementó de manera consistente la abundancia y, en la mayoría de las fechas, la riqueza de artrópodos edáficos respecto del testigo. Esta respuesta se asoció con una mayor presencia de grupos funcionales vinculados a la descomposición de residuos y al ciclado de nutrientes, destacándose *Collembola* e *Hymenoptera*, lo que sugiere una activación de la meso y macrofauna del suelo. En términos causales, este comportamiento biológico se explica por el aumento en la disponibilidad de carbono orgánico y energía para la biota edáfica. En concordancia con ello, en los primeros 10 cm del suelo la materia orgánica aumentó de 2,39% a 2,91% y la respiración microbiana se cuadruplicó en los tratamientos con compost, indicando una intensificación de la actividad microbiana que constituye la base trófica de numerosos artrópodos. Si bien la CE reflejó aporte de sales asociado a la enmienda orgánica, los valores no alcanzaron umbrales de riesgo de salinización, mientras que el pH se mantuvo cercano a la neutralidad. Los resultados indican que la aplicación de compost de feedlot promueve mejoras ambientales en la salud del suelo, a partir de una secuencia de efectos que vincula el aumento de la materia orgánica y la actividad microbiana con una respuesta positiva de la fauna edáfica, reforzando su potencial como estrategia de manejo sustentable en sistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Artrópodos edáficos, Indicadores biológicos, Compost de feedlot.

EFECTO DE LA APLICACIÓN CONJUNTA DE ROCA FOSFÓRICA Y BACTERIAS SOLUBILIZADORAS DE FOSFATO SOBRE EL CRECIMIENTO DE MANÍ

Bongiovanni, M. D.[1, 2], Marzari, R.[1, 2], Angelini, J.[1, 3], Rovere, M.[1], Taurian, T.[1, 3]

[1] Instituto de Investigaciones Agrobiotecnológicas (INIAB), [2]. FAyV Universidad Nacional de Río Cuarto, [3]. FCEFQyN Universidad Nacional de Río Cuarto * ExRuta 36 Km 601, (5800) Río Cuarto, Prov. de Córdoba, mbongiovanni@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: Entre las leguminosas, el cultivo del maní argentino tiene gran incidencia en el desarrollo socio-económico de Córdoba y constituye un importante ingreso de divisas debido a sus características diferenciales. Sin embargo, la intensificación de las prácticas agrícolas ha resultado en una deficiencia nutricional de los suelos de la región. Entre los nutrientes que han demostrado estar en niveles subóptimos para el cultivo de maní se encuentra el fósforo (P). El P es muy crítico en la floración y etapas de formación de vainas del cultivo de maní. Una estrategia alternativa para el aporte de este nutriente a los suelos frente al empleo de fertilizantes fosforados, cuyo uso excesivo genera impactos ambientales negativos, sumado a su mayor costo de elaboración, es el empleo de bioinoculantes a base de bacterias solubilizadoras de fosfato. A esta estrategia se suma la aplicación de rocas fosfóricas combinadas con bacterias solubilizadoras de fosfatos (BSP). Además del mineral fosfatado utilizado como sustrato por estas bacterias, los depósitos de roca fosfórica poseen minerales importantes para la integridad nutricional del suelo agrícola tales como sílice, minerales arcillosos, calcita, dolomita y óxidos hidratados de hierro y aluminio. El objetivo del trabajo fue analizar el efecto de la práctica de aplicación conjunta de bacterias solubilizadoras de fosfato y roca fosfórica sobre el crecimiento y acumulación de P de plantas de maní en ensayos a campo. El ensayo se realizó en un suelo Haplustol éntico franco arenoso en cercanías de General Cabrera, Córdoba con un diseño completamente al azar. Se emplearon microparcelas de 6 m^2 (de 2 surcos cada una). Los tratamientos utilizados fueron: Testigo: plantas de maní sin inocular y sin aplicación de roca fosfórica (RF), B: plantas inoculadas con la BSP J49, RF: plantas con aplicación de RF, RF+B: plantas inoculadas con J49 y con aplicación de RF. Se determinó P en suelo, rendimiento de grano y caja. Resultó interesante observar que el tratamiento RF+B produjo un aumento significativo del 27% del contenido P disponible suelo (8,83 ppm) respecto al Testigo (6,43 ppm) y a la aplicación individual de la BSP J49 (6,76 ppm) y RF (6,92 ppm). El rendimiento en grano y en caja no mostró diferencias estadísticas entre los tratamientos, aunque se observó una tendencia en el rendimiento en caja con los dos tratamientos en lo que se inoculó la BSP J49 (B y RF+B). Los resultados obtenidos indicarían en su conjunto que la aplicación combinada de una BSP con RF genera un aporte mayor contenido de P al suelo y además, que la inoculación de una BSP es una práctica sustentable promisoria para el mejorar la disponibilidad y aporte de P al suelo para la leguminosa.

PALABRAS CLAVE: bioinsumos, bacteria solubilizadora de fosfato, roca fosfórica.

EFECTO DE DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN POTENCIAL DE COMUNIDADES BACTERIANAS DEL SUELO

Campilongo Mancilla, E. J.[1*], Serri, D. L.[1, 2], Quiroga, M.[1], Barbero, F.[3], Meriles, J.[3], Vargas, Gil, S.[1, 2]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Unidad de Fitopatología y Modelización Agrícola. [2]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; Instituto de Patología Vegetal; * Av. 11 de Septiembre 4755, Córdoba, (5020), Prov. de Córdoba. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, campilongo.javier@inta.gob.ar

RESUMEN: Las comunidades microbianas edáficas son importantes en los procesos biogeoquímicos y en la provisión de servicios ecosistémicos, siendo sensibles a las prácticas de manejo agrícola. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintos cultivos de cobertura (CC) sobre la estructura taxonómica y la función potencial de las comunidades bacterianas del suelo agrícola. Se analizaron muestras de suelo con trigo (TR), centeno (CT) y vicia/centeno (Mixto) como CC mediante secuenciación del gen 16S rRNA, procesadas con el pipeline mothur utilizando la base de datos SILVA v138.2. La estructura de las comunidades bacterianas se evaluó mediante análisis de ordenación multivariada basados en abundancias relativas. Asimismo, se realizó una predicción funcional a partir de los datos 16S rRNA utilizando Tax4Fun2, obteniéndose perfiles funcionales asociados a rutas metabólicas de KEGG, los cuales fueron analizados mediante análisis de componentes principales (PCA). Los análisis de ordenación evidenciaron una diferenciación consistente de las comunidades bacterianas entre tratamientos, con una clara separación a lo largo del primer eje de ordenación. El tratamiento mixto presentó una posición intermedia entre los tratamientos contrastantes, sugiriendo un efecto diferencial del manejo sobre la estructura microbiana del suelo. De igual manera, la ordenación de los perfiles funcionales predichos mostró patrones de separación similares entre tratamientos, indicando que los cambios en la composición taxonómica se reflejan en modificaciones de la estructura funcional potencial de las comunidades bacterianas. A nivel de categorías funcionales amplias, se observó una predominancia de funciones asociadas al metabolismo energético, de carbohidratos y de aminoácidos en todos los tratamientos, con proporciones relativamente similares entre ellos. Sin embargo, la diferenciación multivariada de los perfiles funcionales sugiere cambios en la composición funcional específica, compatibles con un alto grado de redundancia funcional del sistema. En conjunto, los resultados indican que los tratamientos con distintos CC influyen sobre la estructura y la función potencial de las comunidades bacterianas del suelo. Las situaciones con TR o CT mostraron las mayores diferencias, mientras que la situación mixta presentó una respuesta intermedia y, en algunas categorías funcionales, valores significativamente menores. La integración de análisis taxonómicos y funcionales permitió identificar funciones metabólicas específicas sensibles al manejo, aportando información relevante para la evaluación de la calidad biológica del suelo.

PALABRAS CLAVE: microbiología del suelo, cultivos de cobertura, función microbiana.

LABSRC: ANALIZADOR DE EFLUJO DE CO_2 EN MUESTRAS DE SUELO

Castro, F.[1*], TerAvest, D.[2], Austic, G.[2], Martinez, L. E.[3], Flores Cáceres, M. L.[1]

[1] Cátedra de Tecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Agrarias, UN Cuyo (Mendoza, Argentina); [2] Our-Sci LLC (Michigan, USA); [3] INTA, EEA Rama Caída, Laboratorio de suelo,agua y nutrición vegetal (Mendoza, Argentina); *fcastro@fca.uncu.edu.ar

RESUMEN: La respiración del suelo se considera un indicador importante de la salud edáfica ya que está estrechamente relacionada con la actividad microbiana necesaria para reciclar carbono y hacer disponibles nutrientes para las plantas. Los cambios en la tasa de respiración permitirían evaluar el efecto de una determinada práctica agrícola así como los cambios introducidos por otros fenómenos naturales o acciones antrópicas. Este tipo de monitoreo cobra cada vez mayor relevancia en la agricultura regenerativa, la determinación del stock de carbono y la valoración de servicios ecosistémicos provistos por el suelo. Las opciones para realizar esta medición son enviar una muestra a un laboratorio, utilizar un kit (ie Solvita) o utilizar un sistema de monitoreo automático de tipo IRGA. Sin embargo, estas opciones tienen una logística compleja y son costosas dificultando la integración de este parámetro en la evaluación de los cambios en el suelo que producen distintas prácticas agrícolas. El LabSRC es un dispositivo de código abierto de bajo costo y fácil uso basado en un microcontrolador ESP32 y un sensor fotoacústico de CO2 colocado dentro de un recipiente hermético que permite monitorear la concentración de CO2 en presencia de una muestra de suelo en tiempo real durante 24 horas. Los datos son almacenados en el dispositivo y transmitidos mediante un servidor web en tiempo real para su visualización. El desempeño del dispositivo fue evaluado mediante su comparación con el método colorimétrico CO2-burst de Solvita. Se utilizaron 6 muestras de suelo de Mendoza con diferentes manejos agrícolas y 9 repeticiones para cada una. Los resultados muestran la capacidad del LabSRC para diferenciar muestras de suelo con distintos niveles de actividad biológica relacionados principalmente con el contenido de materia orgánica. Además, se corresponde positivamente con los valores medidos con Solvita y su dispersión está dentro de los rangos propuestos por dicho método. Por otro lado, se realizó un estudio exploratorio contrastando con una metodología de laboratorio que requiere incubación de 7 días. En este caso se usaron sólo 3 muestras de las anteriores con distinta textura, contenido de materia orgánica y salinidad modificando el método de laboratorio usando dos cubetas para 1 y 6 días de incubación. Los resultados exploratorios de una día de incubación mostraron que los datos LabSRC se correlacionan con las muestras de contenido de materia orgánica cercano a 2,5%, levemente salino de 4dS/m y textura franco. En conclusión, LabSRC se ajusta correlativamente con el método colorimétrico CO2-burst de Solvita y se presenta como una alternativa simple, viable y económica para la medición sistemática de respiración de muestras de suelos agrícolas. El monitoreo en tiempo real permite además pensar en otros usos posibles (ej respiración inducida por sustrato), Por otro lado, si bien los primeros resultados para validar LabSRC con metodología de incubación de laboratorio mostraron baja relación, se requiere continuar su evaluación para validar la metodología y adaptarla a diferentes tipos suelo y tiempos de incubación.

PALABRAS CLAVE: respiración suelo, tecnología libre, analizador dióxido de carbono.

CUANDO LAS "BUENAS PRÁCTICAS" NO GARANTIZAN PRODUCTIVIDAD: ANÁLISIS DE PATRONES BIOQUÍMICOS DEL SUELO

Covelli, J.[1*], Reyna, D.[1], Wall, L.[1]

[1] Laboratorio de Bioquímica y Biología de Suelos, Centro de Bioquímica y Microbiología del Suelo, Departamento de Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional de Quilmes, Buenos Aires, Argentina.
* julieta.covelli@gmail.com

RESUMEN: En sistemas agrícolas de alta demanda productiva, la adopción de las denominadas buenas prácticas de manejo no siempre se traduce en mayores rendimientos, lo que plantea interrogantes sobre los procesos que regulan la funcionalidad del sistema suelo-planta. El modelo de funcionalidad de base química no es necesariamente compatible con el de base biológica, pues el último considera al microbioma como parte del sistema y el primero, no. Este trabajo explora la bioquímica del suelo como herramienta para explicar patrones funcionales asociados a la productividad agrícola en sistemas tabacaleros del noroeste argentino, integrando indicadores enzimáticos, perfiles de ácidos grasos y propiedades químicas del suelo bajo distintos niveles de productividad. Se evaluaron dos sitios productivos de la misma región, con contrastes edáficos y de manejo, que incluyeron rotaciones con distinta historia y combinaciones de fertilización biológica y química, junto con sitios de referencia. Se determinaron actividades enzimáticas vinculadas a los ciclos del C, N, P y S, a partir de las cuales se construyeron relaciones funcionales y vectores bioquímicos que describen estrategias relativas de adquisición de nutrientes. En paralelo, se analizaron perfiles de ácidos grasos del suelo (WSFA) como indicadores bioquímicos del estado funcional del microbioma, junto con parámetros químicos tradicionales como nitrógeno total, fósforo disponible, materia orgánica y relación C/N. Los resultados indican que suelos con niveles similares de productividad pueden mostrar diferencias en sus configuraciones bioquímicas presentando en algunos casos tendencias contrastantes, mientras que sistemas con buenas prácticas de manejo no siempre exhiben perfiles funcionales asociados a alta productividad. En particular, la integración de relaciones enzimáticas y de WSFA permitió identificar desconexiones entre la disponibilidad química de nutrientes y el funcionamiento biológico del suelo, así como respuestas diferenciales del sistema vivo frente a prácticas de manejo aparentemente favorables. Los sitios de referencia no siempre representaron estados funcionales óptimos, lo que sugiere que la productividad depende de la interacción entre condiciones edáficas de base, manejo y la organización bioquímica del microbioma. Sin embargo, al incluir los sitios de referencia en la normalización de los valores obtenidos, se pueden observar reconexiones entre productividad y funcionalidad, mejorando la caracterización del suelo en relación con su manejo y presentando un análisis innovador de los resultados. En conjunto, los resultados indican que la bioquímica del suelo aporta una mirada integradora para comprender por qué manejos entendidos como buenas prácticas agrícolas pueden no alcanzar altos rendimientos y, a la vez, por qué manejos más simples pueden alcanzar productividades sostenibles. Este enfoque contribuye a hacer más comprensible el manejo sostenible de la producción agrícola, considerando al suelo como un sistema vivo cuyo microbioma forma parte de la funcionalidad integral del sistema.

PALABRAS CLAVE: Productividad, Bioquímica, Suelos.

CUANDO PLANTAS Y BACTERIAS HACEN MATCH: INTERACCIONES QUE PROMUEVEN EL CRECIMIENTO VEGETAL Y EL BIOCONTROL DE PATÓGENOS

Di Salvo, L. P.[1, 2*], Alvarado Ramírez, A.[1, 3], Peñaranda González, L. V.[1], Centeno Toledo, F. M.[1], Lannone, M. F.[4, 2], Tranquilli, G. E.[5], García de Salamone, I. E.[1]

[1] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Biología Aplicada y Alimentos, Cátedra de Microbiología Agrícola, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [2] CONICET, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [3] Universidad Nacional de Agricultura, Honduras; [4] Universidad de Buenos Aires. Facultad de Farmacia y Bioquímica. Cátedra de Química Biológica Vegetal. CABA. Argentina; [5] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Instituto de Recursos Biológicos. Hurlingham, Buenos Aires. Argentina. *disalvol@agro.uba.ar

RESUMEN: La utilización de bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB) representa una estrategia clave para avanzar hacia una agricultura más sustentable, al potenciar el crecimiento de los cultivos y favorecer el control de patógenos con un menor uso de agroinsumos de síntesis química. En este trabajo se presentan resultados integradores de dos líneas de investigación del laboratorio, centradas en trigo pan (*Triticum aestivum* L.) y tomate (*Solanum lycopersicum*), con el objetivo de identificar combinaciones bacteria-planta y patrones microbianos que orienten el desarrollo de bioinsumos específicos y eficaces. En trigo, trece genotipos fueron evaluados frente a cepas de *Azospirillum brasilense* y *A. argentinense*. En tomate, tres variedades fueron inoculadas con diferentes aislamientos PGPB (entre los cuales se encontraban cepas de *Bacillus* sp. y *Paenibacillus* sp., entre otros) con capacidad promotora del crecimiento y/o biocontroladora de *Ralstonia solanacearum*. Los resultados en condiciones controladas mostraron que la respuesta al tratamiento varía según la combinación cepa bacteriana-genotipo vegetal, y que ciertas cepas, en interacción con algunos genotipos de trigo y tomate, pueden influir sobre la composición funcional de la microbiota asociada, sobre la respuesta en biomasa y sobre la inhibición del patógeno. Estos hallazgos refuerzan que la eficacia de los bioinsumos depende de complejas interacciones bacteria inoculada-planta-comunidades nativas. Los resultados de ambas líneas evidencian que las PGPB seleccionadas constituyen candidatas prometedoras para el desarrollo de bioinsumos dirigidos a mejorar la productividad de cultivos extensivos e intensivos. La integración de resultados sugiere criterios claros para diseñar bioinsumos: selección de cepas con alta capacidad de colonización y efectividad como PGPB específica según genotipo vegetal, junto con la consideración de los efectos sobre las comunidades microbianas nativas asociadas. En conjunto, estos resultados destacan el potencial de los bioinsumos microbianos como herramientas concretas para una agricultura más sustentable, eficiente y adaptada a las necesidades de distintos cultivos, aportando estrategias basadas en evidencia para potenciar la promoción del crecimiento y el biocontrol de patógenos en sistemas agrícolas modernos.

PALABRAS CLAVE: Bioinsumos, Interacciones planta-microorganismo, PGPB.

MARGENES AGRÍCOLAS VIVOS, ¿COMUNIDADES MICROBIANAS DISTINTAS?: PATRONES FUNCIONALES POTENCIALES CONDICIONADOS POR SITIO Y TIEMPO

Di Salvo, L. P.[1, 2*], Franco, A.[1], Kulesz, N.[1], García de Salamone, I. E.[1], Devoto, M.[3, 2]

[1] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Biología Aplicada y Alimentos, Cátedra de Microbiología Agrícola, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [2] CONICET, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [3] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Cátedra de Botánica General, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; * disalvol@agro.uba.ar

RESUMEN: La diversidad funcional potencial de las comunidades microbianas del suelo responde con alta sensibilidad a gradientes ambientales y a prácticas de manejo, por lo que se emplea como bioindicador de sustentabilidad. Sin embargo, su respuesta en condiciones de campo depende fuertemente del diseño experimental. En este trabajo, analizamos un ensayo multisitio de mediano plazo destinado a evaluar una alternativa de manejo de márgenes agrícolas, basada en mantener una cobertura vegetal diversa (MV), frente al manejo tradicional mediante herbicidas o laboreo (MT). El ensayo fue diseñado para estudiar efectos sobre poblaciones de insectos benéficos, polinizadores, macro y mesofauna edáfica, físico-química y microbiología de suelos. Aquí evaluamos cómo diferentes escalas espaciales y temporales afectan la capacidad de detectar cambios en la diversidad funcional potencial de las comunidades microbianas del suelo. El diseño incluyó cuatro sitios (Solís, Baradero, Vedia y Teodelina), tres lotes por sitio, dos márgenes por lote (MT y MV) y cuatro distancias hacia el interior del lote (centro del margen: D0; límite margen/lote: D1; a 5 metros del margen: D2; centro del lote: D3), con muestreos en distintas épocas durante dos ciclos productivos (2022/2023 y 2023/2024). Las comunidades microbianas fueron caracterizadas mediante perfiles funcionales potenciales (CLPP) y analizadas con distancias de Bray-Curtis, PERMANOVA y pruebas de homogeneidad de dispersión. El modelo global mostró que el momento de muestreo (fecha) explicó la mayor parte de la variación, indicando que las dinámicas temporales naturales superan en magnitud los efectos del manejo. A su vez, el sitio emergió como el factor espacial dominante, reflejando la influencia de las condiciones edafo-climáticas locales. En cambio, los efectos del manejo del margen (MT vs MV) o de la distancia hacia el interior del lote no fueron detectables de manera consistente. Finalmente, el análisis por sitio y tiempo reveló patrones espaciales puntuales pero limitados: se observaron patrones fisiológicos significativos asociados al manejo del margen o al gradiente interno del lote, aunque estas respuestas no fueron sistemáticas entre sitios ni se mantuvieron a lo largo de los diferentes muestreos. En conjunto, los resultados muestran que los gradientes edáficos y las dinámicas temporales constituyen los principales determinantes de la funcionalidad microbiana potencial en diseños espaciales y temporales amplios. Además, los patrones detectados sugieren que ciertos efectos asociados a las decisiones de manejo, como el de los márgenes agrícolas, pueden emerger en situaciones específicas. Por ello, futuros estudios orientados a la microbiología del suelo son necesarios para y confirmar estas tendencias.

PALABRAS CLAVE: agroecosistemas sustentables, CLPP, manejo de márgenes.

COLONIZAÇÃO E ESPORULAÇÃO MICORRIZICA DO ALFACE APÓS O USO DE BORRA DE CAFÉ

Dos Santos, D. F.[1*], Matos., F. S.[1], Dos Santos, T. E. B.[1]

[1] Universidade Estadual de Goiás (UEG), Campus Sul, Unidade Ipameri; Rodovia GO-330, Km 241, Anel Viário, S/N, Zona Rural, Ipameri - GO, CEP 75780-000, Brasil; daffiny@aluno.ueg.br

RESUMEN: A alface (*Lactuca sativa* L.) é uma hortaliça amplamente cultivada, sensível às condições do solo e à atividade da microbiota edáfica. É uma das hortaliças folhosas mais consumidas no Brasil e apresenta elevada dependência dos fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) para maior eficiência na absorção de nutrientes. A borra de café, resíduo gerado em grande escala no país, contém matéria orgânica e compostos com potencial uso agrícola; entretanto, seus efeitos sobre a micorrização ainda não são completamente conhecidos. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar o impacto da aplicação de borra de café sobre a colonização micorrízica (CM) e o número de esporos micorrízicos (NEM) em solo cultivado com alface. O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Universidade Estadual de Goiás – Unidade Ipameri, em delineamento inteiramente casualizado (DIC) com dois tratamentos: T1, composto por solo e areia, e T2, composto por solo, areia e 10% de borra de café previamente seca ao sol. As plantas foram cultivadas por 60 dias e irrigadas diariamente de forma padronizada. Ao final do período, foram coletadas amostras de solo para análise do NEM e raízes para avaliação da CM. A colonização micorrízica foi determinada após clareamento das raízes com KOH a 10%, acidificação com HCl diluído e coloração com azul de tripano a 0,05%. Para a quantificação de esporos, utilizaram-se 50 g de solo rizosférico submetidos a peneiramento úmido, decantação e centrifugação em solução de sacarose, possibilitando a separação e contagem dos esporos. Os resultados indicaram que não houve diferença significativa na CM entre os tratamentos, demonstrando que a adição de borra de café não afetou a capacidade dos FMAs de colonizar as raízes da alface, Observou-se cerca de 28,5% de colonização no tratamento sem borra de café e 25% no tratamento com borra. Contudo, observou-se 23,0% na redução no número de esporos no tratamento que recebeu borra de café, sugerindo que compostos presentes no resíduo, como fenóis e cafeína, podem ter exercido efeitos negativos sobre a esporulação, embora sem comprometer a colonização radicular. Ressalta-se que resíduos provenientes do café podem apresentar variações conforme o processamento, influenciando a sensibilidade dos esporos a alterações ambientais que afetam a reprodução dos fungos. Conclui-se que a borra de café não interfere na colonização micorrízica, mas pode reduzir a produção de esporos, indicando possíveis efeitos seletivos sobre a dinâmica dos fungos micorrízicos no solo.

PALAVRAS CHAVE: *Lactuca sativa* L.**,** Resíduo, Microbiota.

EFEITOS DE CURTO PRAZO DE HERBICIDAS SOBRE A DINÂMICA MICROBIANA DO SOLO

Duarte da Costa, G.[1], Matos, F. S.[1*], Dos Santos, T. E. B.[1]

[1]Universidade Estadual de Goiás (UEG), Campus Sul, Unidade Ipameri; Rodovia GO-330, Km 241, Anel Viário, S/N, Zona Rural, Ipameri - GO, CEP 75780-000, Brasil. *gabrielduarteds2@aluno.ueg.br

RESUMEN: A sustentabilidade e a produtividade dos sistemas agrícolas modernos dependem intrinsecamente da manutenção da qualidade biológica do solo, onde a microbiota desempenha funções ecossistêmicas vitais, como a ciclagem de nutrientes e a decomposição da matéria orgânica. Entretanto, o uso intensivo e recorrente de herbicidas para o controle de plantas daninhas suscita preocupações crescentes quanto aos potenciais efeitos ecotoxicológicos não intencionais sobre esses microrganismos não-alvo. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica temporal e a capacidade de resiliência funcional da microbiota de um Latossolo Vermelho-Amarelo submetido à aplicação dos herbicidas Imazetapir, Verdict Max (Haloxifope-P-metílico) e Glifosato. O experimento foi conduzido em condições controladas de laboratório, sob um delineamento inteiramente casualizado, com monitoramento realizado em quatro intervalos estratégicos — aos 7, 37, 67 e 97 dias após a aplicação (DAA) — permitindo a distinção entre efeitos agudos imediatos e respostas adaptativas de médio prazo. Foram mensurados bioindicadores sensíveis à qualidade edáfica, especificamente o Carbono da Biomassa Microbiana do Solo (C-BMS), a Respiração Basal do Solo (RBS), o Quociente Metabólico (qCO_2) e o Quociente Microbiano (qMIC). A análise dos dados revelou uma resposta biológica complexa e não linear, evidenciando um processo de sucessão ecológica secundária impulsionado pela perturbação química. Na fase inicial, aos 7 DAA, a comunidade microbiana exibiu um quadro de estresse metabólico agudo, caracterizado por elevados valores de qCO_2, o que indica um alto dispêndio energético destinado à manutenção celular e destoxificação em detrimento do crescimento. Subsequentemente, houve uma inversão drástica desse padrão funcional; aos 37 DAA, observou-se um aumento significativo no C-BMS, atingindo picos de biomassa, notadamente nos tratamentos com Verdict Max e Glifosato. Esse fenômeno, concomitante a uma redução acentuada do qCO_2, sinaliza a transição para uma comunidade metabolicamente mais eficiente, cuja expansão foi provavelmente subsidiada pelo efeito de *priming* ou pelo consumo de necromassa proveniente dos microrganismos sensíveis eliminados na fase inicial. Nas avaliações tardias, aos 67 e 97 DAA, a biomassa entrou em declínio relativo, estabilizando-se em patamares superiores aos níveis basais, o que sugere o estabelecimento de um novo equilíbrio ecológico. Conclui-se que, embora os herbicidas provoquem distúrbios imediatos, a microbiota do Latossolo Vermelho-Amarelo possui notável resiliência funcional, recuperando-se não de forma passiva, mas através de uma profunda reestruturação fisiológica e composicional, demonstrando que avaliações pontuais de curto prazo são insuficientes para compreender a real capacidade de tamponamento biológico do solo frente a insumos agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Ecotoxicología, Bioindicadores, Agroquímicos.

MANEJO AGROECOLÓGICO Y SU INFLUENCIA EN INDICADORES BIOLÓGICOS DEL CICLO DEL NITRÓGENO DEL SUELO

Enrique, J. R.[1]*, Orozco, F. N.[1], Mattalía, M. L.[1], Basualdo, M. C.[1], Bruno, C.[1].

[1]Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto; * Ruta Nacional 36, km 601, (5800) Río Cuarto, Prov. de Córdoba, enrique1josee@gmail.com

RESUMEN: El uso y manejo intensivo de los suelos agrícolas ha generado modificaciones en sus propiedades físicas, químicas y biológicas, promoviendo la adopción de prácticas agroecológicas orientadas a mejorar la salud del suelo. La hipótesis de este estudio plantea que el uso y manejo del suelo generan variaciones en las comunidades microbianas edáficas. El objetivo fue evaluar la salud del suelo mediante indicadores biológicos relacionados con el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, comparando una parcela en transición al manejo agroecológico (AE) con un sector prístino de referencia (PU). El estudio se desarrolló en el campo experimental CAMDOCEX de la Universidad Nacional de Río Cuarto, sobre un suelo Haplustol típico. Se evaluaron bacterias oxidantes de amonio (BOA), oxidantes de nitrito (BON), bacterias desnitrificantes (DEN), nitrógeno de la biomasa microbiana (NBM) y actividad de la enzima ureasa. Los muestreos se realizaron hasta los 10 cm de profundidad durante dos períodos estacionales, otoño-invierno (OI) y primavera-verano (PV), en los años 2022 y 2023. Los datos fueron analizados mediante estadística descriptiva y análisis multivariado a través del análisis de componentes principales (ACP). Los resultados indicaron que el manejo agroecológico promovió una mayor actividad de las BON y de la enzima ureasa, asociada a la incorporación de residuos de cultivos de cobertura y a una mayor mineralización del nitrógeno. El sector prístino presentó mayores valores de BOA, DEN y NBM, reflejando estrategias de conservación e inmovilización del nitrógeno típicas de ecosistemas maduros. La estacionalidad influyó significativamente sobre todos los indicadores biológicos, registrándose una mayor actividad microbiana durante la temporada primavera-verano. Sin embargo, la sequía ocurrida en 2022, vinculada al fenómeno ENOS “La Niña”, redujo la biomasa microbiana y la disponibilidad de nitrógeno lábil, evidenciando la sensibilidad de estos indicadores a las condiciones climáticas. El análisis multivariado permitió diferenciar claramente ambos sistemas de manejo, confirmando que las prácticas agroecológicas reacondicionan las comunidades microbianas del suelo. Estos resultados destacan el potencial del manejo agroecológico para mejorar la salud del suelo, aunque se resalta la necesidad de estudios de largo plazo y la consideración de las condiciones ambientales regionales para una adecuada interpretación de los indicadores biológicos.

PALABRAS CLAVE: indicadores biológicos, nitrógeno, ureasa.

1502

DETERMINANTES ECOLÓGICOS DE LA EDAFOFAUNA EN VIÑEDOS BAJO RIEGO DE LA PROVINCIA DE MENDOZA

Flores Cáceres, M. L.[1*], Maure Russo, E. M.[1], Alemanno, V.[1], Lillo, M. I.[1], Navarro Encinas, L. T.[1], Rodríguez Rochetti, L. J.[1], Falcone, P. J.[1], Escudero Astudillo, R. D.[1], Gutiérrez, H. M.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo; * Almirante Brown 500. Chacras de Coria - Luján de Cuyo. CPA M5528AHB, Prov. de Mendoza, mflores@fca.uncu.edu.ar

RESUMEN: Los suelos cumplen un rol clave en la mitigación del cambio climático debido a su capacidad de almacenar carbono orgánico, proceso en el cual la biota participa activamente regulando el ciclado de nutrientes y la estabilización de la materia orgánica. Entre la edafofauna, las lombrices de tierra (Oligochaeta) son consideradas bioindicadores de excelencia ya que su presencia ofrece una lectura integral de la salud del ecosistema edáfico. En la provincia de Mendoza, estos invertebrados no forman parte natural de la mayoría de los suelos debido a las escasas precipitaciones, bajo contenido de materia orgánica y predominancia de texturas gruesas. La vitivinicultura en el Mendoza se lleva a cabo bajo un sistema de regadío, introduce prácticas que generan condiciones propicias para el establecimiento de lombrices. La hipótesis de este trabajo fue que la abundancia de lombrices en agroecosistemas responde principalmente al contenido de carbono orgánico y la textura del suelo. Para evaluarlo, se compararon dos sitios en Luján de Cuyo: un viñedo comercial en la localidad de Agrelo, que presenta suelo franco arenoso y un viñedo ubicado en el campo experimental de la Facultad de Ciencias Agrarias en Chacras de Coria (suelo franco limoso). Los muestreos se realizaron en primavera de 2025, tomando 10 muestras por sitio mediante la técnica del monolito (30x30x30 cm) para cuantificar la abundancia y biomasa, analizando simultáneamente las propiedades físico-químicas. Los resultados mostraron diferencias notables entre los sitios. El sitio de la facultad, que presentó los valores más altos de materia orgánica (5,2 %) y mayor cobertura vegetal, registró una abundancia promedio de 9,3 ind/muestreo. Sorpresivamente, el viñedo de Agrelo, a pesar de tener un contenido orgánico significativamente menor (1,89 %), presentó la mayor abundancia promedio (11,4 ind/muestreo) y una mayor biomasa. Al analizar otras variables, se observó que este último sitio poseía niveles superiores de bases intercambiables como el calcio (9,16 me/L) comparado con el sitio de la facultad (6,76 me/L). Se concluye que, si bien la fracción orgánica es un recurso esencial, en estos suelos calcáreos de regiones áridas, la disponibilidad de nutrientes específicos juega un rol determinante y posiblemente co-limitante en la densidad poblacional. La mayor abundancia en Agrelo sugiere que la disponibilidad de calcio actúa como un condicionante fisiológico esencial para las lombrices, probablemente relacionado a sus requerimientos metabólicos para la regulación del pH y la actividad de las glándulas calcíferas, lo que les permite mantener poblaciones más altas incluso con menor oferta de carbono.

PALABRAS CLAVE: Carbono orgánico, Fauna edáfica, Calcio.

ACTIVIDAD DE LA FOSFATASA ÁCIDA EN EL SUELO: EFECTO DE LA APLICACIÓN DE CAMA DE POLLO COMO ENMIENDA ORGÁNICA

Gabioud, E. A. [1, 2*], **Ghilini, D.**[1, 2, 3], **Melgares, E.**[1, 2], **Serri, D. L.** [3, 4]

[1] INTA EEA Paraná; [2] Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER); [3] CONICET; [4] IPAVE; [*]gabioud.emmanuel@inta.gob.ar

RESUMEN: La producción avícola de Argentina posiciona al país como uno de los principales productores mundiales, siendo la cama de pollo (CP) el principal desecho. La CP puede ser utilizada como enmienda o fertilizante orgánico para la producción de cultivos extensivos e intensivos ya que mejora la fertilidad química, física y biológica del suelo. Dentro de las variables biológicas, se destaca la actividad enzimática extracelular (AEE) como un indicador sensible que refleja el proceso de catálisis de compuestos orgánicos, realizado por las comunidades bacterianas para adquirir nutrientes. Una enzima a considerar es la Fosfatasa ácida (FOS), por estar asociada al ciclo del fósforo. El presente trabajo tiene como objetivo evaluar el efecto de la aplicación de CP compostada y pelletizada sobre la actividad enzimática FOS y su relación con variables físico-químicas del suelo. Se realizó un ensayo (nov2023- nov2024) en bloques aleatorizados a campo en un suelo Argiudol acuico de la EEA Paraná INTA bajo siembra directa con una rotación Soja-Maíz. Los tratamientos incluyeron un testigo sin fertilización (To) y tres dosis superficiales de CP (aplicadas antes de la siembra de soja), considerando un aporte de carbono de, 1500, 3000 y 6000 kg C ha $^{-1}$ (CP1,5; CP3; CP6), equivalentes a 123, 246 y 493 kg P ha $^{-1}$, respectivamente. Se muestreó el estrato 0–5 cm en línea base (previo a la aplicación) y luego a 6 y 12 meses. La FOS (nmol h $^{-1}$ g $^{-1}$) se cuantificó por fluorescencia; además se determinaron pH, conductividad eléctrica (CE; dS m $^{-1}$) y fósforo extractable (Pe; mg kg $^{-1}$). El análisis estadístico consistió en correlaciones de Spearman (α=0,05) y ANOVA con modelos lineales mixtos y test de Tukey (p<0,05). El análisis de correlaciones no reveló asociaciones significativas entre FOS y el resto de variables del suelo, mientras que si se observaron asociaciones significativas positivas entre pH y Pe (ρ=0,68) y entre CE y Pe (ρ=0,56). En el ANOVA, la FOS aumentó su actividad en CP3 diferenciándose de To (427 vs 305 nmol h $^{-1}$ g $^{-1}$); para Pe, CP3 y CP6 se diferenció de To (130 vs 50,5 mg kg $^{-1}$). De forma consistente, la CE fue mayor en CP3 y CP6 (0,154 dS m^{-1}) que en el testigo (0,092 dS m $^{-1}$), sin interacción tratamiento×tiempo para FOS, Pe y CE; en contraste, el pH mostró interacción significativa, con aumentos en CP6 a los 12 meses (5,82) respecto de To a los 6 meses (5,57), lo que sugiere efectos temporales y dependientes de la dosis. Los resultados evidencian que la CP compostada fomenta la actividad FOS y la disponibilidad de Pe, en dosis intermedias y altas, sin evidenciar relaciones directas entre la enzima y demás variables evaluadas. Esto requiere continuar evaluando los cambios en el tiempo, incorporando relaciones con otras variables del suelo tales como el contenido de C orgánico y P total, como así también AEE de los ciclos de C y N.

PALABRAS CLAVE: Actividad enzimática extracelular, residuo avícola, fósforo disponible.

1504

DIVERSIDAD DE HONGOS MICORRÍCICOS Y SU RELACIÓN CON VARIABLES EDÁFICAS DE SISTEMAS PRÍSTINOS Y MANEJADOS

García-Parisi, P. A.[1, 2*], Maidana, C. E.[3, 4], Re, P.[1, 5], Fanny, M.[6], Minás, A.[7], Massa, F. F.[1, 2], Omacini, M.[2, 7]

[1] Cátedra de Forrajicultura, Departamento de Producción Animal, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [2] IFEVA - Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [3] Universidad del Salvador, Virasoro, Corrientes; [4] EEA Cerro Azul, INTA. Cerro Azul, Misiones; [5] EEA Delta del Paraná, INTA. Campana, Buenos Aires; [6] EEA El Colorado, INTA, El Colorado, Formosa; [7] Cátedra de Ecología, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. *pgarcia@agro.uba.ar

RESUMEN: La intensificación de los sistemas productivos modifica las propiedades edáficas y puede afectar la biodiversidad microbiana del suelo, en particular la asociada a las plantas. Entre estas últimas, los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) son simbiontes que se asocian a las plantas y que les proveen múltiples beneficios, entre ellos la absorción de fósforo (P). Además, estas simbiosis impactan positivamente en otros atributos del ecosistema, en particular a través de mejorar el secuestro de carbono (C) en el suelo y la estructura del suelo. Actualmente, se encuentra en debate el efecto del manejo antrópico sobre distintos atributos de estos hongos y su impacto sobre los beneficios provistos a hospedantes y ecosistemas. El objetivo de este trabajo fue analizar la relación entre la riqueza de HMA y variables edáficas en sistemas prístinos y manejados del litoral argentino. El estudio se realizó en cuatro regiones del litoral argentino (Delta del Paraná, Selva Misionera, Sabanas de Corrientes y Chaco Húmedo), seleccionando sitios representativos de un gradiente de uso del suelo. En todas las regiones se realizó un muestreo de suelos y vegetación incluyendo ambientes prístinos o sin uso y sistemas productivos. Se consideraron: ambientes sin uso (monte, selva, humedales y vegetación riparia), sistemas ganaderos a cielo abierto (pasturas implantadas o pastizales naturales), sistemas mixtos (silvopastoriles o ganadería en monte) y sistemas forestales (plantaciones). En las muestras de suelo se evaluó C orgánico total, P extractable, estabilidad estructural y composición de las comunidades de HMA. Para esto último se secuenciaron las muestras y se realizó asignación taxonómica con la base de MarjaAM. Al analizar el efecto del uso del suelo, los sistemas ganaderos a cielo abierto presentaron mayor riqueza de HMA que los sistemas mixtos, forestales e incluso que los ambientes sin uso. Incluso permitieron la aparición de grupos funcionales menos ruderales, ausentes en algunos de los otros sistemas. Solo los sistemas forestales mostraron menores contenidos de C (g. kg) que los ambientes sin uso, mientras que el P (P bray mg.kg) y la estabilidad estructural no variaron entre usos. Sin embargo, en términos generales, la riqueza de HMA se correlacionó positivamente con el C del suelo y la estabilidad estructural. En cambio, el P se correlacionó negativamente con la proporción grupos funcionales de HMA más ruderales en las comunidades de aquellas regiones de alto P. En conclusión, el efecto del tipo de manejo sobre la vegetación afecta la riqueza y diversidad de hongos micorrícicos arbusculares, siendo favorecidas por la presencia de una estructura herbácea, y perjudicadas cuando se incorpora el componente arbóreo. Estos resultados destacan la importancia del contexto regional y del tipo de uso del suelo en la regulación de la diversidad micorrícica y su relación con la calidad edáfica.

PALABRAS CLAVE: Micorrizas, Litoral Argentino, Hongos.

VARIACIÓN DE LA COLONIZACIÓN POR HONGOS ENDÓFITOS SEPTADOS OSCUROS (DSE) EN LOS ECOSISTEMAS PASTORILES PATAGÓNICOS

Gargaglione, V.[1, 2, 3*], Morales, C. [1], Peri, P.[1, 2, 3], Toledo, S.[1]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Santa Cruz, Río Gallegos, Santa Cruz (Argentina) [*]christiansen.rodolfo@inta.gob.ar; [2]Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Unidad académica Río gallegos (UNPA-UARG), Santa Cruz (Argentina); [3]CIT CONICET SANTA CRUZ (UNPA-UTN), Río Gallegos, Santa Cruz (Argentina).

RESUMEN: La colonización por hongos endófitos septados oscuros (DSE) constituye un componente relevante de la biota edáfica en ecosistemas pastoriles de regiones frías y semiáridas, donde pueden influir en la nutrición vegetal y en los procesos y funciones del suelo. En este contexto, el objetivo general fue evaluar la variación espacial y temporal del porcentaje de colonización de hongos DSE en distintas especies vegetales distribuidas en seis sitios representativos con manejos de cargas ganaderas contrastantes, durante dos años consecutivos (2016 y 2017). El estudio se realizó en seis sitios con contrastes ambientales y de uso. Se evaluaron seis especies vegetales dominantes (*Festuca, Poa, Rytidosperma, Mulguraea, Nardophylum y Carex*). En cada combinación de sitio–especie–año se determinó el porcentaje de colonización por DSE mediante observación microscópica de raíces previamente clarificadas y teñidas. Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente para determinar promedios y comparaciones según factores de sitio, año y especie (ANOVA de 3 vías $p<0,05$). El análisis mostró que el porcentaje de los hongos DSE fue similar entre años, registrándose valores medios de 22 %. Sin embargo, se observaron diferencias espaciales marcadas entre sitios. Estepa magallánica seca con carga alta ovina (EMS-KA) presentó el mayor promedio de colonización (27%), seguido por estepa magallánica húmeda con carga moderada ovina (EMH-MD; 25%), mientras que el matorral de mata negra con carga alta (MMN-CHA) registró el valor más bajo (17%). Estos resultados evidencian que las condiciones locales del suelo y del ambiente ejercen una influencia más marcada que la variabilidad interanual sobre la dinámica de DSE. En relación con las especies vegetales, *Poa* mostró el mayor porcentaje promedio de colonización (28%), seguida por *Rytidosperma* (24%) y *Mulguraea* (22%). En contraste, *Carex* presentó el valor más bajo (14 %), lo que indicaría diferencias en la compatibilidad simbiótica o en la dependencia funcional de cada hospedante respecto de estos hongos. *Festuca* y *Nardophylum* mostraron valores intermedios de 19 % y 22 %, respectivamente. En conjunto, los resultados permiten concluir que la colonización por DSE está fuertemente condicionada por el sitio y la especie vegetal, mientras que la variación entre años fue comparativamente menor. Desde la perspectiva de la biología de suelos, estos hallazgos destacan la importancia de considerar la interacción planta–microorganismo–ambiente como un sistema integrado, donde los hongos DSE constituyen un componente funcional relevante en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas pastoriles. La comprensión de estos patrones aporta bases para interpretar procesos de resiliencia y dinámica biológica del suelo en ambientes bajo uso ganadero.

1506

PALABRAS CLAVE: Carga ovina, Estepa patagónica, Simbiosis.

DIVERSIDAD DE MESOFAUNA EDÁFICA BAJO DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS EN EL ALTO VALLE, PATAGONIA NORTE, ARGENTINA

Giovanetti Ferreiro, M.P.[1*], Nabaes, D. J.[2], Giustiniani, E.[1], Piñeiro, G.[3, 4], Garibaldi, L.A.[1]

[1] Universidad Nacional de Río Negro. CONICET. Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina; [2] Universidad Nacional del Sur. CONICET. Instituto de Ciencias Biológicas y Biomédicas del Sur. Buenos Aires, Argentina; [3] LART, Laboratorio de Analisis Regional y Teledetección, Facultad de Agronomia, Universidad de Buenos Aires. CONICET. Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura, Buenos Aires, Argentina; [4] Departamento de sistemas ambientales, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay. * mpgiovanettiferreiro@unrn.edu.ar

RESUMEN: La intensificación convencional de la agricultura ha provocado grandes pérdidas de biodiversidad de edáfica, principalmente como consecuencia de la simplificación de la cobertura vegetal, disminución de materia orgánica, uso intensivo de fertilizantes y biocidas, y exceso de labranza. La mesofauna del suelo resulta especialmente sensible a estos cambios, ya que las prácticas de manejo afectan su abundancia y composición taxonómica, lo que la convierte en un buen indicador de la calidad del suelo. La respuesta de la mesofauna frente al disturbio varía entre grupos: Oribatida, Collembola y Mesostigmata (cohorte Gamasina) suelen asociarse a suelos poco perturbados, mientras que Astigmata y Prostigmata dominan en suelos cultivados o disturbados. A partir de estas diferencias, se han propuesto índices basados en relaciones de densidad entre grupos (Acari/Collembola, Oribatida/Astigmata, Oribatida/Prostigmata y Astigmata/Mesostigmata) que permiten inferir el grado de perturbación edáfica. En el Alto Valle de Río Negro y Neuquén, norte de la Patagonia argentina, el principal uso de suelo son los sistemas agrícolas convencionales. Si bien existen antecedentes sobre artrópodos epígeos y nemátodos en la región, actualmente no se dispone de información sobre la diversidad de la mesofauna edáfica en los principales usos del suelo del Alto Valle. En este contexto, el objetivo del presente trabajo es evaluar el efecto de tres usos de suelo con distinto grado de manejo —cultivos de manzana (MNZ), cultivos hortícolas (HO) y campos agrícolas abandonados (AB)— sobre la riqueza y densidad de la mesofauna edáfica, y analizar su relación con la vegetación, las propiedades físico-químicas del suelo y las prácticas de manejo. Se seleccionaron 10 sitios por cada uso de suelo. La vegetación se caracterizó mediante la estimación de riqueza y cobertura utilizando cuadrantes de 1 m² distribuidos en transectas aleatorias. Para la mesofauna se tomaron 5–6 muestras de suelo por sitio (0–10 cm de profundidad), y los organismos se extrajeron con embudos Tullgren y se clasificaron en Colémbolos y Ácaros a nivel de suborden. Para caracterizar los suelos se tomaron muestras asociadas a las de mesofauna y se determinaron pH, fracciones de materia orgánica (POM y MAOM) y textura. Las propiedades del suelo y la vegetación variaron entre usos del suelo. La cobertura vegetal fue mayor en primavera en HO y AB que en MNZ, mientras que en verano no se observaron diferencias; la riqueza vegetal no difirió entre usos en primavera y fue mayor en MNZ que en AB durante el verano. El pH del suelo fue mayor en HO, el contenido de MAOM fue mayor en AB, no se detectaron diferencias en POM, y la textura mostró mayores contenidos de arcilla en HO, limo en AB y una tendencia a mayor contenido de arena en MNZ. Se presentarán resultados preliminares de la riqueza e índices de mesofauna edáfica, analizados mediante enfoques multivariados en relación con las variables de vegetación y suelo medidas, así como con determinaciones de carbono y nitrógeno totales. Esto permitirá discutir el impacto de los distintos usos del suelo sobre la biodiversidad edáfica en sistemas agrícolas patagónicos.

PALABRAS CLAVE: mesofauna, usos de suelo agrícolas, propiedades de suelo y vegetación.

INOCULACIÓN DE CEPAS DE HONGOS EN LA PRODUCCIÓN DE FRUTILLA EN PARAGUAY

González, A. L.[1*], Peralta Morales, C. R.[1]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. San Lorenzo, Paraguay, *alba.gonzalez@agr.una.py

RESUMEN: El cultivo de frutilla (*Fragaria* x *ananassa* Duch.) representa una alternativa productiva de alto valor para la agricultura familiar en Paraguay, ofreciendo rentabilidad en superficies reducidas. La incorporación de hongos promotores del crecimiento vegetal se presenta como una estrategia clave para disminuir la dependencia de fertilizantes sintéticos, abaratar costos y fomentar una producción más sostenible. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la inoculación con diferentes cepas de hongos sobre parámetros de crecimiento y rendimiento del cultivo de frutilla. El ensayo se condujo bajo condiciones de invernadero en el Campo experimental de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción en San Lorenzo Paraguay, entre mayo y septiembre de 2024. Se empleó un diseño de bloques completos al azar con cuatro tratamientos y cinco repeticiones. Los tratamientos consistieron en: testigo sin inocular (T1), inoculación con el hongo micorrícico *Rhizophagus irregularis* (T2), inoculación con *Penicillium janthinellum* (T3) e inoculación con *Trichoderma viride* (T4), aplicados a plantines de frutilla a raíz desnuda. Se evaluaron variables vegetativas y reproductivas: número de tallos (NT), longitud de tallo (LT), número de flores (NF), número de frutos (NFR), peso del fruto (PF), longitud del fruto (LF), diámetro del fruto (DF) y longitud del sistema radicular (LSR). Los datos se sometieron a ANOVA y prueba de comparación de medias de Tukey ($p<0,05$). Los resultados mostraron que la inoculación con T. *viride* (T4) y P. *janthinellum* (T3) mejoró significativamente varios parámetros vegetativos en comparación con el testigo y el tratamiento con micorrizas. T. *viride* (T4) indujo el mayor número de tallos (22,60) y los frutos de mayor longitud (9,18 cm) y diámetro (6,27 cm). En cuanto a la longitud de tallo y número de flores, tanto T4 (12,10 cm; 10,67 flores) como T3 (11,86 cm; 10,07 flores) superaron al testigo, aunque este último (T1) también mostró un desempeño floral (8,93 flores) superior al tratamiento con micorrizas (T2: 7,60 flores). No se detectaron diferencias estadísticamente significativas para el número de frutos (media=4,13), peso del fruto (media=31,56 g) y longitud radicular (media=28,58 cm). Bajo las condiciones experimentales, se concluye que la inoculación con T. *viride* promueve un mayor desarrollo vegetativo y mejora las dimensiones del fruto en la frutilla. P. *janthinellum* también mostró un efecto positivo en variables de crecimiento, aunque menor que *Trichoderma*. La inoculación con la micorriza *R. irregularis* no presentó efectos significativos sobre los parámetros evaluados en este cultivo, bajo las condiciones del ensayo.

PALABRAS CLAVE: *Rhizophagus irregularis*, *Penicillium janthinellum*, *Trichoderma viride*.

RESPIRACIÓN MICROBIANA EN SUELOS BAJO ROTACIONES EN SIEMBRA DIRECTA, ALTO PARANÁ, PARAGUAY

González, A. L.[1*], Leguizamón Rojas, C. A.[1], Ojeda Valdez, A.[1]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. San Lorenzo, Paraguay.
*alba.gonzalez@agr.una.py

RESUMEN: La actividad biológica del suelo es un indicador sensible de su calidad, reflejando procesos clave como el ciclo de nutrientes y la descomposición de la materia orgánica. En Paraguay, la producción extensiva de granos se basa en el sistema de siembra directa (SSD), que abarca cerca del 90% del área mecanizada. A pesar de su adopción masiva y sus beneficios documentados sobre propiedades físicas y químicas, existe un vacío de conocimiento sobre el impacto de diferentes secuencias de cultivo en SSD sobre la salud biológica del suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar la actividad microbiana, mediante la respiración basal del suelo, bajo distintos sistemas de rotación de cultivos en SSD en el departamento de Alto Paraná, Paraguay. El estudio se realizó en lotes de producción comercial (≥10 ha) pertenecientes a la Cooperativa Yguazú Agrícola Ltda. Se evaluaron cuatro secuencias de cultivo en SSD: T1 (soja-maíz), T2 (soja-soja), T3 (soja-barbecho-maíz), T4 (soja-trigo-soja-maíz) y un área de referencia de bosque nativo (T5). Se cuantificó la respiración microbiana del suelo mediante el método de captura alcalina y retrotitulación con HCl (Isermeyer, 1952), expresando los resultados como mg de C-CO_2 liberado. Los datos se analizaron mediante ANOVA y prueba de comparación de medias Scott-Knott ($p<0,05$). La actividad biológica del suelo mostró diferencias significativas entre manejos ($p<0,002$). La rotación soja-maíz (T1) y el bosque nativo (T5) presentaron las mayores tasas de respiración microbiana (2,9 y 2,8 mg C-CO_2, respectivamente), estadísticamente superiores a los demás tratamientos. Las secuencias T2 (soja-soja), T3 (soja-barbecho-maíz) y T4 (soja-trigo-soja-maíz) mostraron una actividad biológica inferior, con valores entre 2,6 y 2,7 mg C-CO_2, lo que sugiere un menor reciclaje de carbono y una posible disminución de la calidad biológica del suelo. Se concluye que la respiración microbiana es un indicador eficaz para discriminar el impacto del manejo agrícola sobre la salud del suelo. La mayor actividad biológica observada en la rotación soja-maíz (T1), comparable a la del ecosistema de referencia, resalta el papel fundamental de la diversificación de cultivos y la presencia de gramíneas en la conservación de la microbiota edáfica. Por el contrario, la baja diversidad de especies en la rotación (especialmente la monocultura soja-soja) y la inclusión de barbechos se asocian con una menor actividad biológica, subrayando la necesidad de implementar secuencias de cultivo más diversas para mantener la salud del suelo en los agrosistemas del Paraguay.

PALABRAS CLAVE: soja, sistema de siembra directa, actividad biológica.

DINÁMICA DE DESCOMPOSICIÓN EN DISTINTOS MANEJOS DE CULTIVOS DE LIMÓN MEDIANTE EL "TEA BAG INDEX"

Jozami, A. C.[1, 2*], Monmany-Garzia, A. C.[1], Aragón, R.[1, 2]

[1] Instituto de Ecología Regional (UNT-CONICET); *Ciudad Universitaria Horco Molle, Edificio Las Cúpulas, Yerba Buena (4107), Prov. de Tucumán; [2] Facultad de Ciencias Naturales e I.M.L. (UNT), carolinajozamih@gmail.com

RESUMEN: La descomposición de la materia orgánica es un proceso clave para la provisión de servicios ecosistémicos en sistemas agrícolas, ya que regula la disponibilidad de diversos nutrientes, la estructura del suelo y en particular, la dinámica del carbono. Este proceso está condicionado por factores ambientales, por la comunidad de descomponedores y por la calidad del material incorporado al suelo. En agroecosistemas, las prácticas de manejo pueden modificar las interacciones entre factores, generando heterogeneidad espacial incluso a escala intra-lote. Una herramienta estandarizada que permite evaluar la descomposición y compararla entre ecosistemas a escala global es el protocolo del experimento de bolsas de té: "Tea Bag Index" (TBI). La mayoría de los estudios se desarrollaron en ambientes templados y naturales, siendo escasos los trabajos en sistemas subtropicales agrícolas, y nulos en cultivos cítricos. El objetivo de este estudio fue evaluar la pérdida de peso de material vegetal estandarizado como indicador de descomposición en cultivos de limón bajo distintos tipos manejo: orgánico, convencional, con y sin cultivos de servicio. También exploramos la dinámica temporal del proceso y las diferencias entre materiales de distintas calidades. El experimento se realizó en 12 establecimientos de la región pedemontana de las Yungas en Tucumán, Argentina. Se enterraron bolsas de té verde (material lábil) y té rojo (material recalcitrante) (Lipton, Unilever) a 8 cm de profundidad durante períodos de incubación de 60 y 90 días (n = 144 bolsas por tipo de té). Tras cada colecta, las muestras se secaron en estufa a 60°C durante 48 horas y se determinó el peso seco para calcular el porcentaje de pérdida de peso respecto al peso inicial específico de cada tipo de té. Los efectos del manejo, tiempo de incubación y tipo de té se evaluaron mediante modelos lineales generalizados mixtos con distribución beta. No se encontraron diferencias entre tipos de manejo (orgánico vs. convencional: p = 0,323; con vs. sin cultivo de servicio: p = 0,962), aunque se observaron tendencias significativas en interacciones entre manejo y tipo de té, tanto para orgánico vs. convencional (p = 0,035) como para presencia de cultivos de servicio (p = 0,047), indicando una mayor descomposición del té verde en sistemas orgánicos y con cultivos de servicio. La pérdida de peso aumentó significativamente entre la primera y la segunda colecta, indicando un efecto temporal consistente sobre la descomposición en todos los manejos (p < 0,001). Hubo una mayor pérdida de peso del té verde en comparación con el té rojo en ambas colectas (colecta 1: 58.2% y 19.7%; colecta 2: 62.5% y 25%, respectivamente), lo que refleja diferencias en la calidad del sustrato. Adicionalmente, se registraron variables microambientales, incluyendo temperatura y humedad del suelo e intensidad luminosa. Estos datos, junto con la información sobre la comunidad de descomponedores actualmente en análisis, permitirán profundizar en los mecanismos que explican los patrones observados. Este estudio contribuye al experimento global del TBI, incorporando datos sobre sistemas agrícolas subtropicales con escasa evidencia hasta ahora y aporta información sobre el funcionamiento del suelo en agroecosistemas citrícolas.

PALABRAS CLAVE: funcionamiento del suelo, citrus, manejo agrícola.

SOIL MICROARTHROPOD COMMUNITIES AFFECTED BY HORSE ACCESS

Kun, M.[1]*, de la Rosa, N.[2], Galende, G.[1]

[1] Laboratorio de Zoología, UNCo Bariloche; [2] Laboratorio de Criptógamas Avasculares, UNCo Bariloche; * marcelo.kun@crub.uncoma.edu.ar

ABSTRACT: Microarthropods benefit soil through the cycling of nutrients, by grazing on bacteria and other microbes and by provoking the breakdown of organic matter rendering essential nutrients. Plant decomposition, pest suppression, soil structure are key positive results of their activities affecting soil. Also abundance, richness and diversity of soil microarthropod communities can be useful as a trusty and immediate indicator of soil quality and environmental changes. However, interactions between biotic and abiotic components can be altered by disturbances such as trampling management and grazing by horses. To address this question, we sampled microarthropods in spring 2025 from pine plantations soils near Bariloche City, under two conditions:sites with mild horse access and sites without horse access. We collected 497 microarthropods in 28 samples from the top 5 cm of soil, extracted them using Tullgren–Berlese funnels, and quantified the major microarthropod groups. We identified and quantified the abundance of the following microarthropods: Collembola, Trombidiformes, Astigmatina, Oribatida, Mesostigmata, Psocoptera, Formicidae, Homoptera, Hemiptera. Diptera larvae, Coleoptera larvae, Hemiptera, Homoptera, Geophilomorpha and Lithobiomorpha. Most abundant species of Collembola were identified to species level. We found that Collembola abundance was significantly higher in pine plantations without horse access (Mann–Whitney U test: U = 21.5, p = 0.007). In contrast, although Trombidiformes mites were the most abundant mite group overall, their numbers did not differ significantly between forests with and without horse access. The high abundance of Collembola in pine forests without horse access was primarily driven by small, hemiedaphic species with moderate pigmentation and a well-developed visual apparatus, including *Hypogastrura manubrialis*, *Ceratophysella armata*, and *Isotoma* sp. In contrast, epigeic Collembola—characterized by medium to large body size, heavy pigmentation, long well-developed appendages, and a well-developed visual system (eye spots and eyes), such as *Entomobrya lanuginosa* and *Lepidocyrtus gisini*—were found exclusively in pine plantation areas with horse access. Lower microarthropod abundance—driven mainly by declines in Collembola—can be attributed to horse trampling, as reported in previous studies. Our findings further corroborate that shifts in the abundance of hemiedaphic and epigeic Collembola serve as indicators of soil disturbance caused by equine access.

KEYWORDS: microarthropods, pine, horse.

MEJORANDO LA ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA RADICAL: EVALUACIÓN DE MÉTODOS Y PROPUESTA DE UN NUEVO MÉTODO

López Zieher, X. M.[1, 2*], Faigón, A.[1, 2], Bazzoni, B.[1, 2], Ravetta, M.[1, 2], Piñeiro, G.[1, 2, 3]

[1] LART, Laboratorio de Análisis Regional y teledetección, Instituto de Investigaciones Fisiológicas y ecologías vinculadas a la Agronomía (IFEVA), CONICET. [2] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. [3] Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay; * Av. San Martín 4453, (1417) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, zlopez@agro.uba.ar

RESUMEN: La biomasa radical constituye una de las principales vías de ingreso de carbono (C) a los suelos agrícolas. Sin embargo, su cuantificación a campo continúa siendo una de las principales fuentes de incertidumbre en la estimación del aporte subterráneo de C, debido a limitaciones metodológicas y a la elevada heterogeneidad espacial de las raíces. En este trabajo se realizó una evaluación comparativa de los métodos más utilizados para estimar biomasa radical en cultivos anuales, y se propone una alternativa metodológica que mejora sustancialmente la precisión de las estimaciones. El método de monolito fue utilizado como referencia, dado que permite una recuperación exhaustiva del sistema radical. Consiste en la extracción de un volumen grande de suelo, hasta 20-30cm de profundidad, cuya superficie abarca la distancia completa entre hileras y una longitud similar en la dirección de la hilera, incluyendo varias plantas y la mayor parte de sus raíces. Si bien es un método altamente preciso, su elevado costo operativo y el procesamiento de grandes volúmenes de suelo limitan su aplicación a gran escala. A partir de esta referencia, se evaluaron dos metodologías de uso habitual: el muestreo con barreno (de distinto diámetro y con diferentes esquemas de ponderación espacial) y el método de planta entera. El estudio se realizó en cuatro cultivos contrastantes sembrados en línea: soja, maíz, trigo y camelina. El método de planta entera, el método alternativo propuesto, consiste en la extracción individual de plantas objetivo con todo su sistema radical, seguido de un lavado rápido a campo, y la posterior extrapolación a hectárea en función de la densidad de plantas. El método de planta entera mostró un desempeño consistentemente robusto en los cuatro cultivos, con estimaciones de biomasa radical muy similares a las obtenidas mediante monolitos. En contraste, los métodos basados en barreno presentaron una elevada variabilidad y fuertes desvíos respecto del valor de referencia. En varios casos, las estimaciones obtenidas mediante barrenos sobreestimaron la biomasa radical en magnitudes mayores al 1000%, evidenciando la sensibilidad del método a errores de muestreo posicional y a la distribución heterogénea de raíces en la línea y la entrelínea. Los cultivos de gramíneas presentaron una mayor asignación subterránea que las dicotiledóneas. En maíz, la biomasa radical fue de 1616 kg ha^{-1}, lo que representó el 14% de la biomasa total, mientras que en trigo alcanzó 1867 kg ha^{-1} (12%). En soja y camelina, los valores fueron menores: 586 kg ha^{-1} (9%) y 381 kg ha^{-1} (6%), respectivamente. Estos porcentajes corresponden a la partición de la biomasa total hacia raíces y muestran diferencias claras entre especies y que la partición de raíces de cultivos anuales es generalmente baja y entrono al 10% de la biomasa total. En conjunto, los resultados destacan la importancia de una medición precisa de las raíces para estimar el aporte de C al suelo y validan el método de planta entera como una alternativa eficiente, escalable y confiable, que permite reducir sustancialmente la incertidumbre asociada a las estimaciones tradicionales de biomasa radical.

PALABRAS CLAVE: carbono orgánico del suelo, biomasa radical, sistemas agrícolas.

1512

AVALIAÇÃO DE INOCULANTES SOLUBILIZADORES E MICORRÍZICOS NO DESENVOLVIMENTO DA SIMBIOSE EM MILHO SOB MANEJO DE FÓSFORO

Marques, M. F.[1], De Melo, A. C. E.[1*], Dos Santos, T. E. B.[1]

[1]Universidade Estadual de Goiás (UEG), Campus Sul, Unidade Ipameri; Rodovia GO-330, Km 241, Anel Viário, S/N, Zona Rural, Ipameri-GO, CEP 75780-000, Brasil. *miguel.932@aluno.ueg.br

RESUMEN: Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) estabelecem uma simbiose mutualística com as raízes das plantas, na qual ampliam a absorção de nutrientes, sobretudo fósforo, elemento de baixa mobilidade no solo. Além disso, contribuem para a melhoria da arquitetura radicular e para o desenvolvimento de culturas como o milho. Esses organismos se disseminam por esporos micorrízicos, estruturas de resistência presentes no solo que asseguram sua sobrevivência e capacidade de colonizar novos sistemas radiculares. O uso de inoculantes microbianos à base de bactérias e fungos tem aumentado na agricultura; contudo, sua eficiência é variável em função das características do solo e das condições de cultivo. Evidências indicam diferenças na resposta entre tipos de inoculantes, especialmente sob baixa disponibilidade de fósforo. Diante desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a colonização micorrízica e a abundância de esporos em plantas de milho submetidas à aplicação de inoculantes microbianos compostos por bactérias solubilizadoras de fósforo (Bacillus megaterium e Bacillus subtilis) e por fungo micorrízico arbuscular (Rhizophagus intraradices), sob diferentes doses de fósforo. O experimento foi conduzido em campo, na Fazenda Experimental da Universidade Estadual de Goiás, Campus Ipameri, em delineamento inteiramente casualizado, com oito tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos combinaram duas doses de P (dose recomendada e metade da dose) e a aplicação dos inoculantes mencionados, isoladamente ou em associação. Os resultados demonstraram que a colonização micorrízica foi significativamente influenciada apenas pelos inoculantes, não havendo efeito das doses de fósforo. De modo geral, os inoculantes contendo bactérias promoveram maior colonização radicular em comparação aos demais tratamentos. A esporulação foi, em média, mais elevada na metade da dose de fósforo, indicando melhor desempenho dos inoculantes sob menor disponibilidade desse nutriente. Nessa condição, o inoculante bacteriano apresentou esporulação 16,25% superior à testemunha, enquanto o inoculante fúngico apresentou incremento de 24,08%. Conclui-se que a inoculação microbiana proporcionou melhor resposta em condições de baixa disponibilidade de fósforo, evidenciando potencial para contribuir com o manejo da cultura do milho em ambientes com limitada oferta desse nutriente.

PALAVRAS CHAVE: Nutrição vegeta, *Bacillus megaterium*, microbioma.

AVALIAÇÃO DE INOCULANTES SOLUBILIZADORES E MICORRÍZICOS NO DESENVOLVIMENTO DA SIMBIOSE EM MILHO SOB MANEJO DE FÓSFORO

Marques, M. F.[1], De Melo, A. C. E.[1*], Dos Santos, T. E. B.[1]

[1] Universidade Estadual de Goiás (UEG), Campus Sul, Unidade Ipameri; Rodovia GO-330, Km 241, Anel Viário, S/N, Zona Rural, Ipameri-GO, CEP 75780-000, Brasil. *miguel.932@aluno.ueg.br

RESUMO: Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) estabelecem uma simbiose mutualística com as raízes das plantas, na qual ampliam a absorção de nutrientes, sobretudo fósforo, elemento de baixa mobilidade no solo. Além disso, contribuem para a melhoria da arquitetura radicular e para o desenvolvimento de culturas como o milho. Esses organismos se disseminam por esporos micorrízicos, estruturas de resistência presentes no solo que asseguram sua sobrevivência e capacidade de colonizar novos sistemas radiculares. O uso de inoculantes microbianos à base de bactérias e fungos tem aumentado na agricultura; contudo, sua eficiência é variável em função das características do solo e das condições de cultivo. Evidências indicam diferenças na resposta entre tipos de inoculantes, especialmente sob baixa disponibilidade de fósforo. Diante desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a colonização micorrízica e a abundância de esporos em plantas de milho submetidas à aplicação de inoculantes microbianos compostos por bactérias solubilizadoras de fósforo (Bacillus megaterium e Bacillus subtilis) e por fungo micorrízico arbuscular (Rhizophagus intraradices), sob diferentes doses de fósforo. O experimento foi conduzido em campo, na Fazenda Experimental da Universidade Estadual de Goiás, Campus Ipameri, em delineamento inteiramente casualizado, com oito tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos combinaram duas doses de P (dose recomendada e metade da dose) e a aplicação dos inoculantes mencionados, isoladamente ou em associação. Os resultados demonstraram que a colonização micorrízica foi significativamente influenciada apenas pelos inoculantes, não havendo efeito das doses de fósforo. De modo geral, os inoculantes contendo bactérias promoveram maior colonização radicular em comparação aos demais tratamentos. A esporulação foi, em média, mais elevada na metade da dose de fósforo, indicando melhor desempenho dos inoculantes sob menor disponibilidade desse nutriente. Nessa condição, o inoculante bacteriano apresentou esporulação 16,25% superior à testemunha, enquanto o inoculante fúngico apresentou incremento de 24,08%. Conclui-se que a inoculação microbiana proporcionou melhor resposta em condições de baixa disponibilidade de fósforo, evidenciando potencial para contribuir com o manejo da cultura do milho em ambientes com limitada oferta desse nutriente.

PALAVRAS-CHAVE: Nutrição vegetal, *Bacillus megaterium*, microbioma.

1514

FLUJOS DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL BAJO DELTA DEL PARANÁ

Massa, F. F.[1,2]*, García Parisi, P.[1,2], Gatti, M. L.[1], Priano, M. E.[3], de Bernardi, M.[3], Juliarena, P.[3], Gyenge, J.[4]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. [2]Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires – CONICET. [3]Centro de Investigaciones en Física e Ingeniería del Centro de la Provincia de Buenos Aires (CIFICEN), CONICET–UNCPBA. [4]Instituto de Innovación para la Producción Agropecuaria y el Desarrollo Sostenible (IPADS Balcarce INTA CONICET) sede Tandil; * Av. San Martín 4453, (1417) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. *fmassa@agro.uba.ar

RESUMEN: Los sistemas silvopastoriles (SSP) integran producción forestal y ganadera, generando interacciones que modifican los flujos biogeoquímicos y, en particular, la dinámica de los gases de efecto invernadero (GEI). En ambientes del Delta del Paraná, donde la profundidad de la napa freática regula fuertemente los procesos de oxidación, reducción y difusión de gases en la matriz de suelo, es esperable que la emisión de metano (CH_4) aumente a medida que la napa se acerca a la superficie, mientras que los flujos de dióxido de carbono (CO_2) y óxido nitroso (N_2O) disminuyan bajo condiciones más reductivas. El objetivo de este estudio fue evaluar el intercambio entre el suelo y la atmósfera de CH_4, N_2O y CO_2 en SSP del bajo Delta del Paraná en relación con la cobertura aérea forestal y la altura de la napa. El trabajo se realizó en el establecimiento Ederra ubicado en el partido de Campana, donde se seleccionaron tres plantaciones de álamos de diferente edad. En cada rodal se establecieron dos sitios a diferente distancia de un canal de distribución de agua. Los flujos gaseosos se midieron utilizando cámaras estáticas y se analizó el cambio de concentración de los mismos mediante cromatografía gaseosa. La altura de la napa se midió mediante freatímetros instalados en cada sitio. Los suelos actuaron como sumidero de CH_4 y como fuente de CO_2 y N_2O. La cobertura aérea varió entre rodales y se relacionó positivamente con una mayor altura de la napa. Los flujos de CH_4 mostraron una tendencia hacia una mayor oxidación en sitios con mayor cobertura arbórea y con niveles freáticos más altos (tasa promedio de -4.62±3.97 ng $m^{-2}s^{-1}$). El CO_2 y el N_2O no presentaron relaciones claras con las variables estructurales evaluadas (tasas promedio de 2.19±6.70 y 0.14±0.06 mg $m^{-2}s^{-1}$, respectivamente), aunque el CO_2 se asoció con la dinámica del CH_4 de manera no lineal, indicando posibles vínculos entre la respiración microbiana y la oxidación de metano. En conjunto, estos resultados resaltan la complejidad de las interacciones hidrológicas y estructurales en SSP del Delta y muestran que la oxidación de CH_4 puede ser un proceso relevante, lo cual podría influir en el balance de GEI del sistema.

PALABRAS CLAVE: silvopastoril, gases de efecto invernadero, plantaciones forestales.

EFECTO DE LA PRESENCIA DE CORREDORES BIOLÓGICOS SOBRE EL BANCO DE SEMILLAS DE *AMARANTHUS* SPP.

Ortiz, D. P.[1], Cambero Conejero, G.[2], Villanueva, B.[1], Zermoglio, P. F.[1], Tognetti, P. M.[3], Garibaldi, L. A.[1]

[1]Universidad Nacional de Río Negro. CONICET. Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina; [2] Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentaria (IRTA), Aguas Marinas y Continentales, Carretera Poble Nou Km 5.5, 43540 La Ràpita, Cataluña, España; [3]Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. CONICET. Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA). Buenos Aires, Argentina; * dportiz@unrn.edu.ar

RESUMEN: Las malezas generan importantes pérdidas económicas, ya que compiten de manera directa con los cultivos por el agua y los nutrientes del suelo. El modo de producción preponderante se caracteriza por paisajes homogéneos donde el uso de herbicidas es la práctica más empleada para el control de malezas. La implementación de paisajes multifuncionales, que integren parches, bordes y corredores de vegetación natural o semi-natural, es una alternativa de producción que fomenta comunidades diversas permitiendo complementar el uso de insumos externos. Los bordes/corredores, sin embargo, pueden albergar hasta el doble de especies consideradas como malezas que los núcleos de los lotes adyacentes. Aunque ello puede ser percibido como un factor negativo, también se ha reportado que pueden aportar comunidades de malezas más diversas y menos competitivas, rasgos que serían beneficiosos para su control. Una de las malezas que presenta mayor impacto económico de la Argentina es el yuyo colorado (*Amaranthus* spp.), debido a su amplia dispersión, su capacidad reproductiva y resistencia a herbicidas. El objetivo general del trabajo fue evaluar cómo la implementación de corredores modula la incidencia de una maleza problemática, como el yuyo colorado, en campos agrícolas. Se estudió el banco de semillas en 18 corredores biológicos en seis campos de la Región Pampeana. Se recolectaron muestras de suelo con cuatro cilindros (0,1 m de diámetro y 5 cm de profundidad) en el centro del corredor, el borde corredor–lote y tres posiciones dentro del lote (50 m, 200 m y centro). En total, se obtuvieron 536 muestras de 134 puntos de monitoreo, que se tamizaron y dispusieron en 268 bandejas (27 × 18,5 cm) sobre perlita en invernadero. Se registró la abundancia de yuyo colorado (número total de plántulas) por muestra (formada por las 2 submuestras), y se calculó la densidad de germinantes a campo (plántulas/m^2). Durante los primeros cuatro meses emergieron 18500 plántulas, de las cuales yuyo colorado representó un 25 %. En todos los campos y puntos muestreados (i.e., dentro del corredor, el borde corredor-lote y el lote) se encontró yuyo colorado. Se observó mayor densidad en el centro del corredor y el borde corredor-lote (~689 plántulas/m^2) que en los puntos más alejados; 50, 200 m y centro de lote (~ 505 plántulas/m^2). Esto podría indicar que los corredores actuarían como zonas de refugio. Ello podría favorecer el intercambio genético entre los lotes de cultivo y los corredores, reduciendo la propagación de rasgos resistentes a los herbicidas. El estudio del banco de semillas del suelo es fundamental para conocer la potencialidad de los corredores como reservorio de malezas y aportar conocimientos clave para su control.

PALABRAS CLAVE: malezas, paisajes multifuncionales, agroecosistema.

HEXÁPODOS DEL SUELO ASOCIADOS A CULTIVOS FORESTALES DE *PINUS PATULA* Y *HESPEROCYPARIS LUSITANICA* EN LOS ANDES DE COLOMBIA.

Oviedo Celis, R.[1], Sepúlveda, L.[1], Basto, E.[1], Hernández, C.[2]

[1]Universidad Industrial de Santander, Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia, Programa de Ingeniería Forestal. [2]Universidad del Tolima, Instituto de Educación a Distancia, Departamento de Estudios Interdisciplinarios Programa de Ingeniería en Agroecología. *raovicel@correo.uis.edu.co

RESUMEN: El suelo forestal bajo uso comercial actúa como hábitat de insectos, desempeñando roles importantes en la descomposición de la materia orgánica, las interacciones con la química del suelo y gestión de carbono, procesos fundamentales en la interfaz suelo – planta. Este estudio, trata sobre la diversidad de hexápodos y características físico-químicas en suelo de cultivos forestales comerciales localizados en dos municipios de la provincia de García Rovira al nororiente del departamento de Santander Colombia, donde fueron establecidas *Pinus patula* en Málaga y *Hesperocyparis lusitanica* en el municipio de Cerrito. Se implementaron diez transeptos de (20 m x 2 m) por plantación, cinco fueron ubicados de forma perpendicular y cinco paralelos a la pendiente. Para facilitar la colecta de hexápodos se ubicaron 5 trampas de caída en los transectos, que contenían cebos a base de proteína animal, y también se llevaron a cabo colectas directas en campo, proceso que tuvo una frecuencia de monitoreo cada 3 días durante los meses de agosto a diciembre de 2024. Los individuos de hexápodos fueron clasificados hasta familia. La diversidad fue determinada mediante el índice de Shannon (H') y dominancia de Berger-Parker (D). Para el estudio del suelo, se colectaron muestras a 30 cm de profundidad dentro de cada transepto, analizadas en un conjunto de propiedades físicas y químicas. Los datos de campo fueron sometidos a supuesto de normalidad, *Test Kruskal-Wallis* ($p<0.05$) y correlación de Spearman. Los resultados revelaron, que la diversidad de hexápodos del suelo observada según el total de individuos (800) fue baja en las dos plantaciones *P. patula* (1.35) y *H. lusitanica* (1.8), finalmente, la correlación de *Spearman* identifico relaciones fuertes entre H´ - pH (0.85) en *P. patula*, y para *H. lusitanica* las relaciones fueron moderadas en H´- Mg (0.66), no obstante, la (D) para esta plantación se correlacionó mejor con las propiedades del suelo. Las informaciones aportadas por el estudio, destacan la importancia del suelo forestal bajo uso comercial como hábitat de insectos, esto a pesar de no arrojar altos valores de diversidad, sin embargo, se convierten en un referente para que la sociedad y responsables de la gestión del suelo a nivel local, planifiquen acciones que contribuyan al desafío de la conservación del suelo; en sincronía con los enfoques productivos como el forestal implementados en los Andes de Colombia.

PALABRAS CLAVE: insectos edáficos, suelo forestal, silvicultura comercial.

DIVERSIDAD DE HONGOS MICORRICICOS ARBUSCULARES ASOCIADOS A FESTUCA-LOTUS Y EFECTOS DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Oyharçabal, E.[1, 2, 4*], Covacevich, F.[1, 3], Berone, G.[4, 5], Calo, G.[1, 3], Acuña, C.[2], Bain, I.[2]

[1] CONICET; [2] INTA EEA Chubut; [3] INBIOTEC; [4] FCA-UNMDP; [5] INTA EEA Balcarce; [*]Chubut, estefania.oy@gmail.com

RESUMEN: Los hongos micorrícicos arbusculares (AMF - *Glomeromycota*) son organismos simbiontes mayormente mutualistas que se asocian con el ~75% de las plantas terrestres. Son reconocidos por contribuir a la nutrición, productividad y salud vegetal y por tanto de los agroecosistemas. Por su rol en la facilitación de nutrientes su actividad/abundancia y diversidad pueden ser afectados por prácticas de manejo agropecuario como la fertilización. Dada la estrecha relación entre diversidad vegetal y microbiana, estudiar la diversidad de los AMF resulta clave para conocer los eventuales impactos de la fertilización en los sistemas ganaderos pastoriles con objetivos de sustentabilidad. Se realizó un estudio exploratorio sobre el efecto de la fertilización con nitrógeno (N, dosis y fuentes contrastantes) sobre la diversidad de AMF nativos asociados a pasturas mixtas de *Festuca arundinacea-Lotus tenuis*, en el Valle Inferior del Río Chubut (VIRCh, Patagonia). Se trabajó en dos experimentos: i) a campo (2 años) con fertilización orgánica (estiércol seco) y sintética (urea) en tres dosis de N (60, 120 y 240 kg ha^{-1} $año^{-1}$) y control; y ii) en macetas (9 meses) con ambas fuentes (120N) en suelos con AMF nativos y reducidos (esterilizados). Se estudió la diversidad genética de AMF (familia *Glomeraceae*) en 17 muestras de ADN (suelo-raíz *pool* $tratamiento^{-1}$) mediante técnicas moleculares PCR-SSCP (*polymerase chain reaction - single strand conformation polymorphism*y). Las secuencias genéticas obtenidas confirmaron la pertenencia de los amplicones a la familia *Glomeraceae*, registrándose una similitud (>89%) con secuencias pertenecientes a los géneros *Funneliformis*, *Dominikia*, *Glomeromycotina*, *Corymbiglomus*, *Rhizophagus*, *Glomus* y *Kamienskia* (NCBI: PQ869484 al PQ869502). Los perfiles de bandas obtenidos (gel PCR-SSCP) permitieron estimar el índice de diversidad (ajustado H'SSCP). A campo el H'SSCP medio estimado ~3,5 fue alto (entre 2,06 en momento inicial, a 4,31 con mayor dosis de estiércol). Ambas fuentes aumentaron la diversidad a mayor dosis aplicada, destacándose el aumento por agregado de estiércol respecto a la situación inicial (~100,2% >), al testigo sin fertilizar (~62% >), a la fertilización con fuente sintética (~44,1 % >) como también respecto a la dosis aplicada (20,4% > entre dosis mínima y máxima). En macetas, el H'SSCP varió entre 1,6-4,29 entre momento inicial de la condición de suelo AMF-reducido y el suelo AMF-nativo con estiércol. Cabe destacar que la condición de suelo AMF-reducido sin fertilización también incrementó el H'SSCP un 10,6% respecto a la situación inicial, posiblemente debido a la presencia de raíces de plantas vivas. Estos resultados, aunque promisorios, indican que el agregado de estiércol promueve una mayor diversidad de AMF. Los resultados constituyen los primeros registros moleculares de AMF asociados a pasturas mixtas fertilizadas en ambientes irrigados del VIRCh. Desde un abordaje en la salud del suelo y la biodiversidad de los agroecosistemas, estos resultados contribuyen a aproximarnos a la sustentabilidad de los sistemas ganaderos pastoriles.

PALABRAS CLAVE: estiércol, urea, Patagonia

DIVERSIDAD MICROBIANA DEL SUELO EN ECOSISTEMAS EDÁFICOS EXPUESTOS A CENIZAS Y GASES DEL VOLCÁN COPAHUE

Paez, P. A.[1*], Martínez, E. G.[2, 3], Silva, S. M. P.[2, 3], Colín, I.[1], Clavero, M.[1], Caselli, A. T.[2], Medina, D. A.[4, 5]

[1]Universidad Nacional de Rio Negro (UNRN), Centro de Investigaciones y Transferencia de Río Negro, Río Negro, Argentina; [2]Universidad Nacional de Rio Negro (UNRN), Instituto de Investigación en Geología y Paleobiología (IIPG), Laboratorio de Estudios y Seguimientos de Volcanes Activos (LESVA), General Roca, Rio Negro, Argentina; [3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Río Negro, Argentina; [4]Laboratorio Institucional, Universidad San Sebastián, Puerto Montt, Chile; [5]Escuela de Química y Farmacia, Facultad de Ciencias, Universidad San Sebastián, Puerto Montt, Chile.

RESUMEN: La ecología microbiana del suelo constituye un componente central en la regulación de los procesos biogeoquímicos y en la funcionalidad de los ecosistemas edáficos. Este estudio tuvo como objetivo caracterizar los parámetros físicoquímicos y la composición taxonómica de las comunidades microbianas en suelos sometidos a la influencia de emisiones de gases y cenizas del volcán Copahue. Para ello, se recolectaron muestras en siete sitios de la región (Caviahue, Laguna Caviahue, Gendarmería, Laguna Hualcupén, Laguna Las Mellizas, Lagunas Las Peñas y Loncopué), considerando dos profundidades: superficie y hasta 40 cm. Las muestras fueron procesadas mediante secuenciación del gen 16S rRNA y análisis metagenómico basado en amplicones. El procesamiento bioinformático se realizó con QIIME 2, siguiendo un flujo estandarizado que incluyó control de calidad, generación de ASVs mediante DADA2, construcción de árboles filogenéticos y asignación taxonómica utilizando la base de datos SILVA v138 (99%). A nivel de filo, las comunidades microbianas estuvieron dominadas por Actinobacteriota, Firmicutes, Chloroflexi y Proteobacteria, grupos comúnmente asociados a la descomposición de materia orgánica, el ciclo de nutrientes y la adaptación a condiciones ambientales restrictivas. A nivel de género, destacaron taxones ecológicamente relevantes como: Paenibacillus: relacionado con la solubilización de nutrientes y promoción del crecimiento vegetal; Sphingomonas: vinculado a la degradación de compuestos orgánicos complejos; Grupos no cultivados de Chloroflexi y Actinobacteriota: indicadores de suelos oligotróficos y ambientes con estrés ambiental. Estos resultados demuestran la utilidad de herramientas bioinformáticas y de la metagenómica de amplicones para explorar la diversidad microbiana del suelo, aportando información relevante para comprender el funcionamiento de ecosistemas edáficos afectados por actividad volcánica.

PALABRAS CLAVE: Ecología microbiana del suelo, metagenómica de amplicones, QIIME 2.

EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO EN CULTIVO DE FRIJOL

Peña, R.[1], Lazo, E.[1*], Juyo, D.[1]

[1] Universidad Zamorano, Honduras, * rpena@zamorano.edu

RESUMEN: La salud del suelo, determinada en gran medida por su actividad microbiológica, es fundamental para la sostenibilidad agrícola. En cultivos como el frijol, los microorganismos del suelo desempeñan funciones vitales en el ciclaje de nutrientes. Sin embargo, prácticas como la fertilización nitrogenada pueden alterar estas comunidades microbianas. Este estudio evaluó el efecto de diferentes dosis de nitrógeno en la actividad microbiana del suelo en un cultivo de frijol destinado a la producción de semilla genética. El experimento se condujo en la Universidad Zamorano, Honduras (sep-nov 2024), utilizando la variedad "Frijol Rojo". Se implementó un diseño de bloques completos al azar con cinco tratamientos: un testigo (0% N), la dosis empleada comúnmente por agricultores, y el 50%, 100% y 150% de la dosis recomendada basada en análisis de suelo y rendimiento proyectado. Se midió la respiración microbiana y la biomasa microbiana en dos etapas fenológicas: 39 días después de la siembra (R6-R7, floración) y a los 69 días (R9, maduración). La fertilización nitrogenada no afectó significativamente el rendimiento del cultivo. No obstante, se observaron cambios
1520 significativos en los indicadores microbiológicos: la respiración del suelo y la biomasa microbiana respondieron de manera diferencial a las dosis de nitrógeno aplicadas. Esto demuestra la alta sensibilidad de la microbiota edáfica al manejo de este nutriente. Los resultados subrayan la importancia de ajustar las estrategias de fertilización nitrogenada para equilibrar la productividad con el mantenimiento de la salud biológica del suelo, garantizando así la sostenibilidad del agroecosistema.

PALABRAS CLAVE: Actividad microbiana, Biomasa microbiana, Fertilización nitrogenada.

DIATOMS IN SOIL-WATER SYSTEMS: A RECORD OF RECENT ENVIRONMENTAL CHANGE IN THE MALLIN BAHÍA SERENA (NORTHERN PATAGONIA, ARGENTINA)

Petruzzella, F.[1*], Musazzi, S.[2], Enriquez, A. S.[3], Massaferro, J.[1]

[1] Programa de Estudios Aplicados a la Conservación del Parque Nacional Nahuel Huapi (CENAC-PNNH-APN), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [2] National Research Council - Water Research Institute (CNR-IRSA), Italy; [3] Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche (INTA-CONICET). * florenciapetruzzella@comahue-conicet.gob.ar

ABSTRACT: Mallines —a term of Mapuche origin meaning 'flooded lands'— are a type of Patagonian wetland of great importance, particularly in arid and semi-arid regions, where they are characterised by soils with high organic matter content. These ecosystems function as biodiversity oases and provide crucial ecosystem goods and services, such as hydrological regulation and carbon sequestration; however, they face accelerated degradation in peri-urban contexts where urbanisation is a primary driver of transformation. In this region, palaeoenvironmental reconstructions have predominantly relied on lacustrine records, often overlooking transitional environments such as mallines. As intermediate systems between fully aquatic and terrestrial settings, these wetlands are particularly promising for the analysis of biological indicators, as they can capture signals of recent hydrological shifts and anthropogenic inputs that may be less pronounced in deeper lacustrine records. The Bahía Serena Wetland is a semi-permanent urban wetland of high ecological relevance as a nesting site for avifauna, including the Ashy-headed Goose (*Chloephaga polyocephala*). Despite recognised anthropogenic pressures, there are no studies documenting its recent history of degradation, representing a significant knowledge gap. The objective of this study is to evaluate the potential of diatoms as indicators of these environmental changes. To this end, a 25 cm sediment core extracted from the northern sector of the wetland was analysed. Samples were processed using the acid digestion technique, employing hydrogen peroxide (H_2O_2) to eliminate organic matter and diluted hydrochloric acid (HCl) for the removal of carbonates. Permanent slides were analysed using high-resolution optical microscopy. The results show a marked biotic turnover towards the upper levels of the profile. In the basal levels, a diverse ensemble predominates, with the presence of *Planothidium daui*, *Adlafia bryophila*, and *Navicula cryptocephala*. These taxa are commonly associated with moss carpets and are well-adapted to water level fluctuations and subaerial exposure. Towards the top of the core, corresponding to the most recent sediments, a transition is observed towards communities dominated by opportunistic taxa such as *Achnanthidium minutissimum* complex and small fragilarioids within the *Staurosira construens sensu lato* group. This shift in community structure, moving towards strictly aquatic and alkaliphilic species, suggests a biological response to environmental degradation and increased system instability towards the present. These preliminary findings suggest that diatoms faithfully capture the signal of local anthropogenic impact, allowing for the documentation of the recent degradation history of this ecosystem for the first time and highlighting its vulnerability to urban expansion.

KEYWORDS: ecosystem services, mallines, bioindicators.

LA PROFUNDIDAD DEL SUELO COMO FACTOR CLAVE EN LA ORGANIZACIÓN MICROBIANA BAJO SIEMBRA DIRECTA

Piacenza, M. S.[1*], Bacigalupo, S.[2], Maury, M.[3], Salvagiotti, F.[2], Guzman, F.[4], Jobbágy, E. G.[1], Faggioli, V. S.[3, 5]

[1]Grupo de Estudios Ambientales, Instituto de matemática Aplicada San Luis (IMASL), Universidad Nacional de San Luis, Consejo Nacional de Investigaciones Técnicas, Científicas (CONICET); [2]Suelo, Agua y Manejo de Cultivos, Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Oliveros, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); [3]EEA, INTA, Marcos Juárez; [4]Laboratorio de Biomoléculas, Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas; [5]CABANA Network (Capacity Building for Bioinformatics in Latin America); *Av. Italia 1556, Prov. de San Luis, me.soledad.piacenza@mi.unc.edu.ar

RESUMEN: Los agroecosistemas bajo siembra directa, a largo plazo, desarrollan una marcada estratificación vertical de las propiedades fisicoquímicas del suelo, con efectos sobre la organización de las comunidades microbianas. Numerosos estudios han evaluado los efectos de las prácticas agrícolas sobre la microbiota del suelo sin considerar explícitamente esta dimensión vertical, lo que puede conducir a interpretaciones incompletas sobre los procesos que estructuran dichas comunidades. En este estudio, evaluamos la diversidad alfa de hongos y bacterias, así como la composición de estas comunidades, mediante secuenciación de amplicones de alta resolución en un experimento de larga duración de 15 años de antigüedad bajo siembre directa. Nuestro estudio integró un diseño de muestreo a tres profundidades, incluyendo monocultivos de soja y rotaciones de cultivos diversificadas, con dos dosis de fertilización nitrogenada. La profundidad del suelo, más que las prácticas agrícolas, fue el principal factor que explicó la variación en las comunidades microbianas, estrechamente asociada a fuertes gradientes químicos a lo largo del perfil. El contenido de carbono orgánico disminuyó aproximadamente un 46 % entre los 0–3,5 cm y los 15 cm de profundidad, mientras que el fósforo extraíble se redujo en alrededor de un 71 % en el mismo intervalo. Estos gradientes generaron nichos verticales bien definidos que estructuraron la diversidad alfa y composición microbiana. En concordancia, el índice de diversidad de Shannon varió significativamente con la profundidad del suelo, mostrando valores máximos en la capa más superficial (0–3,5 cm) tanto para hongos como para bacterias. Las prácticas agrícolas produjeron efectos en la composición de la comunidad fúngica, sin que se observaran cambios detectables en la composición bacteriana ni diferencias en la abundancia de taxones patógenos, tanto de hongos como de bacterias. La ausencia de diferencias detectables a nivel de comunidad bacteriana indica que 15 años de diversificación de cultivos contrastantes fueron insuficientes para contrarrestar la fuerte organización vertical impuesta por la estratificación química del suelo bajo labranza cero. En conjunto, nuestros hallazgos enfatizan la necesidad de incorporar la heterogeneidad vertical al evaluar los resultados de las prácticas y las trayectorias a largo plazo de los agroecosistemas, y destacan a la profundidad del suelo como el principal determinante de la diversidad microbiana en los sistemas sin labranza.

PALABRAS CLAVE: microorganismos del suelo, profundidad del suelo, prácticas agrícolas.

INFLUÊNCIA DE INOCULANTES E DA ADUBAÇÃO FOSFATADA SOBRE A MICROBIOTA DO SOLO EM MILHO

Pires, N. A.[1], De Assis, A. A. G.[1*], Dos Santos, T. E. B.[1]

[1] Universidade Estadual de Goiás (UEG), Campus Sul, Unidade Ipameri; Rodovia GO-330, Km 241, Anel Viário, S/N, Zona Rural, Ipameri-GO, CEP 75780-000, Brasil, * nicole.alvespires123@aluno.ueg.br

RESUMO: O fósforo (P) é essencial no desenvolvimento inicial de diversas culturas, e seu efeito pode ser potencializado quando associado a inoculantes bacterianos ou fúngicos. Esses microrganismos atuam positivamente na microbiota do solo, aumentando a absorção do fósforo insolúvel presente no solo, sendo convertidos em formas assimiláveis pelas plantas por meio da ação de ácidos orgânicos, fosfatases e agentes quelantes. Por outro lado, os fungos micorrízicos arbusculares, ao estabelecerem uma associação simbiótica com as raízes, expandem a área explorada pelo sistema radicular e são capazes de acessar nutrientes localizados além da zona de depleção ao redor das raízes. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência de inoculantes microbianos à base de bactérias solubilizadoras de fósforo (Bacillus megaterium e Bacillus subtilis) e de fungo micorrízico arbuscular (Rhizophagus intraradices) sob diferentes níveis de adubação fosfatada na cultura do milho (Zea mays L.). O experimento foi conduzido na Fazenda Experimental da Universidade Estadual de Goiás, unidade Ipameri, adotando-se delineamento inteiramente casualizado. Foram estabelecidos oito tratamentos, distribuídos em quatro repetições, totalizando 32 unidades experimentais. Os tratamentos corresponderam à combinação de duas doses de fósforo (dose completa e metade da recomendada) com a aplicação dos inoculantes microbianos — Bacillus megaterium, Bacillus subtilis e Rhizophagus intraradices — empregados individualmente ou de forma combinada. Foram avaliados o Carbono da Biomassa Microbiana (C-BMS), a Respiração Basal do Solo (RBS) e o Quociente Metabólico (qCO_2). Os resultados do C-BMS indicam que a dose recomendada de fósforo, quando associada à micorriza ou a bactérias, elevou significativamente a biomassa microbiana do solo. Em contraste, sob metade da dose de P, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Para a RBS, verificou-se que tanto as doses de fósforo quanto os inoculantes, aplicados isoladamente ou em combinação, não exerceram influência significativa sobre a atividade respiratória microbiana. Em relação ao qCO_2, o tratamento sem inoculantes apresentou os maiores valores, sugerindo maior estresse microbiano, possivelmente decorrente da ausência de microrganismos benéficos capazes de melhorar a eficiência metabólica do sistema. Em síntese, a aplicação de inoculantes microbianos associada à dose recomendada de fósforo elevou a biomassa microbiana e reduziu o estresse metabólico do solo, indicando potencial para melhorar a qualidade biológica e apoiar um manejo mais sustentável da cultura do milho.

PALAVRAS CHAVE: *Zea mays* L., fósforo, microbiota.

LOS CULTIVOS DE COBERTURA ESTIMULAN LA DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS Y LA DIVERSIDAD DE MICROORGANISMOS DEL SUELO

Portela, S. I.[1*], Araujo, P. I.[1, 2], Reinoso, S.[3], Storani, V.[4], Restovich, S. B.[1]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Estación Experimental Agropecuaria Pergamino; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3] La Enmienda; [4] Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (UNNOBA) Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales * Av. Frondizi (Ruta 32), km 4,5, (2700) Pergamino, Prov. de Buenos Aires, portela.silvina@inta.gob.ar

RESUMEN: Los cultivos de cobertura incorporan carbono al suelo durante su crecimiento a través de exudados radiculares y, una vez terminado su ciclo, a través de los residuos. Estos aportes son consumidos y transformados por comunidades microbianas y fauna detritívora que forman parte de la red trófica del suelo. De allí que usos y manejos del suelo agrícola tendientes a mantener cobertura vegetal por más tiempo y aumentar la diversidad de cultivos se asocien a redes tróficas más complejas y equilibradas que repercuten sobre la descomposición de la materia orgánica y el ciclado de nutrientes. Nuestro objetivo fue evaluar el legado de la rotación (maíz-soja con barbecho o cultivo de cobertura entre cultivos de cosecha) sobre la tasa de descomposición de residuos de cultivos y la diversidad de microorganismos del suelo. La descomposición de residuos (hojas de maíz y una mezcla de hojas y tallos de avena y vicia) se evaluó con el método de bolsitas de descomposición. Se colocaron bolsitas con hojas de maíz en parcelas testigo (M-S) y con cultivo de cobertura antecesor (M-CC-S), y bolsitas con residuos del cultivo de cobertura en parcelas con este antecesor. El experimento se inició a la siembra de soja (noviembre 2024) y se realizaron 3 colectas (diciembre, febrero y abril) para evaluar masa remanente en las bolsitas y tasa de descomposición (*k*). Nuestros resultados muestran que a) el maíz se descompone más rápido en las parcelas con cultivo de cobertura como antecesor que en las que venían de barbecho (*k*= 2,9 y 1,5 año^{-1}, respectivamente) y b) el cultivo de cobertura se descompone más rápido que el maíz (*k*=2,9 y 4,6 año^{-1}, respectivamente). En una etapa temprana del cultivo de maíz siguiente en la rotación (noviembre 2025) se midieron distintas fracciones de carbono (C) del suelo (soluble en agua, en biomasa microbiana y total) en la profundidad 0-10 cm y se caracterizó la red trófica del suelo en las parcelas M-S y M-CC-S. La red trófica se evaluó mediante la observación por microscopía y se cuantificó, a partir del software sMapp, la biomasa de bacterias, actinobacterias y hongos, y la cantidad de protozoos y nematodos (bacteriófagos, fungívoros, depredadores y fitófagos). El análisis de todas las variables mediante componentes principales permitió separar espacialmente las rotaciones. La biomasa fúngica (cantidad y diámetro promedio de hifas), la tasa de descomposición de los residuos de maíz y el carbono orgánico del suelo fueron las variables de mayor peso en dicha separación (>80% de correlación con el CP1 que explicó el 49% de la varianza total). Además, en la rotación con cultivos de cobertura se observó presencia de grupos de niveles tróficos del suelo superiores como amebas, nemátodos fungívoros y bacteriófagos, que no se encontraron en la rotación M-S. En conjunto, nuestros resultados sugieren que intensificar las rotaciones agrícolas con cultivos de cobertura contribuye al equilibrio de la red trófica del suelo con consecuencias sobre la descomposición de residuos y formación de materia orgánica del suelo.

PALABRAS CLAVE: Red trófica del suelo, Carbono del suelo, Región Pampeana.

EFEITOS DE INOCULANTES MICROBIANOS E FÓSFORO NAS CARACTERÍSTICAS BIOMÉTRICAS DO MILHO

Rocha, C. T. F.[1]*, Assis, A. A. G. [1], Santos, T. E. B.[1]

[1*]Universidade Estadual de Goiás (UEG), Campus Sul, Unidade Ipameri, Ipameri-GO Brasil;
* cleber@aluno.ueg.com.br

RESUMEN: A baixa disponibilidade de fósforo (P) em solos tropicais limita o desenvolvimento do milho, sobretudo em razão da elevada fixação do nutriente por óxidos de ferro e alumínio. Nesse cenário, o uso de microrganismos, como fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e bactérias solubilizadoras de fosfato (BSP), desponta como alternativa promissora para aumentar a eficiência do uso de P e promover o crescimento vegetal. O presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito de inoculantes microbianos, aplicados isoladamente ou em combinação, associados a duas doses de P, sobre características biométricas do milho: altura de planta (AP), diâmetro do caule (DC), massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca de raiz (MSR). O experimento foi conduzido em Ipameri–GO, em delineamento inteiramente casualizado, com oito tratamentos e quatro repetições, envolvendo: dose total de P (DTP), metade da dose recomendada (½P), inoculante micorrízico (IM), inoculante bacteriano (IB) e coinoculação (IM+IB). Utilizou-se o híbrido LG 36790, adotando superfosfato simples como fonte fosfatada e os inoculantes Rootella BR® (Rhizophagus intraradices) e BiomaPhos® (Bacillus subtilis e Bacillus megaterium). As avaliações de AP, DC, MSPA e MSR foram realizadas com base em dez plantas por parcela. Os resultados evidenciaram que os inoculantes microbianos influenciaram significativamente a maior parte das variáveis analisadas. A AP foi superior nos tratamentos com FMA, aplicados isoladamente ou em conjunto com as bactérias, indicando maior eficiência na absorção de P via hifas extrarradiculares. Para o DC, observou-se interação significativa entre doses de P e inoculação: tanto em DTP quanto em ½P, os tratamentos inoculados apresentaram maior espessura do caule, com destaque para a coinoculação, sugerindo efeito sinérgico entre Bacillus spp. e Rhizophagus intraradices. Quanto à MSR, a DTP proporcionou maior acúmulo radicular em comparação à ½P; entretanto, a inoculação bacteriana, isolada ou combinada, promoveu incrementos expressivos na biomassa de raízes, possivelmente devido à produção de fitormônios e à solubilização de P pelas BSP. O inoculante micorrízico também contribuiu de forma positiva, ainda que em menor intensidade. Conclui-se que, mesmo sob condições de menor disponibilidade de P, a associação entre microrganismos favorece a exploração radicular e o desempenho inicial das plantas. Assim, a coinoculação de FMA e BSP configura uma estratégia eficaz para otimizar o crescimento do milho, aumentando o acúmulo de biomassa radicular e melhorando atributos morfológicos independentemente da dose de P aplicada. Esses resultados reforçam o potencial dos bioinoculantes como ferramentas sustentáveis no manejo da adubação fosfatada.

PALAVRAS CHAVE: Coinoculação, Fosfato, Zea mays.

ACTIVIDAD ENZIMÁTICA GLOBAL EN SISTEMAS EXPERIMENTALES REGENERATIVOS-CIRCULARES

Rodríguez, A. A.[1, 2, 3], Persichitti, E.[1*], Larrea, C.[1], Vigna, Y.[1], Bortolatto, M.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, UNR (Universidad Nacional de Rosario); [2] INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). EEA INTA Oliveros.; [3] CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas).; * Facultad de Ciencias Agrarias, UNR. Parque Villarino C.C. 14 (S2125ZAA) Zavalla Prov. de Santa Fe, Cátedra de Suelos; catedrasuelos.fca@gmail.com; erinpersichitti@gmail.com

RESUMEN: El actual sistema lineal de producción en la región pampeana ha mostrado consecuencias ambientales entre las que se destaca la degradación de los suelos. Enfoques alternativos, como la agricultura circular-regenerativa, buscan regenerar el ecosistema en diversas escalas, basados en principios entre los cuales se prioriza mejorar la salud del suelo. Sin embargo, hay información insuficiente sobre las condiciones que caracterizan la salud del suelo en estos sistemas. El presente trabajo tiene como objetivo estudiar y comparar la actividad enzimática global (AEG) en sistemas experimentales regenerativos-circulares y en relación con otras variables edáficas. El sitio de estudio, ubicado en la EEA INTA Oliveros (32°33'42" S, 60°51'55" O), cuenta con sistemas experimentales distribuidos en 3 lotes del campo de producción. Se analizaron 3 tratamientos: 1-TESTIGO (TES, rotación tradicional de la región de maíz, soja y trigo/soja 2da), 2-CC (la rotación mencionada con incorporación de cultivos de cobertura polifíticos y reducción de herbicidas y fertilizantes); y 3-CC/P (rotación mencionada con incorporación de cultivos de cobertura polifíticos, reducción de herbicidas y fertilizantes e integración de la ganadería mediante pastoreo rotativo). El diseño es en bloques completos, aleatorizados, con 3 repeticiones, y unidades experimentales de 840m^2. Se tomaron muestras compuestas de suelo a los 7,5 cm de profundidad al finalizar la campaña 2024/25, luego de 7 campañas de instalados los ensayos. Las variables evaluadas fueron Actividad enzimática global (AEG - Green, 2006); el porcentaje de agregados estables (Henin, 1972) y pH. El C orgánico total de las muestras fue de 1,89%, 1,94 %,1,81% para los tratamientos CC/P, CC y TES, respectivamente. Los resultados mostraron diferencias significativas en la variable de AEG para el lote 2, presentando los menores valores (TES=133,24(*+/-11,92)*; CC/P=147,41(*+/-11,92)*; CC=140,20(*+/-11,92)* de µg Fluoresceína.g^{-1}.h^{-1}), (lote 2 antecesor maíz). El lote 3 provenía de soja de primera y presentó los mayores valores de AEG: CC=146,19(+/-9,81); CC/P=145,56(+/-9,81) y S/CC=133,47(+/-9,81) µg de Fluoresceína.g^{-1}.h^{-1}. Mientras que el lote 1 tuvo valores intermedios de TES=157,05(+/-5,32); CC=155,87(+/-5,32) y CC/P=148,72(+/-5,32) µg de Fluoresceína.g^{-1}.h^{-1}. La estabilidad de agregados fue significativamente mayor para los tratamientos CC(22%) y CC/P(22%) en relación con TES(17%), para todos los lotes. El pH, fue significativamente mayor en los lotes 2 y 3 con valores promedios de 6,25; 6,31; y 6,06 para CC/P, CC y TES, respectivamente. Se observó una regresión positiva de AEG con respecto al pH y la estabilidad de agregados, aunque no hubo alta correlación entre la AEG y el resto de las variables (R^2=0,29). Se concluye que los tratamientos CC y CC/P presentaron claras diferencias en las variables analizadas, por lo que el enfoque regenerativo-circular y las practicas implementadas muestra una mejor salud del suelo llego de los 7 años de comenzado el ensayo. La AEG es un buen indicador de la salud del suelo para estos agroecosistemas. La diferencia encontrada entre lotes se puede explicar con los diferentes cultivos antecesores de la secuencia. Futuros estudios deberían enfocarse en el tipo de enzimas que están determinando la actividad enzimática global y/o sumar otros indicadores para evaluar la salud del suelo.

PALABRAS CLAVE: Actividad enzimática global, Agricultura regenerativa-circular, Salud del suelo.

ANÁLISIS EXPLORATORIO DE PATRONES FUNCIONALES MICROBIANOS EN SUELOS DE MISIONES

Rörig, M. L.[1*], Frasier, I.[1], Rodríguez, A. M.[1], Molina, C.[1], Rodríguez, D.[1], Tenti, L. M.[1], Schulz, G. A.[1], Escobar, D.[1], Barbaro, S. E.[2], Hopechek, L. A.[2], Iwasita, B.[2], Moretti, L. M.[2]

[1]Instituto de Suelos, CNIA; [2] INTA EEA Cerro Azul. * Dr. Nicolás Repetto 2751, Hurlingham (1686), Bs.As., Argentina, rorig.marcela@inta.gob.ar

RESUMEN: Los indicadores funcionales microbianos permiten caracterizar de manera integrada la actividad biológica y el funcionamiento del suelo. En este trabajo se realizó un análisis exploratorio de indicadores biológicos del suelo en el Departamento Guaraní, provincia de Misiones, con el objetivo de identificar patrones funcionales microbianos asociados a distintos usos del suelo. Se analizaron muestras de suelo superficial (horizonte A) provenientes de sistemas agrícolas y no agrícolas. Se evaluaron variables químicas y biológicas vinculadas a la funcionalidad microbiana, incluyendo respiración, biomasa microbiana y las actividades de las enzimas β-glucosidasa y fosfatasa ácida. La integración de las variables se realizó mediante análisis estadísticos multivariados. El análisis de agrupamiento no supervisado (k-means) permitió identificar tres clusters funcionales que reflejan distintos niveles de actividad biológica y se asocian significativamente con el contenido de carbono orgánico y el uso del suelo. El cluster 1 se caracterizó por presentar los valores más elevados de respiración microbiana, actividad enzimática y carbono orgánico, y estuvo dominado por usos no agrícolas, principalmente bosques y ganadería, lo que indica una alta funcionalidad biológica asociada a suelos menos disturbados. En contraste, el cluster 2 agrupó mayoritariamente suelos bajo uso agrícola y se definió por menores niveles de actividad enzimática y eficiencia metabólica, reflejando un funcionamiento biológico más limitado. El cluster 3 mostró una mayor heterogeneidad funcional y menor estabilidad, asociada al bajo número de muestras, sin una clara dominancia de un uso del suelo específico. En conjunto, los resultados evidencian la existencia de patrones funcionales microbianos diferenciados en los suelos estudiados, vinculados al contenido de carbono orgánico y al tipo de manejo, y destacan la utilidad de los enfoques multivariados para integrar indicadores biológicos y evaluar la calidad funcional del suelo.

PALABRAS CLAVE: indicadores funcionales, usos del suelo, análisis multivariado.

IMPACTO DO EXTRATO DE SORGO NA MICROBIOTA DO SOLO EM SOJA SOB DIFERENTES PALHADAS AO LONGO DE DOIS ANOS

Santos, T. E. B.[1*], Fonseca, D. B.[1], Silva, M. D. B.[1], Matos. F. S.[1], Medeiros, L. B.[2]

[1]Universidade Estadual de Goiás (UEG), Campus Sul, Unidade Ipameri, Ipameri-GO Brasil. [1]Universidade Estadual de Goiás (UEG), Campus Sul, Unidade Ipameri, Ipameri-GO Brasil. [2]Universidade de Brasilia (UNB), Brasília -DF Brasil. *talles.santos@ueg.br

RESUMEN: A sojicultura brasileira apresenta elevada relevância econômica, porém enfrenta desafios relacionados à sustentabilidade do sistema produtivo, especialmente quanto ao uso intensivo de agroquímicos. Nesse contexto, o uso de bioinsumos com potencial alelopático, como o extrato de sorgo, surge como alternativa ao manejo convencional de plantas daninhas. O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto da aplicação de extrato aquoso de sorgo sobre a microbiota do solo no cultivo da soja sob palhada de sorgo e milho, em dois anos consecutivos. O experimento foi conduzido em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, em delineamento inteiramente casualizado com parcelas subdivididas, sendo as parcelas constituídas pelas palhadas (sorgo e milho) e as subparcelas pela presença ou ausência de controle de plantas daninhas com extrato aquoso de sorgo ao longo de dois anos, com cinco repetições. Avaliaram-se indicadores microbiológicos do solo: carbono da biomassa microbiana (C-BMS), respiração basal do solo (RBS) e quociente metabólico (qCO_2). Os dados foram submetidos à análise de variância e teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os resultados evidenciaram efeitos significativos da palhada, do extrato e de suas interações sobre os atributos microbiológicos. Sob palhada de sorgo, a aplicação do extrato aquoso promoveu redução de aproximadamente 57% no C-BMS (de 169,78 para 72,12 mg C kg^{-1} de solo), indicando forte impacto sobre a biomassa microbiana. Em contraste, sob palhada de milho, o C-BMS manteve-se estável, com variação inferior a 5% entre os tratamentos com e sem extrato. A RBS apresentou comportamento dependente do sistema de manejo e do ano experimental. Na palhada de milho, a aplicação do extrato reduziu a respiração basal em cerca de 30% no primeiro ano (62,31 para 43,35 mg C-CO_2 kg^{-1} dia^{-1}), enquanto no segundo ano os valores foram semelhantes entre tratamentos, sugerindo adaptação microbiana. Já na palhada de sorgo, a aplicação do extrato aumentou a RBS no primeiro ano em aproximadamente 6%, seguida de redução de 17% no segundo ano, indicando resposta inicial de estresse metabólico. O quociente metabólico foi significativamente alterado pela interação palhada × extrato. Sob palhada de sorgo, o extrato elevou o qCO_2 em cerca de 133% (0,276 para 0,643), caracterizando maior custo energético da microbiota. Por outro lado, sob palhada de milho, houve redução de aproximadamente 7% no qCO_2 com o uso do extrato, indicando maior eficiência metabólica. Conclui-se que o extrato aquoso de sorgo interfere de forma marcante na biomassa, atividade e eficiência metabólica da microbiota do solo, sobretudo quando associado à palhada de sorgo. Esses efeitos são mais intensos no primeiro ano de uso, com indícios de adaptação microbiana ao longo do tempo.

PALAVRAS CHAVE: alelopatia, bioinsumos, qualidade biológica do solo.

1528

RESPUESTA DEL METABOLISMO MICROBIANO DEL SUELO AL AGREGADO DE EFLUENTE PORCINO Y FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Serri, D. L.[1, 2*], Campilongo Mancilla, E. J.[2], Sosa, N.[3], Quiroga, M.[2], Mathier, M.[3], Bragachini, M.[3], Vargas Gil, S.[1, 2]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; Instituto de Patología Vegetal; * Av. 11 de Septiembre 4755, Córdoba, (5020), Prov. de Córdoba; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Unidad de Fitopatología y Modelización Agrícola; [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; Estación Experimental Agropecuaria Manfredi; * serri.dannae@inta.gob.ar

RESUMEN: El suelo depende de la actividad de las comunidades microbianas para la transformación y el reciclado de los nutrientes. A través de la producción de enzimas extracelulares (EE), los microorganismos degradan la materia orgánica a través de sus procesos metabólicos. El análisis de la actividad y la estequiometría de estas enzimas, particularmente aquellas asociadas a la obtención de carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), constituye una herramienta clave para comprender los procesos que regulan los ciclos biogeoquímicos y la dinámica de los nutrientes. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar las limitaciones del metabolismo microbiano del C, N y P del suelo, a partir de las EE, en respuesta al agregado de efluente porcino sólo o combinado con fertilización nitrogenada. La experiencia se llevó a cabo en Estancia La Constancia, Villa de María de Río Seco, Córdoba. Los tratamientos fueron C (control sin aplicación), U (fertilización con urea, 100 kg N/ha), E150 (150 m^3/ha de efluente), E150 + U (150 m^3/ha de efluente combinado con U), E300 (300 m^3/ha de efluente) y E300 + U (300 m^3/ha de efluente combinado con U). Los tratamientos se aplicaron en presiembra del cultivo de verano (maíz-soja-maíz) por tres años consecutivos (2019, 2020 y 2021). Los muestreos de suelo (0-10 cm) se realizaron previos a las aplicaciones y siembra del cultivo (PS) y posteriores a la cosecha (PC), de cada campaña agrícola. Se realizó la cuantificación de EE empleando 4-Metilumbeliferona (MUB) y 7-Amino-4-metilcumarina (AMC) mediante ensayos por fluorescencia, midiéndose para C: CEL (β-D-cellobiosidasa) y GLC (β-D-glucopyranosidasa), N: NAG (N-acetil-β-D-glucosaminidasa) y LEU (leucina aminopeptidasa), y P: FOS (fosfatasa acida). Para cuantificar las limitaciones del metabolismo microbiano del C, N y P del suelo, se aplicó el análisis vectorial para analizar las relaciones estequiométricas de las EE. Se calculó la longitud del vector (L) y el ángulo del vector (A°) de la siguiente manera: $L=SQRT(x^2+y^2)$ y $A°=DEGREES(ATAN2(x, y))$, donde x representa la relación relativa entre las enzimas que adquieren C y P, (CEL+GLC)/(CEL+GLC+FOS); e y representa la relación relativa entre las enzimas que adquieren C y N, (CEL+GLC)/(CEL+GLC+NAG+LEU). Nuestros resultados evidenciaron diferencias para L entre los tratamientos resultando estadísticamente significativas e iguales en PS y PC, siendo: C=E300+U > E150=U > E150+U=E300. De esta manera, cuanto mayor es L, mayor es el grado de restricción de C del metabolismo microbiano. Por su parte, un A°>45° indica que el metabolismo microbiano está limitado por el P, mientras un A°<45° indica que está limitado por el N. Este vector mostró diferencias significativas sólo en PS, dónde el A° del tratamiento C fue inferior a 45°. En conclusión, el tratamiento control registró que el metabolismo microbiano presentó una restricción de C y N. A su vez, el tratamiento con mayor incorporación de N (E300+U) también evidenció una limitación en C. El resto de los tratamientos, aunque sin diferencias significativas entre sí, registraron valores levemente superiores para A°>45° indicando una posible limitación por P.

PALABRAS CLAVE: actividad enzimática extracelular, digerido anaeróbico, economía circular.

EFEITO DA BORRA DE CAFÉ COMO BIOINSUMO NA MICROBIOTA DO SOLO NA CULTURA DO ALFACE

Silva, M. E. B. R.[1*], Matos, F. S.[1], Santos, T. E. B.[1]

[1]Universidade Estadual de Goiás (UEG), Campus Sul, Unidade Ipameri, Ipameri-GO Brasil;
[*] mborgesrodriguees@aluno.ueg.br

RESUMEN: A alface (*Lactuca sativa* L.) é uma hortaliça de grande importância econômica e nutricional, cujo cultivo é influenciado diretamente pelas condições do solo e pela atividade microbiana. Nesse cenário, fertilizantes e resíduos agrícolas surgem como alternativas sustentáveis à adubação química. Entre eles, destaca-se a borra de café, rica em materia orgânica e em nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, capazes de melhorar as propriedades químicas e biológicas do solo e favorecer o desenvolvimento da cultura. Dessa forma, o objetivo do trabalho foi avaliar o efeito da borra de café como substrato na cultura do alface sobre a microbiota do solo. O trabalho foi conduzido em casa de vegetação localizado na Universidade Estadual de Goiás, Câmpus Sul, UnU-Ipameri, seguindo o delineamento inteiramente casualizado por dois tratamentos, sendo eles: T1 (composto por solo e areia) e T2 (composto por solo, areia e 10% de borra de café previamente seca ao sol). Aos 60 dias de cultivo foram retiradas as plantas e coletado o solo para as análises microbiológicas. As análises consistiram em carbono da biomassa microbiana (C-BMS) que foi determinado pelo método de irradiação-extração, com oxidação por dicromato e titulação com sulfato ferroso amoniacal, já a respiração basal do solo (RBS) foi obtida a partir do C-CO_2 liberado durante a incubação de 100g de solo em frascos contendo 10ml de NaOH, seguido da titulação. Por fim, foi calculado o quociente metabólico (qCO_2) pela razão entre a respiração basal do solo (RBS) e o carbono microbiano (CBM). Os dados foram submetidos à análise de variância, e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5%. Observou-se efeito significativo a 1% para C-BMS e a 5% para o qCO_2, enquanto a RBS não apresentou diferença significativa entres os tratamentos. A aplicação da borra de café reduziu o C-BMS em 22,4% em relação ao controle e isso pode estar associada à alteração da comunidade microbiana, uma vez que resíduos orgânicos funcionam como distúrbios que modificam a estrutura e composição microbiana, o que explica a queda no C-BMS. Já a RBS permaneceu semelhante entre os tratamentos, sugerindo que a borra de café não alterou a taxa de liberação de CO_2. Entretanto, o aumento do qCO_2 indica uma maior respiração por unidade de biomassa, evidenciando maior demanda energética da microbiota devido a presença de compostos presentes na borra de café. Conclui-se que os resíduos da borra de café possuem compostos que alteram a dinâmica dos microrganismos do solo, modificando a comunidade microbiana e intensificando sua atividade metabólica.

PALAVRAS CHAVE: Microrganismos, resíduos, microbiana.

AISLAMIENTO Y CARACTERIZACIÓN DE RIZOBIOS NODULANTES DE *Vicia villosa* EN LA PROVINCIA DEL CHACO

Sotelo, C. E.[1*], Rojas, J.[2], Galloso, J. D.[1], Collavino, M. M.[3]

[1] Instituto Agrotécnico - Universidad Nacional del nordeste. Resistencia-Chaco. CP 3500 cristinasotelo4480@gmail.com; [2] Estación experimental agropecuaria INTA- Sáenz Peña; [3] Instituto de Botánica del Nordeste (CONICET-UNNE), Facultad de Ciencias Agrarias (UNNE), Corrientes.

RESUMEN: *Rhizobium* es un género de bacterias del suelo que establece relaciones simbióticas con plantas leguminosas, mediante las cuales lleva a cabo la fijación biológica de nitrógeno, un proceso clave para la nutrición nitrogenada de los cultivos. La inoculación con cepas seleccionadas se emplea para potenciar este proceso; sin embargo, la presencia de rizobios nativos, generalmente mejor adaptados a las condiciones edáficas y climáticas locales, puede limitar la eficacia de las cepas comerciales. En este contexto, la evaluación de la diversidad de las poblaciones rizobiales nativas resulta fundamental para optimizar las estrategias de inoculación y seleccionar cepas altamente eficientes. En la provincia del Chaco no existen antecedentes sobre la diversidad de rizobios nativos nodulantes de *Vicia villosa*, *utilizada en la zona como cultivo de cobertura*. El objetivo del presente estudio fue analizar las poblaciones de rizobios presentes en nódulos de *V. villosa* en lotes con y sin inoculación comercial (*Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae*), correspondientes a suelos de las series Matanza y Golondrina (EEA INTA Sáenz Peña). Se tomaron dentro de cada lote 5 submuestras por tratamiento, en floración, y se determinó: materia seca (MS), nitrógeno total foliar (Nt) y se realizó el aislamiento de rizobios a partir de nódulos. Las colonias obtenidas fueron seleccionadas y clasificadas según características típicas de rizobios desarrollados en medio YEM, tales como velocidad de crecimiento y rasgos macroscópicos de las colonias (color, consistencia, tamaño y forma). La diversidad de los aislamientos seleccionados se evaluó mediante la amplificación de regiones genómicas repetitivas (ERIC-PCR), incluyendo en este análisis al inoculante comercial. Asimismo, se analizó la capacidad infectiva de los aislamientos sobre *V. villosa* en condiciones de esterilidad y ambiente controlado. La variable MS presentaron valores promedio de 7446 kg ha^{-1} en el tratamiento inoculado y 7020 kg ha^{-1} en el tratamiento sin inocular, mientras que el Nt foliar mostró valores entre 3,02 y 3,38 %. Ninguna de las variables presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p>0,05$). A partir de los nódulos colectados se obtuvieron 50 aislamientos de crecimiento rápido con características coloniales típicas de rizobios. Estos fueron agrupados según su morfología colonial en 12 grupos distintos, los cuales presentaron 9 perfiles ERIC-PCR diferentes (70 % de similitud). Ninguno de los aislamientos agrupó con la cepa inoculante utilizada, lo que indica su carácter nativo o naturalizado. Todos los aislamientos evaluados fueron capaces de nodular *V. villosa*; no obstante, la infectividad mostró diferencias significativas entre ellos. El aislamiento 17VIMSI2A presentó el mayor número de nódulos, mientras que los aislamientos 13VIMSI4B, 33VIMI4C2 y 37VIMI3C registraron los valores más bajos. En conclusión, se evidenció una alta variabilidad fenotípica y genotípica de poblaciones de rizobios nativas o naturalizadas asociadas a *V. villosa*, todas con capacidad de infectar a su hospedante en condiciones axénicas.

PALABRAS CLAVE: Cultivo de cobertura, Fijación biológica de nitrógeno, Inoculante.

DETERMINACIÓN DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS Y FÚNGICAS CULTIVABLES DE SUELO RIZOSFÉRICO DE MANZANOS DEL ALTO VALLE DEL RÍO NEGRO

Marangi, M. J.[1], Olijnyk, K. A.[1], Olijnyk, A. D.[1], Tudela, M. A. A.[2], Zabaloy, M. C.[3], Temperini, C. V.[1, 4*]

[1]Centro de Investigaciones y Transferencia de Río Negro; 9 de julio 446, (8336), Villa Regina, Prov. De Río Negro, [2]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Alto Valle (EEA), Ruta Nacional 22, km 1190, Allen, Río Negro, Argentina, [3]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Universidad Nacional del Sur (UNS), CONICET, Bahía Blanca 8000, Argentina; [4]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.
* ctemperini@unrn.edu.ar

RESUMEN: En nuestro país, el manzano es el cultivo más representativo y comercializado en los valles de Río Negro y Neuquén, principal región productora y exportadora de frutos de pepita del país y de muchos productos derivados. Si bien el microbioma del manzano, principalmente de sus frutos, ha sido revisado exhaustivamente a nivel global, es aún escaso el conocimiento en nuestro país. Dada la amplia gama de interacciones beneficiosas y perjudiciales que las plantas establecen con las comunidades microbianas que las habitan, resulta importante relevar esta información, en particular, en esta región. Para ello, se tomaron muestras compuestas de suelo rizosférico en seis chacras de la zona de manzanos variedad Red Delicious y se realizaron suspensiones en solución fisiológica partiendo de 1g de suelo. Mediante diluciones seriadas se estudiaron las comunidades bacterianas en medio Agar Tripticasa Soja y las fúngicas en medio Agar Papa Dextrosa suplementado con Diclorán (2 mg/L) y Cloranfenicol (0,1g/L). Los aislamientos bacterianos se clasificaron morfológicamente en grupos (morfotipos), mediante aspectos macro y microscópicos, y los aislamientos fúngicos se identificaron según la clave taxonómica de bibliografía de referencia. Se seleccionaron, al azar, morfotipos bacterianos y aislamientos fúngicos para confirmar molecularmente su identidad empleando una región parcial de los genes ribosomales, 16SrADN (cebadores 16F530/16R1087) e ITS (cebadores ITS1-ITS4), respectivamente. Se obtuvieron recuentos totales promedio de $6{,}2 \times 10^5$ UFC/g de suelo para bacterias y 7×10^3 UFC/g de suelo para hongos. Si bien el marcador genético empleado para bacterias no pudo resolver la identidad de algunos de los morfotipos, se logró la identificación de los géneros *Bacillus* spp. (13,07%) y *Peribacillus* spp. (5,4%), entre otros. Respecto a los hongos, se halló *Penicillium* spp. (21,3%), *Cladosporium* spp. (6,4%), *Mycelia sterilia* (4,8%), *Trichoderma* spp. (3,1%), *Paecilomyces* spp. (2,6%), *Cytospora* spp. (1,8%), *Alternaria* spp. (1,6%), *Phoma* spp. (1,0%), *Aspergillus* spp. (0,8%), *Acremonium* spp. (0,2%) y *Mucor* spp. (0,2%), entre otros. Este primer abordaje permite conocer la diversidad microbiana cultivable en suelos rizosféricos de manzanos de la principal región productora del país, habiéndose obtenido géneros bacterianos y fúngicos que pueden representar potenciales aspectos beneficiosos (agentes promotores del crecimiento y protección vegetal) como así también perjudiciales para la planta (fitopatógenos). Esta información puede resultar valiosa para promover el uso de prácticas que favorezcan el desarrollo de microorganismos de interés como así también preventivas para garantizar la sanidad vegetal. Dado el limitado alcance de las técnicas cultivables se pretende, en un futuro, emplear técnicas metagenómicas que permitan ampliar este reporte.

PALABRAS CLAVE: manzano, comunidades microbianas, suelo rizosférico.

POBLACIONES FÚNGICAS DEL SUELO RIZOSFÉRICO DE MANZANOS EN SISTEMAS PRODUCTIVOS TRADICIONALES Y ORGÁNICOS

Marangi, M. J.[1], Olijnyk, A. D.[1], Olijnyk, K. A.[1], Tudela, M. A. A.[2], Zabaloy, M. C.[3], Temperini, C. V.[1, 4*]

[1] Centro de Investigaciones y Transferencia de Río Negro; 9 de julio 446, (8336), Villa Regina, Prov. De Río Negro; [2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Alto Valle (EEAV); [3] Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Universidad Nacional del Sur (UNS), CONICET; [4] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. * ctemperini@unrn.edu.ar

RESUMEN: Durante la evolución, los microorganismos han colonizado organismos superiores, entre ellos las plantas, estableciendo simbiosis. Esta comunidad microbiana que habita e interactúa con la planta hospedadora se ve afectada por diversos factores como: características geográficas y climatológicas, condiciones de suelo, genotipo de la planta y prácticas de manejo, entre otros. El Alto Valle del río Negro alberga al menos el 85% de la superficie cultivada del país con frutos de pepita. En particular el manzano Red Delicious es la variedad con mayor superficie implantada y se cultiva bajo sistemas de producción tradicional (SPT) y orgánica (SPO), presentando este último modelo un crecimiento y desarrollo considerable. No existen reportes de la región que describan la micoflora rizosférica de cada sistema productivo ni, por lo tanto, la potencialidad que estos microorganismos representan para este cultivo, por lo cual, el presente trabajo pretende determinar y comparar las comunidades fúngicas que en ellos habitan. Para ello, se seleccionaron tres chacras tradicionales y tres orgánicas, y se tomaron muestras de suelo rizosférico de manzanos Red Delicious. Con 1 g de suelo se realizaron suspensiones en solución fisiológica y posteriores diluciones seriadas y se inocularon 100 µl en medio Agar Papa Dextrosa suplementado con Diclorán (2 mg/L) y Cloranfenicol (0,1g/L). Los aislamientos fúngicos se identificaron morfológicamente según la clave propuesta en bibliografía de referencia y se confirmaron molecularmente con cebadores para amplificar parcialmente la región ITS (ITS1-ITS4). Los resultados se analizaron mediante un Modelo Lineal Generalizado Mixto con distribución binomial negativa y Prueba de Comparaciones Múltiples de Fisher con corrección de Benjamini-Hochberg (α = 0,05). En los SPTs se obtuvo un recuento total promedio de $5,4x10^3$ UFC/g de suelo y en los SPOs recuentos fueron mayores ($p< 0,05$), $8,5x10^3$ UFC/g de suelo. Se obtuvieron, al menos, 10 géneros diferentes en cada tipo de sistema siendo *Penicillium* spp. el más frecuente, 24% en SPTs y 19,5% en SPOs. *Trichoderma* spp., *Cladosporium* spp., *Alternaria* spp., *Paecilomyces* spp., *Aspergillus* spp., *Cytospora* spp. y *Mycelia sterilia* fueron aislados en ambos sistemas, aunque en diferente proporción y orden de predominancia. *Acremonium* spp. y *Phoma* spp. sólo se hallaron en SPTs y *Mucor* spp. sólo en SPOs. Los recuentos de *Alternaria* spp., *Paecilomyces* spp., *Penicillium* spp., *Trichoderma* spp. y *Mycelia sterilia* fueron mayores ($p< 0,05$) en SPOs mientras que los de *Aspergillus* spp., *Cladosporium* spp. y *Cytospora* spp. fueron mayores ($p< 0,05$) en SPTs. En el primer reporte acerca de la concentración y distribución de comunidades fúngicas en suelo rizosférico de manzanos de SPTs y SPOs de la región se determinó una importante biodiversidad, coexistiendo mayormente los mismos géneros en ambos sistemas lo cual propone la potencial existencia de un microbioma central intrínseco de la planta. Las diferencias halladas entre ambos sistemas, revelan una posible influencia de las prácticas de manejo agrícola sobre la micoflora rizosférica. Se propone, en futuros estudios, utilizar un enfoque metagenómico para profundizar este trabajo.

PALABRAS CLAVE: Poblaciones fúngicas, Suelo rizosférico, Sistemas productivos tradicionales y orgánicos.

APLICACIÓN DE ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELO EN LA EVALUACIÓN DE FORESTACIONES AFECTADAS POR EL FUEGO

Toledo, D. M.[1*], Risso, A.[1], Contreras Leiva, S. M.[1], Rey Montoya, T. S.[1], Grancic, C.[1], Garay, M.[1]

[1] Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Nordeste. Sargento Cabral 2131, (3400) Corrientes. Argentina. marcelatoledo94@hotmail.com

RESUMEN: En el N-NE de Corrientes, se produjeron incendios que afectaron sistemas naturales y forestales, principalmente pastizales y forestaciones de *Pinus* sp. El efecto del fuego sobre el suelo es muy variable, va desde incendios que provocan procesos de degradación intensos, a otros que no parecen provocar alteraciones significativas en las propiedades del mismo. Con el fin de conocer si se produjeron cambios vinculados al carbono, al nitrógeno, a la actividad biológica y su magnitud, se desarrollaron índices de calidad de suelo evaluando su sensibilidad. El trabajo fue realizado en Inceptisoles, de régimen ácuico, del departamento Ituzaingó Corrientes. Se empleó un diseño de muestreo completamente al azar, con dos tratamientos: *Pinus* sp pre-incendio (Pre-Pi) y *Pinus* sp post-incendio (Post-Pi). Por tratamiento, se seleccionaron 3 lotes con 5 sitios de muestreo, tomando muestras de: 0-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 m. Se determinaron los parámetros: textura, pH, materia orgánica (MOT), nitrógeno total (NT), nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) y se aplicaron los índices NPM/NT, NPM/MOT, C/N, IE (índice de estabilidad estructural), y las relaciones de estratificación de carbono, de nitrógeno y del NPM (COSr, NTr, y NPMr respectivamente). Los datos se analizaron mediante un ANOVA, y comparación de medias con una prueba de LSD ($P<0,05$). Los resultados indicaron para ambos tratamientos, suelos de reacción ácida y de textura franco arenoso a franco arcillo arenoso. Los indicadores e índices aplicados en general resultaron sensibles y detectaron cambios en la calidad del suelo. En los primeros 0,30 m del suelo, bajo la situación Post-Pi, se produjeron disminuciones de pH, con diferencias significativas en la segunda y tercera profundidad. El fuego produjo en superficie, las mayores pérdidas de MOT (-62%), y pérdidas de NT (-37%), registrándose mayor NPM. Se evidenció una modificación en el funcionamiento del sistema por efecto del fuego en los índices de calidad biológica NPM/ MOT y NPM/NT, y pérdida de estabilidad de la estructura puesta de manifiesto en la disminución del IE (-53%). Los ratios de estratificación evidenciaron que los incendios produjeron modificaciones en la distribución del carbono, y del nitrógeno en el perfil de suelo. Se presentaron diferencias significativas respecto de la situación Pre-Pi para los COSr, y NTr, con menores índices COSr, NTr, y NPMr en los suelos bajo forestaciones que sufrieron incendios.

PALABRAS CLAVE: Índices funcionales, *Pinus* sp., Incendios.

1534

ESTUDIO DE LA ACTIVIDAD SUPRESORA DE *SINAPIS ALBA* FRENTE A *BOTRYTIS CINEREA*

Valdez, G.[1], Gordillo, M. A.[1*], Quinteros M. A.[2]

[1]Facultad de Bioquímica, Química y Farmacia- Universidad nacional de Tucumán (UNT). [2]instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Famaillá (INTA). *quinteros.maria@inta.gob.ar

RESUMEN: La biofumigación mediante la incorporación de material vegetal fresco de especies brassicáceas ha demostrado ser una estrategia eficaz para la supresión de fitopatógenos del suelo, debido a la liberación de compuestos volátiles derivados de glucosinolatos. *Sinapis alba* (mostaza blanca) es una de las especies más empleadas por su elevada capacidad de generar isotiocianatos. No obstante, su actividad supresora puede variar en función de las condiciones agronómicas de cultivo, las cuales afectan la concentración y el perfil de metabolitos bioactivos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto inhibitorio de la biomasa de mostaza obtenida bajo dos condiciones de cultivo contrastantes sobre el crecimiento del hongo fitopatógeno *Botrytis cinerea*, un agente causal de pudriciones con alta prevalencia en sistemas hortícolas. *S. alba* fue cultivada en dos parcelas independientes (Ensayo 1: suelo sin enmiendas y Ensayo 2: suelo enmendado con azufre y riego en saturación). Las plantas fueron cosechadas en estado prefloral y sometidas a desinfección superficial con etanol al 70 %, hipoclorito de sodio y enjuague con agua destilada estéril. Posteriormente, el material fue picado finamente para su uso experimental. Cada tratamiento consistió en la incorporación de 100 g o 150 g de biomasa en cajas metálicas que contenían una caja de Petri con medio APG y un disco de micelio activo de *B. cinerea*. Las unidades fueron selladas herméticamente y se incubaron durante 7 días a 28 °C para evaluar el crecimiento micelial relativo. Los ensayos fueron realizados por triplicado y se incluyó un control sin biomasa. Los resultados demostraron que el material vegetal proveniente de ambos ensayos ejerció un efecto supresor sobre el crecimiento del micelio respecto al control. En el ensayo 1, la dosis de 100 g redujo el crecimiento al 42,35 %, mientras que 150 g de biomasa disminuyó el desarrollo al 31,11 %. En el ensayo 2, se observó una inhibición más marcada: 36,51 % con 100 g y 24,28 % con 150 g, lo que representa una reducción superior al 75 % respecto al control. En todos los casos, el aumento de la dosis incrementó el efecto inhibitorio. La biomasa de *S. alba* generada bajo condiciones de suelo enmendado con azufre y riego en saturación presentó una mayor capacidad biofumigante frente a *B. cinérea* cuando se utilizó la dosis de 150 g. Estos resultados sugieren que las condiciones de cultivo influyen directamente en la acumulación de compuestos bioactivos y, por ende, en la eficacia supresora.

PALABRAS CLAVE: Biofumigación, Mostaza blanca, *Botrytis cinérea*.

LA CONTRIBUCIÓN DE LA FOTODEGRADACIÓN A LA DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA EN LA REGIÓN PAMPEANA

Vivanco, L.[1, 2*], Cabrera, F.[1, 3], Simoes, F.[1, 2], Araujo, P. I.[4], Lichy, M.[1]

[1] CONICET – UBA. Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA). Bs. As., Argentina; [2] UBA. Facultad de Agronomía. Departamento de Recursos Naturales y Ambiente. Cátedra de Ecología. Bs. As., Argentina; [3] UBA. Facultad de Agronomía. Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. Bs. As., Argentina; [4] CONICET -- Grupo de Gestión Ambiental, Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. *vivanco@agro.uba.ar

RESUMEN: La fotodegradación y su interacción con la biota del suelo en la descomposición de residuos de cosecha es poco conocida en agroecosistemas. Si bien su importancia ha sido demostrada en ecosistemas áridos y existe evidencia creciente de su relevancia en otros ecosistemas, estos procesos no han sido evaluados en cultivos agrícolas. Dada la necesidad de comprender en cómo conservar carbono (C) en los ecosistemas productivos, resulta clave identificar controles de la descomposición que determinan si el C fijado por las plantas es liberado a la atmósfera o incorporado al suelo. En este trabajo evaluamos el papel de la radiación solar en la descomposición de residuos de soja y maíz en la región pampeana. Mediante experimentos de campo y laboratorio, analizamos: (i) el efecto de la fotodegradación y la descomposición biótica de cultivos muertos en pie, al final del verano, en pre-cosecha; (ii) el legado de la fotodegradación sobre la descomposición de los residuos de cosecha depositados en la superficie del suelo, mediada por microorganismos y fauna edáfica durante el barbecho invernal; y (iii) los rasgos funcionales de hongos descomponedores, para identificar posibles estrategias ecológicas y analizar cómo la fotodegradación de los residuos afecta la expresión de dichos rasgos. Los resultados indican que la descomposición fue dos veces más rápida en pre-cosecha que durante el barbecho. Durante la pre-cosecha, la fotodegradación explicó alrededor del 20 % de la descomposición de los cultivos muertos en pie, mientras que la descomposición biótica explicó cerca del 40 %, con efectos aditivos entre ambos procesos. Durante el barbecho, la fotodegradación ocurrida en pre-cosecha no tuvo un legado detectable sobre la descomposición mediada por microorganismos. En cambio, sí tuvo un efecto legado sobre la fauna del suelo en la descomposición de residuos de maíz, duplicando la tasa de descomposición. En los residuos de soja, la fauna del suelo cuadruplicó la tasa de descomposición independientemente de la fotodegradación previa. Los hongos descomponedores mostraron fuertes compromisos entre rasgos funcionales que permitieron identificar dos estrategias ecológicas contrastantes: hongos “minadores”, de crecimiento lento, micelio denso y alta concentración de melanina, y hongos “exploradores”, de crecimiento rápido, alta producción de esporas, micelio poco denso y baja pigmentación. La fotodegradación afectó la expresión de todos los rasgos evaluados, excepto la producción de esporas. En general, la fotodegradación favoreció a los hongos minadores, profundizando la expresión de los rasgos asociados a esta estrategia, mientras que los hongos exploradores no modificaron su estrategia. En conjunto, nuestros resultados destacan que la radiación solar desempeña un rol clave y subestimado en la descomposición de residuos de cultivos antes de la cosecha y condiciona los procesos biológicos posteriores, con implicancias relevantes para la dinámica del C en ecosistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Fotodegradación, Descomposición de residuos, Ciclo de Carbono.

RESÚMENES

ÁREA TEMÁTICA 3: Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal

DESENVOLVIMENTO DE FERTILIZANTES À BASE DE BIOCHAR ENRIQUECIDOS COM MACRO E MICRONUTRIENTES

Almeida, K. M.[1*], Cunha, H. S.[1], Sotero, L. S.[1], Matiello, E. M.[1]

[1] Universidade Federal de Viçosa, MG – Brasil; * Avenida Peter Henry Rolfs, s/n - Campus Universitário, Departamento de Solos, Cep 36570-900, Viçosa/MG. karoline.matiello@ufv.br

RESUMO: Os fertilizantes à base de biochar têm se destacado como uma alternativa sustentável para aumentar a eficiência do uso de nutrientes na agricultura, especialmente quando comparados aos fertilizantes sintéticos convencionais, que apresentam rápida liberação e elevadas perdas por lixiviação. A matriz carbonácea do biochar favorece a retenção de nutrientes e sua liberação gradual, contribuindo para maior disponibilidade às plantas, redução de perdas e melhoria do crescimento vegetal, além de aumentar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. Em solos tropicais altamente intemperizados, ajustes de pH são fundamentais para garantir a solubilidade e a biodisponibilidade de micronutrientes como Zn, Cu, Mn, Fe e Ni. Neste estudo, foram desenvolvidos fertilizantes à base de biochar enriquecidos com macro e micronutrientes por meio de processos de impregnação química. Um biochar enriquecido com micronutrientes foi sintetizado utilizando uma solução diluída de ácido sulfúrico, na qual foram dissolvidos óxidos de zinco (ZnO), cobre (CuO), manganês
1538 (MnO_2) e ácido bórico. Esse procedimento resultou em um produto final contendo 2,2 % de S, 0,1 % de Zn, 0,1 % de Mn, 0,05 % de Cu e 0,05 % de B, demonstrando a viabilidade da incorporação simultânea de múltiplos micronutrientes na matriz do biochar. Adicionalmente, um biochar-fertilizante rico em potássio e fósforo foi obtido a partir de biochar de casca de café, mediante a impregnação com solução pulverizada de ácido fosfórico. Esse processo levou à formação visível de fosfato de potássio precipitado na superfície do biochar, resultando em um material com 7 % de K e 3 % de P. A eficiência desse método evidencia um avanço relevante no desenvolvimento de fertilizantes à base de biochar enriquecidos com macronutrientes, promovendo maior concentração, solubilidade e biodisponibilidade dos elementos incorporados. A incorporação de macro e micronutrientes ao biochar melhorou significativamente seu perfil nutricional e favoreceu a liberação lenta dos nutrientes, aumentando sua acessibilidade às plantas. Esse efeito é particularmente importante para micronutrientes como o zinco, cuja disponibilidade adequada é essencial para o desenvolvimento vegetal e para a formulação de fertilizantes mais eficientes. Além disso, a variabilidade na composição do biochar, em função das matérias-primas e métodos de produção, pode ampliar os benefícios agronômicos, refletindo em maiores rendimentos das culturas e potenciais impactos positivos na nutrição humana. Embora os resultados laboratoriais sejam promissores, estudos em condições de campo, envolvendo diferentes culturas e tipos de solo, são necessários para avaliar a eficácia agronômica dos fertilizantes à base de biochar e confirmar seu potencial como uma solução eficiente e sustentável para a agricultura moderna.

PALAVRAS CHAVE: Nutrientes, Biodisponibilidade, Impregnação química.

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE PRODUCTOS ORGÁNICOS EN LA NUTRICIÓN DEL CULTIVO DE PECÁN (*CARYA ILLINOINENSIS*)

Alurralde, A. L.[1*], Carrizo, Y. H.[1], López Ramirez, M. M.[1], Mansilla, P.[1], Valdez, C. M.[1], Sacchetti, J. M.[1], Curchod, C. S.[1]

[1] Cátedra de Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Catamarca. Maestro Quiroga N° 55. (4700) Catamarca. aalurralde@agrarias.unca.edu.ar

RESUMEN: El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de la incorporación de humus y lixiviado de lombriz en la nutrición del cultivo de pecán [*Carya illinoinensis* (Wangenh.) K. Koch], mediante el análisis de indicadores nutricionales, con el fin de determinar su eficacia como alternativa sostenible en el manejo del cultivo. El ensayo se llevó a cabo en el Valle Central de Catamarca, en un lote de 4 ha con plantas de 10 años de edad cv Pawnee con riego por microaspersión. Se utilizó un diseño en bloques completos al azar con cuatro tratamientos y 4 repeticiones. Cada unidad experimental contuvo 20 plantas. Los tratamientos fueron: T1 (control), T2 (10 l/planta de humus de lombriz), T3 (5 l/planta de lixiviado al suelo, cada 15 días entre agosto y diciembre) y T4 (combinación de humus + lixiviado), durante dos ciclos productivos. El humus se incorporó al suelo bajo la proyección de la copa del frutal una vez por ciclo. A los 100 días de brotación se tomaron muestras foliares según tratamiento para el análisis de macro y micronutrientes. Al contrastar los resultados, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos evaluados. No obstante, los tratamientos que incluyeron humus y lixiviado de lombriz presentaron los mejores valores nutricionales. En particular, el tratamiento combinado (T4), en comparación con el control (T1), mostró incrementos del 20 % en nitrógeno y del 7 % en potasio. Asimismo, en relación con los micronutrientes, se observaron aumentos en manganeso, cobre y zinc del 13 %, 36 % y 31 %, respectivamente, lo que evidencia un efecto positivo sobre la nutrición del cultivo. Sin embargo, el elevado contenido de sodio foliar (> 200 ppm) registrado en todos los tratamientos sugiere la necesidad de evaluar la calidad del agua de riego, la conductividad eléctrica del suelo y el manejo de sales, dado que este elemento podría convertirse en un factor limitante de la productividad a mediano plazo. Estos hallazgos concuerdan con estudios previos que destacan que la incorporación de insumos orgánicos no solo contribuye a mejorar el estado nutricional del pecán, sino que también promueve prácticas agrícolas más amigables con el medio ambiente, al reducir la dependencia de fertilizantes químicos. El incremento en los niveles de nutrientes puede atribuirse a la acción de los productos orgánicos sobre el suelo, ya que estos favorecen la actividad microbiana, mejoran la estructura del suelo y facilitan la liberación gradual de nutrientes. Asimismo, la respuesta del pecán frente a dichos tratamientos indica que el uso de lixiviado y humus de lombriz pueden optimizar los procesos fisiológicos de la planta, reflejándose en un mejor estado nutricional. Por lo tanto, se recomienda considerar su aplicación como parte de un programa integral de manejo del cultivo, así como continuar con futuras investigaciones que evalúen su efecto a largo plazo y en diferentes condiciones edafoclimáticas.

PALABRAS CLAVE: Lombricultura, Lixiviado, Sustentabilidad.

NITRÓGENO APORTADO POR CULTIVOS DE SERVICIO A LAS FRACCIONES DEL SUELO: UNA APROXIMACIÓN CON ISÓTOPOS

Berenstecher, P.[1, 2*], Faigon, A.[2], Piñeiro, G.[2, 3]

[1] Cátedra de Edafología, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente Facultad de Agronomía (FAUBA), Av. San Martín 4453 (C1417DSE), Buenos Aires, Argentina; [2] IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía (FAUBA), Av. San Martín 4453 (C1417DSE), Buenos Aires, Argentina; [3] Departamento de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Av. Gral. Eugenio Garzón 780 (12900), Montevideo, Uruguay; * bpaula@agro.uba.ar

RESUMEN: Los cultivos de servicios aportan materia orgánica (MO) al suelo por la descomposición de sus residuos aéreos y raíces pero también durante su ciclo de vida, cuando las plantas liberan al suelo compuestos orgánicos a través de sus raíces (exudados radicales, mucílagos, fragmentos de raíces) que se depositan en el suelo próximo a la raíz. El conjunto de estos compuestos se denomina rizodeposición neta. El objetivo de este trabajo fue i) cuantificar los aportes de nitrógeno por rizodeposición neta y descomposición de residuos aéreos y subterráneos de dos cultivos de servicios contrastantes (gramínea y leguminosa) y ii) evaluar sus destinos en las dos principales fracciones de la MO (la materia orgánica particulada, MOP, y la asociada a los minerales, MOAM). Realizamos un experimento en mesocosmos con plantas de avena (*Avena sativa*) y vicia (*Vicia sativa*) que marcamos con ^{13}C y ^{15}N, aplicando en sus hojas urea enriquecida en estos isótopos. Luego de 85 días cosechamos un grupo de plantas para estimar los aportes por rizodeposición. Las plantas restantes se descompusieron durante 85 días intercambiando los residuos aéreos de plantas marcadas y no marcadas, para estimar los aportes de la biomasa aérea y subterránea separadamente. Analizamos ^{15}N en la MOP y MOAM para evaluar el destino del nitrógeno en ambas fracciones. Los aportes de nitrógeno por rizodeposición representaron el 20 y 40% del nitrógeno total aportado por avena y vicia, respectivamente. En términos absolutos, el N rizodepositado por la vicia fue 1.7 veces mayor que el de la avena (61.2 y 35.3 mg N/planta en vicia y avena respectivamente, P=0,02). La mayor parte de la rizodeposición (más del 95%) formó MOAM y no MOP. Luego del período de descomposición, casi la mitad (54.3% en avena y 41.4% en vicia) del nitrógeno de la MOAM formada a partir de los cultivos provenía de la biomasa aérea y el resto de la descomposición de los aportes subterráneos (raíces + rizodeposición neta). Esto contrasta con numerosos estudios recientes que destacan la importancia de los aportes subterráneos en la formación de MO. Las raíces aportaron nitrógeno a la MOP. Además, durante la descomposición de la vicia, más del 70% del nitrógeno de la MOAM aportado por rizodeposición se perdió (P=0,002) y fue parcialmente compensado por el nitrógeno de la biomasa aérea. Esto evidencia la liberación neta de nitrógeno de la MOAM y sugiere que la misma es una fracción más dinámica de lo pensado hasta el momento. Este nitrógeno liberado podría potencialmente ser utilizado por los cultivos siguientes. En conclusión, la rizodeposición y la biomasa área son los principales aportes de nitrógeno a la MOAM, que es la fracción mayoritaria en muchos de los suelos agrícolas. Las prácticas que impliquen la remoción de la biomasa aérea podrían tener consecuencias negativas sobre la fertilidad del suelo. Los aportes por rizodeposición son cuantitativamente relevantes, principalmente en leguminosas. Sincronizar esta oferta de nitrógeno con la demanda de los cultivos siguientes es clave para la sustentabilidad de los agroecosistemas.

PALABRAS CLAVE: rizodeposición, materia orgánica asociada a los minerales, ^{15}N.

BIOINOCULACIÓN FUNCIONAL COMO MODULADOR DE LA RESPUESTA FOTOSINTÉTICA EN *SOLANUM TUBEROSUM* BAJO DÉFICIT HÍDRICO

Berríos, D.[1, 2]*, Ruiz, A.[1], Apablaza, M.[3], Contreras, B.[4], Jorquera-Fontena, E.[5]

[1]Departamento de Ciencias Químicas y Recursos Naturales, Scientific and Technological Bioresource Nucleus BIOREN-UFRO, Universidad de La Frontera, Temuco 4811230, Chile. [2]Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile. [3]Facultad de Ciencias Agropecuarias y Medioambiente, Universidad de La Frontera, Temuco 4811230, Chile. [4]Novaseed Ltda. y Papas Arcoiris Ltda., Loteo Pozo de Ripio s/n, Parque Ivian II, Puerto Varas 5550000, Chile. [5]Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Nucleo de Investigación en Producción Agroalimentaria, Temuco, Chile. *d.berrios01@ufromail.cl

RESUMEN: El déficit hídrico constituye una de las principales limitantes fisiológicas y productivas del cultivo de papa (*Solanum tuberosum*), al reducir la conductancia estomática, la asimilación neta de CO_2 y la eficiencia fotoquímica, además de acelerar los procesos de senescencia foliar. Frente a escenarios crecientes de restricción hídrica asociados al cambio climático, resulta prioritario identificar estrategias capaces de modular la respuesta fisiológica de la planta y sostener la actividad fotosintética bajo condiciones adversas, particularmente aquellas basadas en enfoques biológicos sostenibles. La hipótesis de este estudio plantea que la inoculación con una levadura del suelo, sola o combinada con nanopartículas de hierro, mejora el desempeño fotosintético y la eficiencia en el uso del agua en *Solanum tuberosum* bajo déficit hídrico. El objetivo fue evaluar la respuesta fisiológica del cultivo bajo riego normal (WW) y déficit hídrico del 50% (WS), aplicando seis tratamientos: control absoluto (T1), *Candida guilliermondii* (T2), mezcla 1 [nanopartículas de hierro 20 mg g^{-1} + levadura 200 mg g^{-1}] (T3), mezcla 2 [40 mg g^{-1} + 400 mg g^{-1}] (T4), *Claroideoglomus claroideum* (T5) y guano rojo comercial (T6). El ensayo se estableció bajo diseño factorial (6×2) con tres repeticiones y evaluaciones a los 37 y 78 días después del establecimiento (DDE), correspondientes a fase vegetativa activa e inicio de senescencia. Se determinaron parámetros de intercambio gaseoso (A, gsw, iWUE), fluorescencia de clorofila (ΦPSII, ETR) y biomasa foliar al corte. A 37 DDE, el déficit hídrico redujo la asimilación del control desde 13,80 a 11,09 µmol CO_2 m^{-2} s^{-1} (−19,6%). En contraste, T2 incrementó A bajo WS hasta 14,67 µmol CO_2 m^{-2} s^{-1} (+21,4% respecto a su WW), mientras T3 alcanzó 13,64 µmol CO_2 m^{-2} s^{-1}, situándose ambos tratamientos por sobre el control bajo estrés. Esta respuesta estuvo asociada a una disminución moderada de gsw (~30–40%) y a un aumento marcado de iWUE, destacando T3 con 96,3 µmol CO_2 mol^{-1} H_2O bajo WS frente a 45,2 µmol CO_2 mol^{-1} H_2O en WW (+113%), junto con mayores valores de ΦPSII y ETR. A 78 DDE se observó una disminución general de la actividad fotosintética vinculada a la senescencia; sin embargo, T2 mantuvo A de 9,96 µmol CO_2 m^{-2} s^{-1} bajo WS (+14,3% respecto a WW y +88,9% frente al control), junto con mayor biomasa foliar seca al momento del corte. Estos resultados evidencian una regulación fisiológica positiva mediada por microorganismos del suelo, posiblemente asociada a mejoras en el estado hídrico, disponibilidad de micronutrientes y eficiencia fotoquímica del aparato fotosintético. En conjunto, *C. guilliermondii*, sola o combinada con nanopartículas de hierro, actúa como un inoculante microbiano funcional capaz de modular la fisiología foliar y sostener la eficiencia fotosintética bajo déficit hídrico, proyectándose como una estrategia biotecnológica promisoria para incrementar la resiliencia fisiológica del cultivo y contribuir a sistemas productivos más sostenibles frente a escenarios de variabilidad climática

PALABRAS CLAVE: déficit hídrico, fotosíntesis, bioinsumos.

FÓSFORO DEL SUELO EN UN OLIVAR ARGENTINO: FERTILIZACIÓN, CULTIVO DE COBERTURA Y FECHA DE COSECHA

Busso, M. A.[1, 2*], Rodríguez, R. A.[1], Suñer, L. G.[1, 3]

[1] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, 8000 Bahía Blanca, Argentina; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina; [3] Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. mariano.busso@uns.edu.ar

RESUMEN: Existe escasez de información sobre los efectos de la fertilización combinada sobre la concentración de P disponible del suelo con cultivos de cobertura en olivares. En este estudio, evaluamos los efectos de la fertilización, el cultivo de cobertura y el momento de la cosecha sobre la concentración de dicho nutriente en un olivar (*Olea europaea*). Los estudios se realizaron durante las temporadas de crecimiento de 2021/2022 y 2022/2023 en el sudoeste de Buenos Aires (38º 34´ S, 61º 59´ O), Argentina. El diseño experimental general en 2021/2022 y 2022/2023 fue de parcelas divididas. Los tratamientos de fertilización fueron un abono orgánico aplicado al suelo, fertilización inorgánica aplicada al suelo o a las hojas de los olivos y un control sin fertilizar. A su vez, se implantó o no una mezcla de *Vicia sativa* con *Avena sativa* (control) como cultivo de cobertura. Las observaciones del P disponible del suelo se efectuaron en primavera, verano, otoño e invierno de cada estación de crecimiento estudiada. Como en el período de crecimiento previo no existió interacción entre tratamientos x cultivo de cobertura (datos no mostrados), los factores principales tratamientos y cultivos de cobertura se estudiaron por separado en 2021/2022 y 2022/2023. Cuando se estudió el factor cultivo de cobertura, el P del suelo fue mayor a 0-20 que 20-40 cm de profundidad del suelo. La interacción fecha x cultivo de cobertura fue significativa ($p<0,05$). La concentración de P a 0-20 y 20-40 cm de profundidad del suelo en las áreas con o sin cobertura vegetal en los diferentes meses osciló entre 5,64 ppm (sin cultivo de cobertura, 20-40 cm de profundidad del suelo, junio) y 21,26 ppm (sin cobertura vegetal, 0-20 cm de profundidad del suelo, enero). Cuando se estudió el factor tratamientos, si bien hubo una interacción ($p <0,05$) entre los tres factores, esto no invalida los resultados promedio entre los tratamientos. La menor ($p <0,05$) concentración de P en el suelo se obtuvo en el control y en el tratamiento de fertilización foliar inorgánica. La concentración de P en estos tratamientos fue menor ($p <0,05$) que en los tratamientos de fertilización orgánica e inorgánica. La mayor ($p<0,05$) concentración de P en el suelo ($p <0,05$) se obtuvo en el tratamiento de fertilización inorgánica al suelo. A pesar que los valores promedio mayores se obtuvieron en los tratamientos de fertilización del suelo orgánica e inorgánica a 0-20 y 20-40 cm de profundidad del suelo, la magnitud de las diferencias fue menor a 20-40 cm que a 0-20 cm de profundidad del suelo. Los valores de concentración de P en los diferentes tratamientos en ambas profundidades de suelo estudiadas oscilaron entre 43,16 ppm (control, 0-20 cm de profundidad de suelo) y 73,49 ppm (fertilización inorgánica del suelo, 0-20 cm de profundidad de suelo).

PALABRAS CLAVE: Fertilizantes orgánicos e inorgánicos, NPK, Cobertura vegetal del suelo.

EFECTO DE LA APLICACIÓN DE AZUFRE SOBRE LA EFICIENCIA DE USO DEL NITRÓGENO EN MAÍZ

Cerliani, C.[1, 2*], Martinez Bologna, G.[1], Martinez, F.[1], Esposito, G. P.[1, 2]

[1] Facultad de Agronomía y Veterinaria; Universidad Nacional de Río Cuarto; [2] Instituto de Investigaciones Agrobiotecnológicas; [*] ccerliani@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: La disminución sostenida de los niveles de materia orgánica (MO) en los suelos de la región pampeana y extrapampeana ha reducido la oferta natural de azufre (S), dado que dicha fracción constituye su principal fuente en el suelo. Paralelamente, diversos estudios han señalado una marcada sinergia entre la disponibilidad de S y la eficiencia de uso del nitrógeno (N) en el cultivo de maíz. En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de diferentes dosis de S sobre la eficiencia agronómica del N (EAN) en maíz tardío. Durante la campaña 2024/25 se llevaron a cabo dos experimentos en las proximidades de Río Cuarto (Córdoba, Argentina). En ambos ensayos se utilizó maíz tardío y se aplicaron dosis crecientes de S, manteniendo constante la dosis de N (según niveles de suficiencia). El Experimento 1 incluyó tratamientos de 0 a 25 kg ha^{-1} de S, mientras que el Experimento 2 abarcó un rango de 0 a 50 kg ha^{-1}. Los tratamientos se dispusieron en un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones. A la cosecha se determinó el rendimiento de grano y se calculó la EAN como: EAN = (Rendimiento con dosis n de S – Rendimiento del testigo sin S) / Dosis de N aplicada. En ambos experimentos se observó un incremento progresivo de la EAN a medida que aumentó la dosis de S. La respuesta alcanzó un máximo con aproximadamente 20 kg ha^{-1} de S en el Experimento 1 y 30 kg ha^{-1} en el Experimento 2, mientras que dosis superiores tendieron a disminuir la respuesta. En el Experimento 1, la EAN aumentó de 13,0 kg de grano kg^{-1} de N en el testigo a 25,7 kg de grano kg^{-1} de N con 20 kg ha^{-1} de S, lo que representa un incremento del 98%. En el Experimento 2, la EAN pasó de 10,95 a 29,31 kg de grano kg^{-1} de N entre el testigo y la dosis de 30 kg ha^{-1} de S, equivalente a un incremento del 267%. Estos resultados confirman la sinergia entre S y N en el cultivo de maíz y resaltan que las dosis óptimas de S para maximizar la EAN superan a las usualmente citadas en la literatura. Este hallazgo podría estar asociado a la marcada reducción actual de la materia orgánica del suelo y, por ende, de la oferta natural de S. Asimismo, se destaca la necesidad de profundizar las investigaciones para comprender las causas fisiológicas y edáficas mediante las cuales dosis elevadas de S pueden generar respuestas negativas en rendimiento y eficiencia, y así contribuir al ajuste de recomendaciones de fertilización más precisas para sistemas agrícolas de la región.

PALABRAS CLAVE: Sur de Córdoba, sostenibilidad, sinergismo entre S y N.

IMPACTO DEL MAGNESIO SOBRE UN ESQUEMA SECUENCIAL DE FERTILIZACIÓN EN MAÍZ

Cerliani, C.[1, 2*], Martínez Bologna, G.[1], Martínez F.[1], Padula, F.[1], Esposito, G. P.[1, 2]

[1] Facultad de Agronomía y Veterinaria; Universidad Nacional de Río Cuarto; [2] Instituto de Investigaciones Agrobiotecnológicas. [*]RN 36 km 601, (5800) Río Cuarto, Córdoba, cccerliani@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: Las investigaciones recientes realizadas en la región Pampeana y Extrapampeana de Argentina evidencian una progresiva degradación de la calidad de los suelos agrícolas, manifestada en la disminución de la materia orgánica, modificaciones en el pH y una menor disponibilidad de nutrientes esenciales para los cultivos. Este proceso ha incrementado la frecuencia de respuestas positivas a la fertilización química. En el cultivo de maíz, numerosos estudios han demostrado los efectos positivos de la aplicación de nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y zinc (Zn) sobre el rendimiento en grano. Sin embargo, en Argentina existe escasa información respecto a la incorporación de otros nutrientes, como el magnesio (Mg), dentro de los esquemas de nutrición. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el impacto sobre el rendimiento del maíz de un esquema secuencial de fertilización con P, S, Zn y Mg, en el sur de la provincia de Córdoba. Para ello, se llevaron a cabo cuatro experimentos a campo (2019/20, 2020/21, 2022/23 y 2023/24). Los tratamientos evaluados fueron: I) Testigo (solo N); II) NP; III) NPS; IV) NPSZn; y V) NPSZnMg. Los tratamientos se dispusieron en bloques completos al azar y se tomó a cada año como una repetición. Previo a la siembra, se tomaron en cada experimento muestras de suelo compuestas, en las cuales se determinaron distintas propiedades químicas, incluyendo el contenido de Mg intercambiable. A cosecha se evaluó el rendimiento en grano. Posteriormente, se analizó la relación entre la respuesta en rendimiento atribuida a la aplicación de Mg y el nivel inicial de este nutriente en el suelo. Los resultados obtenidos indicaron que, la incorporación progresiva de nutrientes en el esquema de nutrición condujo a incrementos en el rendimiento de maíz, aunque la magnitud de la respuesta varió según el ambiente y la campaña evaluada. En promedio, la aplicación de P generó un incremento del rendimiento del 5 % respecto al Testigo; la adición de S produjo un aumento adicional del 3 %, mientras que la incorporación de Zn implicó un incremento del 4 % respecto al tratamiento NPS. Finalmente, la inclusión de Mg resultó en un aumento promedio del 7 % en comparación con el tratamiento NPSZn. Considerando la aplicación conjunta de todos los nutrientes evaluados, el incremento de rendimiento respecto al testigo fue, en promedio, del 20 %. Asimismo, se observó que la respuesta del rendimiento de maíz a la aplicación de Mg disminuyó de manera exponencial a medida que aumentaron los niveles iniciales de Mg en el suelo, lo que sugiere la existencia de umbrales de suficiencia y resalta la importancia de continuar con estos estudios a fin de establecer el mismo. Estos resultados destacan la importancia de ampliar la evaluación de nutrientes tradicionalmente menos considerados, como el Mg, con el fin de optimizar la nutrición del maíz, mejorar la eficiencia de uso de los recursos y avanzar hacia sistemas productivos más sostenibles.

PALABRAS CLAVE: Nutrición secuencial, Rendimiento de maíz, Interacción entre nutrientes.

FERTILIZACIÓN POTÁSICA Y APLICACIÓN DE VINAZA EN LIMONERO (*Citrus limon*) EN TUCUMÁN.

Correa, R.[1]*, Sotomayor, C.[1], Sosa, F.[1], Navarro di Marco, J.[1], Sanzano, G. A.[1]

[1] Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. William Cross 3150, Las Talitas, Provincia de Tucumán. C.P. T4101XAC. *rcorrea@eeaoc.org.ar

RESUMEN: El potasio (K) es un nutriente altamente demandado por los cítricos. En general, el área productora de Tucumán presenta una buena provisión edáfica de este elemento. Algunos sectores con textura gruesa y sometidos a intenso lavado presentan pH ácido y baja disponibilidad de K; en estas áreas resulta de interés estudiar la respuesta al nutriente. La vinaza es un efluente de la industria sucro-alcoholera con elevada demanda biológica de oxígeno y altamente contaminante. Posee elevados contenidos de materia orgánica y K, por lo que podría ser usada como fuente alternativa de este nutriente. El aporte de K y el uso de vinaza no han sido suficientemente estudiados en nuestro medio. Se evaluó durante 6 años (2016-2022) el efecto de la fertilización potásica y el agregado de vinaza sobre el rendimiento de fruta fresca, concentración foliar de nitrógeno (Nf), fósforo (Pf) y potasio (Kf) en 2022; pH, salinidad (CE), P disponible y cationes intercambiables (K, Ca, Mg y K) en suelo a las profundidades de 0-5, 5-20, 20-40 y 40-60 cm en 2021; carbono orgánico particulado del suelo (COP) en los espesores 0-2,5 y 2,5-5 cm en 2022. El estudio se realizó en la localidad de Caspinchango, en un lote con baja disponibilidad de K plantado con limonero Lisboa sobre Citrange troyer. Los tratamientos evaluados fueron: 0, 50, 100 y 150 kg K ha^{-1} como KCl (T, K50, K100 y K150 respectivamente) y aplicación de vinaza concentrada (49 g K l^{-1}) equivalente a 150 Kg K ha^{-1} (V150). Las aplicaciones se realizaron en forma anual durante los años 2016-2021. Las unidades experimentales (5 plantas) se distribuyeron de acuerdo a un cuadrado latino. Los datos fueron analizados mediante ANOVA, pruebas de contraste dirigidos y test DGC ($p<0,05$). El rendimiento de fruta fresca no mostró diferencias en las primeras 4 campañas. En 2021, V150 fue significativamente superior a los restantes tratamientos. En 2022 V150, K50, K100 y K150 no se diferenciaron entre sí (61,2 t ha^{-1}), pero fueron superiores a T (52,7 t ha^{-1}). Nf y Kf no mostraron diferencias entre tratamientos (2,5% y 1,2% respectivamente); Pf en K150 y K100 fue superior a T, K50 y V150, aunque en todos los tratamientos fue bajo. En contraste dirigido V150 presentó mayor COP respecto al promedio de los tratamientos restantes en 0-2,5 cm. pH y CE fueron fuertemente ácido y muy bajo respectivamente, sin diferencias entre tratamientos. K100 y K150 mostraron valores de P superiores en la capa de 40-60 cm. K150 y K100 presentaron mayor K en todas las profundidades, K50 y V150 fueron superiores a T en 5-20 cm. Ca, Mg y Na no fueron modificados. La fertilización potásica aumentó el contenido de K en el suelo y el rendimiento de fruta en una de las seis temporadas. La aplicación de vinaza tuvo efecto en COP superficial, K edáfico y rendimiento en dos campañas, por lo que sí podría considerarse una fuente de K alternativa.

PALABRAS CLAVE: Potasio, suelos ácidos, carbono orgánico particulado.

USO DE LA TIERRA Y SU EFECTO SOBRE LAS FRACCIONES DE FÓSFORO DEL SUELO EN CANINDEYÚ, PARAGUAY

Ebenhoch Rojas, D. M.[1]*, Mascareño Zayas, M. M.[1], Ramírez Montania, V. B.[1], Vazquez Ramírez, F. C.[1], Vecca Fariña, D. S.[1], Rasche Álvarez, J. W.[1]

[1] Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias, San Lorenzo, Paraguay.
* davidebenhoch@gmail.com

RESUMEN: El cambio en los usos de la tierra modifica la dinámica del fósforo (P) del suelo, alterando la distribución y el equilibrio entre sus diferentes fracciones. El departamento de Canindeyú se caracteriza por una intensa conversión de bosques nativos a sistemas agropecuarios, constituyéndose en una de las áreas con mayor presión antrópica sobre los recursos edáficos. El objetivo del presente trabajo fue comparar las distintas fracciones de P en suelos bajo diferentes usos de la tierra, correspondientes a bosque nativo, agricultura familiar, agricultura empresarial, pasturas y plantaciones forestales de eucalipto, en el departamento de Canindeyú. El estudio se realizó bajo un diseño completamente al azar, con cinco tratamientos según el uso de la tierra. Las muestras de suelo fueron colectadas de forma compuesta en la capa de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm de profundidad, secadas al aire y tamizadas a 2 mm. Posteriormente, se aplicó el método de fraccionamiento secuencial de
1546 Hedley et al. (1982), modificado por Condron et al. (1985), determinándose las fracciones de P lábil (RIA y $NaHCO_3$ 0,5 M), moderadamente lábil (NaOH 0,1 M, HCl 1 M y NaOH 0,5 M) y no lábil (P residual).La extracción por resina de intercambio aniónico (RIA) presentó diferencias significativas tanto en profundidad, hallándose los valores más altos en las camadas de 0-5 cm con un máximo de 9,23 ppm de P y disminuyendo hasta 1,53 ppm en las camadas de 20-30 cm, entre los sistemas la agricultura empresarial destacó con 7,4 ppm de P mientras el sistema más pobre fue la agricultura familiar con 3,12 ppm. En la extracción de P-$NaHCO_3$, solo hubo diferencias entre profundidades, las mayores concentraciones fueron encontradas en la camada de 0-5 cm; P-$NaHCO_3$ total con 28,14 ppm disminuyendo hasta 11,85 ppm en la camada de 20-30 cm y P-$NaHCO_3$ inorgánico con 4,76 ppm disminuyendo hasta 0,75 ppm, el P-$NaHCO_3$ orgánico no mostro diferencias significativas. La fracción de P extraída con HCl 1 M presentó diferencias significativas en función de la profundidad, con una disminución progresiva de los contenidos desde la capa superficial 0–5 cm con 6,75 ppm hacia 20–30 cm con 1,75 ppm. En contraste, no se detectaron diferencias significativas entre los usos de la tierra, indicando una distribución relativamente homogénea de esta fracción cálcica entre sistemas. En las fracciones NaOH 0,1 M y NaOH 0,5 M, el P inorgánico y orgánico en NaOH 0,1 M demostraron diferencias significativas entre los usos de la tierra, así como el P residual y el P total, donde hubo diferencias entre sistemas siendo los valores más altos para los sistemas de plantaciones eucaliptales, pasturas, agricultura empresarial con 387 ppm, 310 ppm, 268 ppm de P respectivamente en residual, en P total siendo agricultura empresarial mayor a pastura, independientemente de la profundidad. Las fracciones más lábiles respondieron principalmente a gradientes verticales, mientras que las fracciones más estables reflejaron el efecto del manejo. Esto sugiere que los sistemas productivos influyen en la redistribución y acumulación de P, con implicancias directas para su disponibilidad y manejo sostenible.

PALABRAS CLAVE: Fraccionamiento de fósforo, profundidad, uso de la tierra.

ESTRATEGIAS DE SUPRESIÓN EN VICIA CON DESTINO A MAIZ TEMPRANO

Eclesia, R. P.[1*], Maltese, N.[2], Safenraiter, D.[3], Barolin, F.[4], Melchiori, R. J.[1]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Paraná; [2] Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, INIA La Estanzuela, Uruguay; [3] El Hinojo S.A.; [4] Asesor; * Ruta Provincial 11, km 12,5 (3101) Oro Verde, Prov. de Entre Ríos, eclesia.roxana@inta.gob.ar

RESUMEN: Uno de los principales aportes esperables de la *Vicia villosa* como cultivo de servicio (CS) es la fijación y liberación de nitrógeno (N) en secuencias que incluyen maíz (*Zea mays* L.). No obstante, cuando el maíz es de siembra temprana, el corto período entre la supresión del CS y la siembra plantea desafíos en términos de sincronía entre oferta y demanda de N. El objetivo de este estudio fue evaluar si el retraso en la supresión de vicia favorece el aporte de N en dos momentos de siembra de maíz. Durante la campaña 2022/23, se instaló un experimento en la EEA Paraná del INTA que combinó tratamientos de momentos de supresión de vicia y fechas de siembra de maíz: 1) Supresión temprana (SuTe)+siembra temprana (SiTe), 2) Supresión temprana (SuTe)+retraso de siembra (ReS), 3) Supresión tardía (SuTa)+retraso de siembra (ReS), 4) Supresión tardía (SuTa)+Siembra temprana (SiTa) y 5) Barbecho (B)+siembra temprana (SiTe). Donde la fecha de SuTe fue el 19/08 y la de SuTa el 6/09 para T4 y el 12/09 para T3. La fecha de SiTe fue el 08/09 y la de ReS el 26/09. Se realizaron muestreos de la biomasa de vicia a la supresión y se analizó su concentración de N. Además, se realizaron análisis de nitratos (NO_3^-) en el suelo en diferentes momentos (siembra, V_9, R_1 y R_6). Simultáneamente, se midió la humedad de suelo (HS) hasta 1m, se estimó la biomasa de maíz y el N acumulado en la biomasa alrededor de R_1 (R_1±15 días). La producción de biomasa de vicia se diferenció significativamente para las tres fechas de supresión, siendo de 2214, 4705, y 6286 kg MS/ha, y el N contenido en la biomasa fue de 70,9, 149,8, y 201 kg/ha, para la primer, segunda y tercera fecha, respectivamente. Los N-NO_3^- fueron bajos durante casi todo el ciclo del maíz y se diferenciaron entre tratamientos solo al momento de la siembra. Para SiTe, los N-NO_3^- estuvieron en el orden de 26, 20, y 14 kg/ha para B, SuTe y SuTa, respectivamente, mientras que, para ReS, los N-NO_3^- fueron de 22 y 12 kg/ha para la SuTe y SuTa, respectivamente. En R6, la biomasa de maíz fue 40% superior en SuTe respecto a SuTa, pero solo en los tratamientos de ReS. No se observaron diferencias entre tratamientos para el N acumulado en biomasa de maíz. Hubo diferencias de HS, pero solo al momento de la supresión (32 mm a favor de B). Los rendimientos promedios fueron muy bajos debido a las escasas lluvias, siendo en promedio de 4436 kg/ha y de 3180 kg/ha para las SiTe y ReS, respectivamente. Solo se diferenciaron entre tratamientos para las SiTe, sin fertilización nitrogenada, siendo mayor en B (1500 kg/ha más que en vicia). Las diferencias en rendimiento solo en los testigos pudieron haber estado asociadas a una limitación de N en los tratamientos con vicia. Las escasas lluvias durante el ciclo del maíz (236 mm) pudieron haber afectado la mineralización de N, limitando una potencial expresión en los tratamientos.

PALABRAS CLAVE: cultivo de servicio, secuencias agrícolas, nitrógeno.

EFICIENCIA EN EL USO DEL NITRÓGENO EN MAÍZ SEGÚN MOMENTO DE FERTILIZACIÓN

Esposito, G. P.[1, 2*], Cerliani, C.[1, 2], Martínez Bologna, G.[1], Martínez, F.[1]

[1] Facultad de Agronomía y Veterinaria; Universidad Nacional de Río Cuarto; [2] Instituto de Investigaciones Agrobiotecnológicas. [*] gesposito@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: El cultivo de maíz es muy sensible a la deficiencia nitrogenada y por lo tanto en la mayoría de los suelos de la región pampeana se requiere de fertilización. Un aspecto clave para la adecuada nutrición es acompañar la demanda del cultivo con la oferta total de nitrógeno (N) (suelo más fertilizante). Por este motivo, en regiones con posibilidad de lixiviación del N o bajo condiciones climáticas con potencial deficiencia hídrica, el atraso en la aplicación de N puede mejorar la eficiencia agronómica del nitrógeno (EAN). Además, los híbridos de uso actual tienen una demanda de N equilibrada entre las etapas vegetativas y reproductivas. Por ello, se propuso evaluar el efecto del momento de fertilización nitrogenada en maíz sobre la EAN. Se realizaron tres ensayos de fertilización nitrogenada en maíz, uno en la campaña 2020/21 y dos en la campaña 2024/25. Se evaluaron cuatro dosis de fertilización (0, 80, 160 y 240 kg N ha^{-1}) en combinación factorial con cuatro momentos de fertilización, a saber: siembra, V6, V12 y V6V12 (50% en V6 y 50% en V12), 16 tratamientos en total. En cada experimento se utilizó un diseño en bloques completos aleatorios con tres repeticiones espaciales por tratamiento. Al momento de la cosecha se procedió a recolectar la totalidad de la parcela con máquina cosechadora para determinar el rendimiento (ajustado al 14,5% de humedad). Con los datos de rendimiento se ajustó un modelo polinómico de segundo orden para modelar la respuesta del rendimiento a la dosis de N para cada momento de aplicación y a partir de este modelo se estimó la dosis óptima agronómica (DOAN), el rendimiento a la DOA (RtoDOA) y la EAN como el diferencial de rendimiento entre RtoDOA y el testigo por la DOAN. Finalmente, estos datos se analizaron considerando a cada ensayo como una repetición. Los resultados encontrados indicaron que la DOAN siguió el orden Siembra > V12 > V6 = V6V12, siendo de 230, 184, 165 y 153 kg N ha^{-1}, respectivamente, el RtoDOA no fue afectado estadísticamente por el momento de fertilización, por lo que la EAN resultó ser igual para V12, V6 y V6V12 y superior a siembra, siendo de 22.45, 22.14, 21.24 y 12.13 kg de grano por kg N, respectivamente. Estos resultados permiten interpretar que la fertilización a la siembra fue un 45% inferior al promedio de los otros momentos (no diferentes entre sí) como consecuencia de necesitar una DOAN 37% superior al promedio de las restantes dosis de N. Probablemente, las pérdidas de N post siembra y la mejor sincronización entre oferta y demanda de N expliquen la menor EAN aplicado de siembra. Finalmente, se concluye que la fertilización nitrogenada al momento de la siembra requiere una mayor dosis para sostener el mismo rendimiento que aplicaciones tardías y con menor EAN.

PALABRAS CLAVE: Refertilización, Eficiencia, Rendimiento.

1548

APLICACIONES DIVIDIDAS DE NITRÓGENO EN MAÍZ AUMENTAN SU EFICIENCIA AGRONÓMICA

Mendoza, L.[1], Esposito, G.[1, 2*], Cerliani, C.[1, 2], Martínez Bologna, G.[1], Martínez, F.[1]

[1] Facultad de Agronomía y Veterinaria; Universidad Nacional de Río Cuarto; [2] Instituto de Investigaciones Agrobiotecnológicas. [*]gesposito@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: Un manejo sostenible de la producción agrícola requiere ajustar la dosis correcta con la fuente, momento y localización correcta, conocida como las 4C's. En las condiciones ambientales del Sur de Córdoba, se recomienda retrasar la fertilización hasta V6 para mejorar la eficiencia agronómica del nitrógeno (EAN). No obstante, la ocurrencia de lluvias entre V6 y V13 (inicio del período crítico del maíz) es errática y depende de las condiciones hídricas de cada campaña, lo cual dificulta ajustar la dosis correcta. Por ello, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la combinación de nitrógeno aplicado en V6 y nitrógeno foliar aplicado en V10 en maíces tardíos para la región sur de Córdoba. El experimento se realizó en cercanías a la localidad de Alcira Gigena (Córdoba) sembrado el 22/11/2024, con el híbrido SPS 2795 TD/TG CL, a densidad de 66000 p ha^{-1}. Se utilizó un diseño en franjas de 500 m de longitud, evaluando 4 dosis de N en V6: 0, 100, 200 y 300 kg N ha^{-1}, usando como fuente urea protegida, en combinación con 0, 15 y 30 litros por hectárea pulverizados en V10 usando nitrógeno foliar (18 % de N). Las parcelas fueron cosechadas con cosechadora con monitor de rendimiento y geolocalización mediante GPS. El mapa de rendimiento fue procesado con la eliminación de datos fuera de rango usando el índice de Moran y el intervalo intercuantil. Con los datos de rendimiento se ajustó un modelo de regresión polinomial de segundo orden con interacción entre la dosis N en V6 y la de Nitroplus 18 en V10. $Y=\beta 0+\beta 1NV6+\beta 2NV10+\beta 3NV6^2+\beta 4NV10^2+\beta 5NV6NV10+\epsilon$, siendo $\beta 0$, $\beta 1$, $\beta 2$, $\beta 3$, $\beta 4$ y $\beta 5$ los parámetros del modelo y ϵ, el término de error de estimación. El modelo fue estimado mediante econometría espacial donde el término de error de la forma $\varepsilon = \lambda W\varepsilon + u$, donde λ es un coeficiente auto regresivo real, W es una matriz estandarizada de contigüidad espacial y u es un vector aleatorio de dimensión $n \times 1$ con distribución centrada en cero, varianza constante, e independientes. Luego de la obtención de los parámetros del modelo se procedió a la optimización de la función de producción a los efectos de obtener la dosis de N en V6 en combinación con la de V10 que maximizaron el retorno económico al N (0,164; 0,8 y 3,75 USD kg^{-1}, para el maíz, la urea protegida y el nitrógeno foliar, respectivamente). Los parámetros B1 y B5 fueron significativos (p <0,10), es decir que la combinación de dosis, fuente y momento resultaron estadísticamente significativas. La utilización de urea protegida a 71 kg N ha^{-1} en combinación con 30 litros ha^{-1} de nitrógeno foliar, maximizó el retorno a los fertilizantes permitiendo alcanzar 11116 kg ha^{-1} con una EAN de 34,48 kg grano por kg N. Para obtener el mismo resultado con el uso de N en V6 solamente, serían necesarios 147 kg N ha^{-1} con una EAN de 17,94 kg grano por kg N, ello implica una mejora de la EAN del 92 % al fertilizar con menos N manteniendo el rendimiento del maíz.

PALABRAS CLAVE: Refertilización, Retorno al N, Rendimiento.

FACTORES DETERMINANTES DE LA DISMINUCIÓN DE ZINC EN SUELOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Eyherabide, M.[1, 2*], Wyngaard, N.[2, 3], Larrea, G.[4], Angelini, H.[1], Crespo, C.[2], Barbieri, P.[1,3], Reussi Calvo, N. I.[2, 3], Sainz Rozas, H. R.[1, 2, 3]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Balcarce, Buenos Aires, Argentina; [2] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Buenos Aires, Argentina; [3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Balcarce, Buenos Aires, Argentina; [4] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Cuenca del Salado, Rauch, Buenos Aires, Argentina. *eyherabide.mercedes@inta.gob.ar

RESUMEN: Los suelos de la Región Pampeana Argentina (RP) presentaban alta fertilidad en condiciones prístinas. Sin embargo, la intensificación agrícola, el aumento de los rendimientos y la escasa fertilización redujeron el contenido de zinc (Zn) extractable entre un 65% y 74%. Dado el rol esencial del Zn en la nutrición humana sumado a que, la región concentra cerca del 90% de las exportaciones de granos del país, resulta fundamental evaluar el nivel de Zn extractable en el suelo y su relación con variables edáficas, ambientales y productivas para prevenir futuras deficiencias de este nutriente en el grano y en el suelo. Los objetivos fueron relevar el Zn extractable con ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA) (Zn-DTPA) en suelos prístinos en comparación con suelos cultivados, estimar la tasa anual de disminución de Zn (dZn-DTPA) e identificar los factores edáficos, climáticos y productivos que determinan dicha tasa. Se tomaron muestras apareadas de suelo (n=466) (0–20 cm) en sitios prístinos en 2011 y en campos agrícolas en 2011 y 2018. Se determinó el contenido de Zn-DTPA junto con variables edafoclimáticas [pH, materia orgánica (MO), fósforo disponible (P-bray), capacidad de intercambio catiónico (CIC), contenido de arcilla (Ar), precipitaciones (Pp) y temperatura (Temp)] y productivas como rendimiento (Rto) y contenido Zn exportado por los granos (Zn_{ex}) para los cultivos de maíz, girasol, trigo, cebada y soja. La concentración de Zn-DTPA disminuyó como consecuencia de la actividad agrícola. Los suelos prístinos presentaron un valor promedio de 5,4 mg kg^{-1}, mientras que en los suelos agrícolas 2011 y 2018 fueron de 1,8 y 0,9 mg kg^{-1}, respectivamente. El Zn_{ex} promedio entre 2011 y 2018 fue de 1,5 kg Zn ha^{-1}, lo que equivale a una exportación total estimada de 44285 toneladas de Zn para la RP. Esto pone en evidencia la magnitud del flujo de salida de este micronutriente del sistema productivo. La dZn-DTPA fue de 0,13 mg Zn kg^{-1} $año^{-1}$. Los principales factores que explicaron la disminución fueron el Zn_{ex}, Temp y Ar [dZn-DTPA = 1,14 - 0,84Zn_{ex} – 0,003Ar + 0,07Temp (r^2= 0,51; p < 0,0001)], siendo el Zn_{ex} (r^2= 42) la principal variable explicativa. Por otra parte, el modelo indica que la dZn-DTPA es menor cuando mayor es el contenido de arcilla. El efecto de la Temp sobre la dZn-DTPA podría ser indirecto a través de un mayor rendimiento y exportación de Zn en grano. Los resultados de este trabajo sugieren que la reposición del Zn exportado es la práctica de manejo más importante para sostener y/o incrementar el rendimiento de los cultivos, mejorar la calidad nutricional de los granos, y evitar el agotamiento de Zn en el suelo.

PALABRAS CLAVE: Disponible, Extracción, Disminución.

1550

ECUACIONES PREDICTIVAS PARA ESTIMAR EL CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS CON DISTINTAS TEXTURAS

Eyherabide, M.[1, 2*], Wyngaard, N.[2, 3], Barbieri, P.[1, 3], Crespo, C.[2, 3], Sainz Rozas, H.[1, 2, 3]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Balcarce, Buenos Aires, Argentina; [2] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Buenos Aires, Argentina; [3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. *eyherabide.mercedes@inta.gob.ar

RESUMEN: El carbono orgánico del suelo (COS) puede cuantificarse directamente por el método de combustión seca (Dumas). Además, puede estimarse utilizadando factores de conversión (FC) a partir del carbono fácilmente oxidable (CFO) determinado por métodos de oxidación húmeda (WB) o desde la materia orgánica (MO) determinada por calcinación. La heterogeneidad de los suelos de la región pampeana Argentina plantea la necesidad de evaluar, si los FC son similares en suelos de textura contrastante. Los objetivos fueron: 1- Evaluar la combinación óptima de temperatura (360°C o 430°C) y tiempo (2, 4 o 6 h) para cuantificar MO por calcinación, y 2- Verificar si las relaciones y factores de conversión entre CFO y COS y entre MO y COS son similares para suelos con diferente textura. A muestras de suelo (0-20 cm, n=174), con concentraciones variables de C (0,60 a 6,45 g $100g^{-1}$), libres de carbonato y de distintas clases texturales (Z_1=franco arcillo limosa, Z_2=franco limosa, Z_3=franco arenosa, Z_4=franca); se les determinó CFO (WB), COS (Dumas) y MO por calcinación. El tiempo de calcinación no afectó significativamente el contenido de MO, pero sí la temperatura. Se sugiere 2 h como tiempo adecuado de calcinación. A 360°C-2h se observó un mejor ajuste y precisión que a 430°C-2h. El incremento de temperatura a 430°C-2h aumentó el contenido de MO en un 23% respecto de 360°C-2h, posiblemente como consecuencia de la pérdida de agua estructural de las arcillas. Se determinó una estrecha relación entre el CFO y COS (COS= -0,03 + 1,35 CFO; r^2= 0,99) para Z_1, Z_2 y Z_4. En promedio se oxidó el 74% del COS; mientras que para la Z_3 (COS= 0,02 + 1,30 CFO, r^2= 0,99) fue del 77%. El FC de CFO a COS de la Z_3 (1,30) no difirió significativamente del valor de 1,32 propuesto por Walkley and Black. Se observó una alta relación entre MO y COS en todas las zonas. Z_2 y Z_4 pudieron agruparse (COS = -0,19 + 0,60 MO; r^2= 0,99), diferenciándose de Z_3 (COS= -0,026 + 0,55 MO; r^2= 0,97) y de la Z_1 (COS= -0,50 + 0,67 MO, r^2= 0,98). El contenido promedio de C de la MO para Z_2 y Z_4 fue de 60%, y de 67% y 55% para la Z_1 y Z_3, respectivamente. La pendiente Z_3 no difirió significativamente del FC de 1,724 propuesto por Van Bemmelen (58% de la MO es COS). La relación entre el contenido de COS y la MO en las distintas zonas podría explicarse por las diferencias en el contenido de arcilla de los suelos (COS/MO= 0,50 + 0,0021 $arcilla_{\%}$, r^2=0,32). Un mayor contenido de arcilla favorecería la estabilización y protección del COS asociado a la MO, lo que daría lugar a un menor FC que el propuesto por la bibliografía (1,724). Estos resultados indican que el método de calcinación es adecuado para estimar el COS cuando se aplican las curvas de regresión obtenidas, ya que los factores de conversión tradicionales tienden a sobrestimar el COS, especialmente en suelos de textura fina.

PALABRAS CLAVE: Walkley - Black, Calcinación, Dumas.

APLICAÇÃO SUPERFICIAL E INCORPORADA DE CALCÁRIO EM OXISOL SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO NO PARAGUAI

Ferreira, A.[1, 3], Tiecher, T.[1, 3], Rasche, J.[2, 3], Fatecha, D.[2, 3], Candia-Díaz, A. B.[1, 3*]

[1] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Porto Alegre, Brasil; [2] Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias. San Lorenzo, Paraguay; [3] Grupo de Investigación de Manejo de Suelo y Agua (GI-MSA). San Lorenzo, Paraguay, *Ruta 2, km 17, (110208) Capiatá, Departamento Central, Paraguay, anacandia09@gmail.com

RESUMO: Os efeitos da aplicação superficial e incorporada de calcário sobre a acidez, distribuição de nutrientes no perfil do solo e a produtividade das culturas, em Oxisols sob sistema plantio direto, ainda não estão completamente esclarecidos. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos da aplicação superficial e incorporada de calcário sobre a acidez do solo, a distribuição de nutrientes no perfil e seus reflexos na produtividade das culturas sob plantio direto. O experimento foi conduzido entre maio de 2021 e janeiro de 2024, em área agrícola localizada no distrito de Nueva Esperanza, departamento de Canindeyú, Paraguai, onde predomina um solo classificado como *Rhodic Kandiudox*. Os tratamentos consistiram na aplicação de calcário dolomítico (0 e 5,4 Mg ha^{-1}, PRNT 90%) e em duas formas de aplicação (superficial e incorporado), dispostos em parcelas subdivididas, com três repetições, em esquema fatorial 2 × 2, com quatro tratamentos, distribuídos em
1552 blocos. O fator principal foi a aplicação de calcário agrícola (com e sem calcário), enquanto o fator secundário correspondeu formas de aplicação (superficial e com incorporação). Nos tratamentos com incorporação, o calcário foi incorporado com grade até aproximadamente 20 cm de profundidade. Todas as parcelas receberam adubação fosfatada, potássica e gesso agrícola, com doses definidas a partir da análise de solo de 2021. No ano 2023 amostras de solo foram coletadas de forma estratificada, nas camadas de 0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–25, 25–30 e 30–40 cm, para avaliação dos atributos químicos. A aplicação superficial de calcário promoveu aumento do pH, do teor de Ca, da saturação por cátions (Ca+Mg+K), além de redução de H+Al, principalmente na camada de 0–5 cm. Em subsuperfície (5–25 cm), observaram-se incrementos de Ca, Mg e a saturação por cátions, bem como redução de H+Al e saturação por Al, independentemente das formas de aplicação. A disponibilidade de P (0–20 cm) e K (0–10 cm) foi favorecida pela calagem, com efeito mais pronunciado na superfície com calagem superficial e em subsuperfície quando o corretivo foi incorporado. Incrementos nos teores de S foram observados entre 10–30 cm em ambos os manejos. As estratégias de incorporação refletiram de forma diferenciada na produtividade das culturas avaliadas. Na soja 2022, nos tratamentos sem aplicação de calcário, a aplicação superficial apresentou maior produtividade (1,59 Mg ha^{-1}) em comparação a aplicação incorporada (1,27 Mg ha^{-1}). Com calagem, porém, não houve diferença entre formas de aplicação. No sorgo, o revolvimento do solo resultou em maior rendimento de grãos (de 4,34 para 5,02 Mg ha^{-1}), independentemente da calagem. A produtividade da soja em 2023 não foi influenciada pelos tratamentos. No milho, a incorporação do calcário resultou em maior produtividade em comparação à aplicação superficial com rendimentos 4,93 Mg ha^{-1} e 4,41 Mg ha^{-1}, respectivamente. Conclui-se que a calagem superficial é eficiente na correção da acidez nas camadas superficiais, enquanto a incorporação potencializa a melhoria química em subsuperfície, resultando em reflexos produtivos variáveis conforme a cultura e a safra avaliada.

PALAVRAS-CHAVE: Acidez do solo, produtividade das culturas, distribuição de nutrientes.

DINÁMICA DEL FÓSFORO EXTRACTABLE BAJO ROTACIONES AGRÍCOLAS CON CULTIVOS DE COBERTURA

Giannini, A. P.[1*], Restovich, S. B.[1], Andriulo, A. E.[1]

[1]INTA, EEA Pergamino; [*]Av Frondizi km 4,5 (ruta 32), CP 2700, Pergamino, Buenos Aires, giannini.anapaula@inta.gob.ar

RESUMEN: La sostenibilidad de los sistemas agrícolas actuales depende, en gran medida, de la conservación de la fertilidad química del suelo, particularmente del fósforo (P), nutriente frecuentemente limitante en la región pampeana. La simplificación de las rotaciones y la elevada extracción asociada al monocultivo de soja han generado interrogantes sobre la evolución temporal de este nutriente y el rol del manejo biológico en su ciclado. En este contexto, la inclusión de cultivos de cobertura surge como una estrategia potencial para modular la disponibilidad de P bajo esquemas de baja fertilización. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto acumulado luego de 10 años de la inclusión de cultivos de cobertura sobre el Pextractable (Pe) del suelo en dos rotaciones de cultivos. Se analizaron dos secuencias agrícolas: maíz–soja (M–S) y soja–soja (S–S). En cada rotación se evaluaron tres tratamientos: control sin cultivos de cobertura (C) y dos mezclas de cultivos de cobertura: avena+ nabo forrajero (CC1) y avena+ nabo forrajero+ vicia(CC2). A la siembra delos cultivos de cobertura y del maíz se aplicaron 6y 14 kg P ha^{-1} año, respectivamente. Se consideraron dos momentos de muestreo de suelo: previo a la instalación del ensayo (T0) y luego de diez años (T10). Se tomaron muestras compuestas a 0-20 cm de cada parcela y se determinó el Pe mediante colorimetría. En la rotación M–S, no hubo diferencias significativas a los 10 años con respecto al inicio ni entre tratamientos sobre el Pe, independientemente de la inclusión o no de cultivos de cobertura. Estos resultados sugieren una mayor estabilidad del Pe bajo la rotación M–S a lo largo del período analizado. En contraste, la rotación S–S mostró una respuesta diferencial. Se detectó interacción entre el tiempo y los tratamientos ($p \leq 0,028$), evidenciando que la evolución temporal del Pe estuvo condicionada por el manejo. Se observó una disminución del Pe luego de 10 años de monocultivo de soja. Esta reducción fue más marcada en C, mientras que los tratamientos CC1 y CC2, particularmente la mezcla que incluyó vicia, atenuaron la caída del Pe. Estos resultados amplían evidencias previas que demostraron el impacto positivo de los cultivos de cobertura sobre el Pe en secuencias de monocultivo de soja, mostrando que dichos efectos se sostienen en el largo plazo y se expresan aún bajo fertilización fosforada. En conclusión, la rotación M–S presentó mayor estabilidad del Pe luego de 10 años, mientras que la secuencia S–S evidenció una disminución significativa del nutriente, mitigada por el efecto acumulado de la inclusión de cultivos de cobertura, destacando el rol del ciclado biológico del P en la sostenibilidad de los sistemas agrícolas acompañado de bajos o moderados ingresos de fósforo mineral.

PALABRAS CLAVE: fósforo edáfico, fertilidad del suelo, cultivos de servicios.

LIMITACIÓN Y CO-LIMITACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO FRENTE A DIFERENTES ESCENARIOS DE FERTILIZACIÓN

Gnoatto Grigolatto, L. O.[1]*, Santa-María, G. E.[2], Dallurzo, H.[3], Rubio, G.[1, 4]

[1]INBA (UBA–CONICET), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina. [2]Instituto Tecnológico de Chascomús (INTECH, CONICET–UNSAM), Buenos Aires, Argentina. [3]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE, Corrientes, Argentina. [4] Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, UBA, Argentina. gnoatto@agro.uba.ar

RESUMEN: Las respuestas de las plantas al nitrógeno (N) y fósforo (P) suelen evaluarse en forma aislada, aunque en la práctica ambos nutrientes pueden co-limitar (ej. limitación simultánea por ambos elementos) el crecimiento. La mayoría de los estudios sobre el tema utiliza diseños 2×2, lo que limita la extrapolación de los resultados a gradientes continuos de disponibilidad. Mediante experimentos en condiciones controladas utilizando tomate como planta modelo, en este trabajo exploramos cómo varían los escenarios de limitación y co-limitación de N y P cuando se combinan múltiples dosis de ambos. Se establecieron gradientes independientes de N y de P para seleccionar dosis que generaran intensidades de estrés equivalentes en términos de biomasa. Con esas dosis se definió un diseño factorial 4×4 (N1–N4 × P1–P4) que abarcó desde deficiencia severa hasta nutrición optima. Las 16 combinaciones de este factorial se subdividieron en 36 factoriales 2×2, para interpretar los resultados en categorías de limitación simple, serial o co-limitación independiente o simultánea. Para analizar los datos, se introdujeron tres conceptos claves a tener en cuenta “dosis equivalentes” que es cuando se dan niveles de N y P con limitaciones de crecimiento similares (ej. N1 y P1; N4 y P4);” Tratamientos recíprocos” son combinaciones donde las dosis de N y P se invierten (ej. N3P2 y N2P3) y “Factoriales espejo” donde pares de factoriales representan combinaciones recíprocas (ej. factoriales 2x2 i) N1P2, N2P2; N1P3, N2P3 y ii) N2P1, N3P1; N2P2, N3P2). Como hallazgos principales se puede destacar la prevalencia de la limitación simple/serial, contrario a lo observado frecuentemente en el campo, el crecimiento estuvo restringido predominantemente por un solo nutriente (28 de 36 combinaciones 2x2), también mencionar que las condiciones para la co-limitación solo ocurrieron cuando las dosis iniciales de N y P eran equivalentes (ej. factoriales 2x2 con tratamiento base N1P1, N2P2, o N3P3). Se demostró que la equivalencia en las dosis de control es un requisito previo, pero no suficiente, para la co-limitación, especialmente en niveles de suministro extremadamente bajos (factoriales con base N1P1). Además, las respuestas en espejo validaron la hipótesis de que combinaciones factoriales con grados similares de limitación producen categorías de respuesta idénticas, independientemente de si el nutriente limitante es N o P. Este fenómeno se atribuye a la capacidad de la planta para ajustar sus eficiencias de utilización de nutrientes. Observando la relación N:P se encontró una correlación débil entre la relación interna N:P y la biomasa acumulada. Esto sugiere que las plantas pueden aclimatarse a una amplia gama de escenarios de suministro mediante cambios coordinados en la eficiencia, haciendo que la relación N:P no sea un indicador fiable del estado nutricional por sí solo. Nuestros hallazgos brindan apoyo experimental al marco teórico que propone que los escenarios de limitación simple y múltiple son facetas de un mismo proceso. La expresión de fenómenos de limitación por un solo nutriente o por dos nutrientes dependerá del grado de disponibilidad relativa de cada uno de ellos. La co-limitación se da cuando los niveles iniciales de ambos recursos son equivalentes.

PALABRAS CLAVE: co-limitación, nitrógeno, fósforo.

EFECTO DE UN BIOPREPARADO AGROECOLÓGICO EN EL RENDIMIENTO DE ESPINACA EN LA COMARCA ANDINA PATAGÓNICA

Guzmán, Y.[1*], Espósito, L.[2], Garis, G.[1]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEAf Esquel, Chubut, Argentina; [2]Universidad Nacional de Río Negro, Sede Andina - Subsede El Bolsón, El Bolsón, Río Negro, Argentina.
* guzman.yanina@inta.gob.ar

RESUMEN: La producción hortícola de la Comarca Andina del paralelo 42°, en la Patagonia argentina, se caracteriza por sistemas de manejo con bajo uso de insumos de síntesis química y creciente interés en alternativas de origen biológico. En este contexto, la biofertilización representa una estrategia potencial para mejorar la eficiencia en la nutrición de cultivos reduciendo la dependencia de productos de síntesis química. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de un biopreparado agroecológico a partir de insumos locales y un fertilizante orgánico comercial sobre el rendimiento del cultivo de espinaca (*Spinacia oleracea* L.) en condiciones controladas de invernáculo. El biopreparado se elaboró mediante fermentación anaeróbica controlada, utilizando un probiótico enriquecido con harina de hueso como fuente de calcio y fósforo, humus líquido a partir del fermento de bocashi (abono orgánico fermentado de origen japonés) y biolana obtenida mediante un proceso de hidrolisis controlada de la lana de oveja. El fertilizante comercial Fosfoactiv® estuvo compuesto por consorcios microbianos (hongos formadores de micorrizas, bacterias promotoras del crecimiento vegetal como *Rhizobium* y *Azospirillum*), además de fitohormonas y macro y micronutrientes. El ensayo se realizó en Lago Puelo, con un diseño en bloques completos al azar con tres tratamientos: (1) testigo con fertilización de base (BioOrganutsa), (2) fertilización de base más fertilizante orgánico comercial (Fosfoactiv)y (3) fertilización de base más biopreparado agroecológico. Se evaluó el rendimiento de la espinaca en kg m^{-2} en dos momentos de siembra: otoño y fin de invierno, con plantas de 30 cm de altura. En la siembra de otoño no se registraron diferencias significativas entre tratamientos, con rendimientos promedio cercanos a 3,30 kg m^{-2}. Sin embargo, en la siembra de fin de invierno se observaron diferencias ($p \leq 0,05$), alcanzando el tratamiento con biopreparado un rendimiento de 5,55 kg m^{-2}, superior al testigo (4,23 kg m^{-2}) y al tratamiento comercial (4,54 kg m^{-2}). Los resultados sugieren que la eficacia de la biofertilización podría estar condicionada por factores ambientales, particularmente la temperatura del suelo, que influyen en la mineralización y disponibilidad de nutrientes. La sincronización entre la aplicación del biopreparado y períodos de mayor actividad biológica resultó determinante para maximizar la respuesta productiva. Se concluye que los biopreparados agroecológicos constituyen una alternativa viable para optimizar la nutrición en sistemas hortícolas patagónicos, siendo necesario realizar más evaluaciones que permitan consolidar la información técnica para potenciar la adopción de estas prácticas en la región.

PALABRAS CLAVE: bioinsumo, producción hortícola, Chubut.

RESPUESTA DEL TOMATE A FUENTES ORGÁNICAS E INORGÁNICAS DE FÓSFORO EN SISTEMA SPLIT-ROOT

Ircañaupa, W.[1*], Gnoatto-Grigolatto, L. O.[1], Rubio, G.[1, 2]

[1]Instituto de Investigaciones en Biociencias Agrícolas y Ambientales (INBA-CONICET) Av. San Martin 4453 - 1417 - Buenos Aires – Argentina. [2]Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. *willian@agro.uba.ar

RESUMEN: El fósforo (P) es un nutriente esencial para los cultivos, aunque una proporción significativa del P del suelo se encuentra en formas orgánicas, principalmente como ácido fítico, cuya disponibilidad para las plantas es limitada y poco comprendida. Por ello se evaluó la capacidad del tomate (*Solanum lycopersicum* L.) para absorber y utilizar fuentes orgánicas e inorgánicas de fósforo mediante un sistema de raíces divididas (Split-root). El experimento se realizó bajo condiciones controladas (24-26 °C, 50-60 % de humedad relativa y fotoperíodo de 14:10 h luz: oscuridad). Plantas de tomate cv. Elpida F1 se establecieron en un sistema split-root, en dos macetas contiguas (500 cm³) permitiendo el desarrollo radicular en dos compartimentos independientes. En cada compartimento se aplicaron distintos niveles de fósforo (0, 15 y 30 mg P kg⁻¹ de suelo), utilizando el fósforo inorgánico (Pi, fosfato de potasio) y fósforo orgánico (Po, ácido fítico). El experimento tuvo cinco tratamientos con cuatro repeticiones: 0P-0P, 0P-30Pi, 0P-30Po, 15Pi-15Pi y 15Po-15Po, con una fertilización nitrogenada uniforme de 200 mg N kg⁻¹ de suelo. Las plantas crecieron durante 30 días en un suelo franco-limoso (11,5 ppm P- Bray I), acondicionado en una mezcla suelo: arena (50:50, p/p). Se evaluaron la biomasa y la concentración de P en brotes y raíces. La biomasa aérea y radicular fue significativamente afectada por los tratamientos de fósforo ($P < 0,0001$). El tratamiento sin P (0P-0P) presentó la menor biomasa aérea (1,12 g) y radicular (0,09 g). La aplicación localizada de Pi (0P-30Pi) incrementó la biomasa aérea en cinco veces respecto al testigo (6,14 g) y promovió mayor desarrollo radicular (0,60 g), alcanzando valores comparables a los del suministro homogéneo de Pi (15Pi-15Pi; 6,10 g de biomasa aérea y 0,53 g de biomasa radicular). En contraste, el Po mostró una respuesta intermedia pero consistente: los tratamientos 0P-30Po y 15Po-15Po incrementaron la biomasa aérea en tres veces respecto al testigo (3,86 y 2,88 g, respectivamente), con valores de biomasa radicular de 0,33 y 0,28 g. No se detectaron diferencias significativas de biomasa entre los compartimentos del sistema split-root dentro de un mismo tratamiento, lo que indica una integración funcional del sistema radicular. La concentración de P en brotes estuvo fuertemente influenciada por los tratamientos ($P < 0,0001$). Los mayores valores se observaron en tratamientos con Pi (3618 y 3330 mg P kg⁻¹ MS), mientras que los tratamientos con Po presentaron concentraciones menores (1973-2117 mg P kg⁻¹ MS). Un patrón similar se registró en raíces, con concentraciones más altas de Pi (2918-3470 mg P kg⁻¹ MS) que de Po (2070-2264 mg P kg⁻¹ MS). Se detectó únicamente diferencia significativa entre compartimentos del tratamiento 0P-30Po, lo que evidencia la absorción y utilización de fósforo orgánico por las plantas de tomate frente a la heterogeneidad espacial del P. En conjunto, los resultados indican que, si bien el fósforo inorgánico fue más eficiente, las plantas de tomate también fueron capaces de absorber y utilizar fósforo orgánico, contribuyendo al crecimiento y a la nutrición fosforada bajo condiciones de P heterogénea, homogénea y limitante.

PALABRAS CLAVE: nutrición vegetal, fósforo del suelo.

1556

EFECTO RESIDUAL DE EFLUENTES PORCINOS SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA Y EL FÓSFORO DEL SUELO

Kruger, M. V.[2], Nicollier, J. G.[2], Polenta, R.[2], Imhoff, S.[1, 2], Ghiberto, P. J.[1, 2*]

[1] Instituto de Ciencias Agropecuarias del Litoral (ICiAgro Litoral), Universidad Nacional del Litoral (UNL), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [2] Facultad de Ciencias Agrarias (FCA-UNL), Kreder 2805, CP: S3080HOF, Esperanza, Argentina. *pjghiber@fca.unl.edu.ar

RESUMEN: El fósforo (P) es un macronutriente esencial y por la degradación del suelo se redujo su "stock", tornándose limitante en vastas áreas de la región pampeana y extra pampeana. Los residuos pecuarios son una alternativa para reponerlo, pero no se conoce su efecto residual, cómo se comportan sus fracciones, y su relación con la materia orgánica (MO). El objetivo fue evaluar, cuatro años después de interrumpidas las aplicaciones de efluentes semilíquidos porcinos (SLP) al suelo, el efecto residual sobre el contenido y fraccionamiento de P y su relación con la MO. El estudio se realizó en El Trébol (Santa Fe, Argentina) en un Argiudol típico Los Cardos, de textura franco limosa en el horizonte A, desarrollado sobre loess pampeano, rico en P total. Entre 2014 y 2018 se aplicaron SLP por inyección en una rotación maíz 1ra–trigo/moha–trigo/maíz 2da. El ensayo se dispuso en tres bloques con cuatro tratamientos: testigo (T0) y dosis de SLP equivalentes al 50% (T1), 100% (T2) y 150% (T3) de la demanda de nitrógeno de cada cultivo a implantar. En 2018 se suspendió la aplicación de SLP y se continuó con una rotación similar. Cuatro años después, se determinaron las fracciones de P inorgánico (Pi) y P orgánico (Porg) mediante fraccionamiento de Hedley y contenido de MO en muestras tomadas a 0–5 y 5–20 cm. Los datos se analizaron mediante ANOVA (LSD 5%) y correlación de Pearson entre MO y fracciones de P. Las fracciones lábiles respondieron a las dosis aplicadas. El Pi lábil aumentó significativamente en ambas profundidades, con incrementos más marcados en 0–5 cm. El Porg lábil presentó un aumento lineal en la capa superficial y una respuesta más atenuada en 5–20 cm. En concordancia, el P total (PT) lábil aumentó progresivamente desde T0 hasta T3 en 0–5 cm, mientras que en 5–20 cm solo T3 se diferenció del T0, indicando acumulación superficial y movilidad vertical limitada. En la fracción moderadamente lábil, Pi y Porg también mostraron incrementos significativos, con mayores valores en T2 y T3, especialmente en superficie, aunque sin proporcionalidad estricta con la dosis. En la fracción no lábil, el Pi no presentó diferencias entre tratamientos. La partición de P evidenció que el aumento relativo del Porg superó al del Pi en las fracciones lábil y moderadamente lábil, principalmente en 0–5 cm. La MO se asoció positivamente con las fracciones lábiles y con el Pi moderadamente lábil y no lábil, y negativamente con el Porg y el PT moderadamente lábil. En conjunto, los resultados confirman un efecto residual de las aplicaciones prolongadas de SLP, con incremento y persistencia de formas orgánicas y lábiles de P en la capa superficial aún cuatro años después de suspendido el aporte. En conclusión, la aplicación continua de residuos pecuarios puede modificar la distribución del P en el suelo aún varios años después de suspendida, destacando la importancia de comprender la dinámica de las fracciones de P para una gestión sustentable de los nutrientes y la fertilidad suelo.

PALABRAS CLAVE: Residuos pecuarios, Fósforo, Materia orgánica.

RESIDUALIDAD DE FÓSFORO Y MATERIA ORGÁNICA EN SUELO CON APLICACIÓN BARRIDO DE CORRALES DE TAMBOS

Kruger, M. V.[2], Nicollier, J. G.[2], Polenta, R.[2], Imhoff, S.[1, 2], Ghiberto, P. J.[1, 2*]

[1] Instituto de Ciencias Agropecuarias del Litoral (ICiAgro Litoral), Universidad Nacional del Litoral (UNL), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [2] Facultad de Ciencias Agrarias (FCA-UNL), Kreder 2805, CP: S3080HOF, Esperanza, Argentina. *pjghiber@fca.unl.edu.ar

RESUMEN: El fósforo (P) es un macronutriente esencial y a causa de la degradación del suelo se redujo su "stock", tornándolo limitante en vastas áreas de la región pampeana y extrapampeana. Los residuos pecuarios constituyen una alternativa para reponerlo, pero se conoce poco sobre su efecto residual, el comportamiento de sus fracciones y su relación con la materia orgánica (MO). El objetivo fue evaluar, cuatro años después de interrumpidas las aplicaciones de residuos sólidos de barrido de corrales de tambos bovinos (BC), el efecto residual sobre el contenido y fraccionamiento de P y su asociación con la MO. El estudio se realizó en El Trébol (Santa Fe, Argentina) sobre un Argiudol típico Los Cardos, de textura franco limosa en el horizonte A, desarrollado sobre loess pampeano con alto contenido de P total (PT). Entre 2014 y 2018 se aplicaron BC en una rotación maíz de primera–trigo/moha–trigo/maíz de segunda. El ensayo fue en tres bloques con cuatro tratamientos: testigo (T0) y
1558 dosis de BC equivalentes al 50% (T1), 100% (T2) y 150% (T3) de la demanda de nitrógeno del cultivo a implantar. En 2018 se suspendieron las aplicaciones. Cuatro años después, se determinaron fracciones de P inorgánico (Pi) y orgánico (Porg) mediante fraccionamiento de Hedley y contenido de MO en muestras a 0–5 y 5–20 cm. Los datos se analizaron mediante ANOVA (LSD 5%) y correlación de Pearson. En la fracción lábil, el Pi presentó diferencias significativas en ambas profundidades, con incrementos proporcionales a la dosis aplicada: T0 registró los valores más bajos y T3 los más altos. El aumento fue mayor a 0–5 cm, mientras que en 5–20 cm se mantuvo el patrón con menor magnitud, evidenciando movilidad vertical limitada. Para el Porg no se observaron diferencias en 0–5 cm, pero sí en 5–20 cm. El PT aumentó significativamente en ambas profundidades, mostrando una respuesta consistente al incremento en la dosis de BC. En la fracción moderadamente lábil, el Pi aumentó progresivamente con la dosis en ambas profundidades. El Porg presentó diferencias solo en 0–5 cm, donde T2 y T3 mostraron los valores más elevados, mientras que en 5–20 cm no se registraron cambios significativos. El PT aumentó con la dosis en ambas profundidades. En la fracción no lábil, el Pi presentó diferencias significativas únicamente en 0–5 cm, con mayores contenidos en T2 y T3 respecto de T0 y T1, mientras que en 5–20 cm los valores fueron similares. La MO se asoció fuertemente con todas las fracciones lábiles de P y con el Pi moderadamente lábil y no lábil; presentó correlaciones negativas con el Porg y una relación moderada con el PT moderadamente lábil. En conjunto, las aplicaciones prolongadas de BC generaron un marcado efecto residual sobre el contenido y la distribución de las fracciones de P, principalmente en superficie, lo que refuerza la importancia de considerar la dinámica residual del P y su interacción con la MO en el manejo sustentable de suelos fertilizados con residuos pecuarios.

PALABRAS CLAVE: Residuos pecuarios, Fósforo, Calidad del suelo.

NÚCLEOS DE ENRIQUECIMIENTO EDÁFICO CON CARBÓN Y PACAS PARA LA PRODUCCIÓN DE PLÁTANO EN bs-T

Leiva Rojas, E. I.[1*], Valdés, A. C.[1], Ramírez Pisco, R.[2]

[1] Facultad Ciencias Agrarias; [2] Facultad de Ciencias Universidad Nacional de Colombia Sede Medellíin
* Carrera 65 # 59A-110 Medellín, eileiva@unal.edu.co

RESUMEN: La producción de plátano en Colombia es importante por su área (500.000 has), genera 1´5 millones de empleos al año, y de este cultivo viven unas 400.000 familias, además es un producto básico en la canasta familiar del país. De cada unidad productiva se pueden obtener 1.2 racimos por año. El plátano es una hierba gigante, por cada racimo obtenido se produce un pseudotallo y unas 36 a 40 hojas, así que la generación de residuos orgánicos es alta. Por otro lado, en la extracción de carbón también quedan residuos que pueden ser útiles en la agricultura. El plátano en la región cordobesa se enfrenta a sequías extremas que afectan la productividad. El objetivo de esta investigación fue comparar el efecto del método de núcleos de enriquecimiento edáfico NEED para la aplicación de materia orgánica (m.o.) y carbón y el de pacas biodigestoras (PB) con el crecimiento y desarrollo de plátano (Musa AAB cv. Hartón). El experimento se llevó a cabo en el municipio de Lorica, Córdoba coordenadas 9°14′22″N y 75°48′50″O, situado a 7 msnm, temperaturas de 23 °C a 33 °C. Se empleó un diseño completamente al azar con 4 tratamientos y 10 repeticiones. Semanalmente, se cuantificó: número de hijos, número de hojas, longitud y perímetro del pseudotallo; al momento de la cosecha se evaluó el área foliar, número y tamaño de frutos. Al inicio y final del experimento, se determinó densidad aparente, densidad real, porosidad, estabilidad de los agregados y curvas de retención de humedad. También se midió la respiración del suelo. El desarrollo de hijos inició primero y fue mayor con las pacas de materia orgánica, a las 13 semanas tenían 6 hijuelos; con NEEDs carbón y materia orgánica obtuvieron 4 y 5 hijuelos respectivamente. La mayor altura de los hijos se midió en las plantas de NEED carbón, y el incremento del perímetro de los hijuelos fue similar en pacas y NEEDs carbón: con 2,5 cm /semana, mientras que con NEEDs m.o. fue de 2,8 cm/semana. El número de hojas y área foliar fue mayor con NEEDs carbón (8 hojas), así como el número y tamaños de frutos (46 dedos todos grandes). Con NEED m.o 10 grandes, 25 medianos y 5 pequeños. En Pacas hubo 40 grandes y 7 medianos y en plantas sin tratamiento hubo 10 dedos pequeños y 30 medianos. En el suelo se halló que la densidad aparente disminuyó un 12% y la porosidad aumentó 5 y 6% con pacas y NEED m.o respectivamente, mientras que con NEED carbón la densidad aumentó 9%. y la porosidad disminuyó en 2%. La mayor retención de humedad fue en los NEEDs de carbón con valores hasta del 65% a bajas tensiones (0.1 y 0.3 bar) y mayor incremento en la respiración del suelo. El empleo de NEEDs con carbón en condiciones de bosque seco tropical (bs-T) se avisora como una alternativa efectiva agronómica y económicamente lo que se convierte en una estrategia sostenible.

PALABRAS CLAVE: tecnosoles, tecnooles, seguridad alimentaria.

CARBONILLA EN SUELOS CON PROPIEDADES VÉRTICAS PARA CRECIMIENTO DE PLÁNTULAS DE CAÑA DE AZÚCAR

Leiva Rojas, E. I.[1*], Valencia, A. F.[1], Ramírez Pisco, R.[2]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias; [2] Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín * Carrera 65 # 59A-110 eileiva@unal.edu.co

RESUMEN: La industria de la caña de azúcar en Colombia es fundamental para la economía del país; representa el 0.7% del PIB y está ubicada en el valle geográfico del río Cauca. En general los suelos de este valle son muy diversos, muy variable y de alto potencial productivo, sin embargo, algunas zonas tienen suelos con propiedades vérticas, con alto contenido de arcillas expansivas, presentan desafíos para resolver como la compactación, la falta de agregación, el mal drenaje y la ineficacia de la fertilización. Este estu mediante imágenesdio, realizado en la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, investigó sobre el uso de la carbonilla, que es un residuo de la extracción del carbón, como enmienda para mejorar las propiedades de estos suelos y el crecimiento de la caña de azúcar. Se realizaron tres experimentos, en el primero se probaron diferentes tamaños de partícula y dosis de carbonilla, con un total de 108 unidades experimentales para evaluar los cambios en el suelo, se realizaron 11 ciclos de humedecimiento cada 5 días y luego secado, se evaluó el desarrollo de arvenses y la dinámica del agrietamiento y fracturación del suelo mediante imágenes semanales. El segundo experimento se probaron tres tamaños de carbonilla, dos variedades de caña y una enmienda química, con 3 repeticiones para un total de 78 unidades experimentales. Se realizó la cosecha y se evaluaron las plantas de caña y COEL y agregación en el suelo después de cuatro meses. Y en el experimento tres se sembraron semillas de caña en contenedores plásticos con dos variedades de caña y se agregó dosis de carbonilla equivalentes a 0, 15, 30, 45 ton/ha. Los resultados en el primero, muestran que los ciclos de humedecimiento y secado hacen efecto a partir de la sexta semana, se observó que las mayores dosis de carbonilla disminuyen la emergencia de las arvenses y a corto plazo la agregación es incipiente y favorecida por los tamaños pequeños de la carbonilla (1-2 mm) . En el segundo experimento la aplicación de carbonilla y sulfato de calcio en plántulas de caña, incrementaron la biomasa de la raíz, el macollamiento y la agregación y estabilidad del suelo. Cuando la carbonilla es mediana (2-4 mm) la relación de crecimiento radical puede llegar a 1,5 veces. Con tamaños grandes (4-6 mm) de carbonilla la relación de crecimiento de la raíz se disminuye a 1,2 veces. La variedad CC 10-450 en el período de evaluación creció mucho menos, notablemente en raíz, respecto a la CC 93-7711, se confirma su menor tasa de crecimiento como lo ha reportado Cenicaña. Se muestra que a mayor tamaño de la carbonilla el crecimiento de la raíz es menor, tiende a mejorar cuando se aplica el sulfato de calcio. En el tercer experimento se confirma que esta enmienda mejora la estabilidad y retención de humedad del suelo, favoreciendo el crecimiento de la caña. Se muestra que a mayor tamaño de la carbonilla el crecimiento de la raíz es menor, tiende a mejorar cuando se aplica el sulfato de calcio.

1560

PALABRAS CLAVE: tamaño de partícula, sulfato de calcio, agregación y estabilidad del suelo.

USO AGRONÓMICO DE ESTIÉRCOL BOVINO COMPOSTADO DE FEEDLOT EN CEBADA

Massigoge, J.[1*], Alcetagaray, M.[1], Barraco, M.[2]

[1] Chacra Experimental Integrada Barrow (MDA-INTA), [2] EEA INTA General Villegas; * Ruta Nac Nº3, km 487,5 , Tres Arroyos, Prov. de Buenos Aires, massigoge.jose@inta.gob.ar

RESUMEN: La reutilización agronómica de residuos orgánicos provenientes de sistemas intensivos de producción animal constituye una alternativa para aportar nutrientes al suelo y mejorar la sustentabilidad. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación superficial de compost de estiércol bovino de feedlot sobre el rendimiento y algunos atributos de calidad del grano de cebada, en un suelo Paleudol petrocálcico del sudoeste bonaerense. El ensayo se realizó en el establecimiento “El Tordillo” (38°36´21,78” S; 60°56´38,50” O), cercano a Aparicio, partido de Coronel Dorrego (Buenos Aires). Se utilizó un diseño en franjas con tres repeticiones y unidades experimentales de 7600 m², y se hicieron dos tratamientos: 0 y 20 tn ha^{-1} de compost. El compost se aplicó al voleo el 6/6/25 y la siembra de cebada (variedas. Montoya) se efectuó en siembra directa el 15/6/25 con 90 kg ha^{-1} de semilla y 75 kg ha^{-1} de fertilizante (N 7%, P_2O_5 38%, S 5%, Zn 0,8%). Ambos tratamientos recibieron igual fertilización nitrogenada inorgánica: 70 kg ha^{-1} de urea (0-46-0) en presiembra y 60 kg ha^{-1} de UAN (32-0-0) a fin de macollaje. La composición del compost fue: humedad 17%; pH 6,1; CE 3,38 dS m^{-1}; Na 1205,2 mg kg^{-1}; Carbono orgánico total 55,3 g kg^{-1}; Nt 6,1 g kg^{-1}; Pt 1351 mg kg^{-1}; S 1590,6 mg kg^{-1} y Zn 111,4 mg kg^{-1}. En función de estos valores, la dosis de 20 tn ha^{-1} aportó: 101 kg N ha^{-1}; 22,4 kg P ha^{-1}; 26,4 kg S ha^{-1} y 1,85 kg Zinc ha^{-1}. El análisis de suelo previo (0–20 cm) mostró: pH 7,9; CE 0,57 dS m^{-1}; PSI 1,0; Materia Orgánica 23,9 g kg^{-1}; P extractable 25,5 mg kg^{-1}; $N\text{-}NO_3$ 13,2 mg kg^{-1}; N anaeróbico 23,8 mg kg^{-1}; $S\text{-}SO_4$ 13,9 mg kg^{-1} y Zn 0,74 mg kg^{-1}. Las precipitaciones acumuladas desde la aplicación del compost hasta madurez fisiológica del cultivo totalizaron 435 mm. El ensayo se cosechó el 16/12/25. El testigo rindió 3658 kg ha^{-1} mientras que el tratamiento con 20 ton ha^{-1} de compost 4057 kg ha^{-1}, con una diferencia estadísticamente significativa ($p<0,05$). En cuanto al calibre (grano retenido sobre zaranda de 2,5 mm) el testigo alcanzó 49% y el tratamiento con compost 66%, diferencia significativa estadísticamente ($p<0,05$), aunque sin alcanzar a un tamaño de calidad cervecera. El contenido de proteína fue en promedio de 9,5%, sin mostrar diferencias entre tratamientos. Se concluye que la aplicación de 20 tn ha^{-1} de compost de estiércol bovino, incrementó el rendimiento y mejoró el calibre del grano del cultivo de cebada, aún aplicado inmediatamente antes de la siembra y en forma superficial. En campañas futuras se continuará el ensayo para evaluar posibles respuestas residuales en los cultivos sucesores y el impacto del compost sobre las variables edáficas.

PALABRAS CLAVE: enmienda orgánica, compost de estiércol bovino, cebada.

EVALUACIÓN DE LARGO PLAZO DE LA EFICIENCIA DE USO DE NITRÓGENO EN SECUENCIAS DE CULTIVOS

Modon, G.[1, 2*], Novelli, L.[1, 2, 3]

[1] FCA-UNER; [2] CONICET; [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Paraná, Departamento de Producción. * guillermo.modon@uner.edu.ar

RESUMEN: Incrementar la eficiencia de uso de nitrógeno (EUN) es clave para mejorar la producción agrícola y reducir impactos ambientales en sistemas extensivos de la región pampeana. El objetivo fue analizar, en distintas secuencias y niveles de fertilización, tres aproximaciones de EUN: a nivel de cultivo (EUNcult.), suelo (EUNsuelo) y sistema (EUNs), junto con su variabilidad interanual a lo largo de diferentes campañas agrícolas. Se utilizaron datos simulados con APSIM Next Generation, previamente calibrado y evaluado con información de un experimento de larga duración en la EEA Paraná (INTA), Entre Ríos, Argentina. Se analizaron tres secuencias de cultivos contrastantes, en cuanto a nivel intensificación y duración: i) Trigo/Soja-Maiz (T/S-M), ii) Trigo/Soja-Arveja/Maiz-Soja (T/S-A/M-S) y iii) Maíz-Arveja/Maiz-Soja-Trigo/Soja-Maiz-Soja (M-A/M-S-T/S-M-S) bajo tres niveles de fertilización nitrogenada (60 kg N ha^{-1}, 120 kg N ha^{-1} y 180 kg N ha^{-1}). Las simulaciones se realizaron considerando un suelo Argiudol ácuico de la Serie Tezanos Pinto, de Entre Ríos, para un período de 30 años. La EUNcult. se estimó como la relación entre el N exportado en grano y las entradas de N al sistema (fertilizante + fijación biológica). La EUNsuelo se calculó considerando las pérdidas de N del sistema (N desnitrificado, emisiones de N_2O y NO_3^- lixiviado) en relación con las mismas entradas de N. Finalmente, la EUNs se calculó como el cociente entre la EUNcult y la EUNsuelo. Se analizaron los valores medios de las EUN y la variabilidad interanual, a través del coeficiente de variación (CV%). Los valores medios de EUNcult variaron entre 0.77 y 1.27, con máximos a 60 kg N ha^{-1} y mínimos a 180 kg N ha^{-1}. Un patrón similar se observó en EUNsuelo (0.87–1.40). En contraste, EUNs presentó un rango más acotado (0.84–0.92), con valores levemente superiores a 60 kg N ha^{-1} y menores a 180 kg N ha^{-1}. Para todas las secuencias evaluadas, la variabilidad interanual de la EUNcult estuvo entre el 5% y el 22%. La secuencia T/S-A/M-S fue la más variable bajo la dosis de fertilización más alta (180 kg N ha-1), alcanzando un CV del 22%, mientras que la secuencia M/A-M-S-T/S-M-S presentó una menor variación (9%) para igual nivel de N. En cuanto a la EUNsuelo, la secuencia M/A-M-S-T/S-M-S fue la más estable, con valores de variabilidad mínimos de entre 6% y 8%. Por el contrario, la secuencia T/S-M mostró una variabilidad intermedia (11-13%), siendo nuevamente la secuencia T/S-A/M-S la menos estable con registros de entre 12% y 20% a través de los distintos niveles de N. Finalmente, la EUNs presentó un comportamiento marcadamente estable, con coeficientes de variación de solo el 5%, 4% y 2% para las secuencias T/S-M, T/S-A/M-S y M/A-M-S-T/S-M-S, respectivamente. En conjunto, los resultados indican que la intensificación y diversificación de las secuencias permiten reducir la variabilidad interanual de los indicadores de eficiencia, contribuyendo a sistemas más productivos, estables y ambientalmente sustentables. El uso de modelos de simulación resultó una herramienta útil para analizar la EUN para diferentes secuencias de cultivos a largo plazo.

PALABRAS CLAVE: Modelos, Simulación, Sistemas.

1562

FERTILIZACIÓN QUÍMICA Y YESO AGRÍCOLA Y SU EFECTO EN YERBA MATE, DEPARTAMENTO DE GUAIRÁ, PARAGUAY

Rasche Alvarez, J. W.[1*], Ferreira Gomez, A.[2], Vazquez Nuñez, F.[1], Castillo Locio, J.[1], Vargas Centurion, S.[1]

[1] Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias, San Lorenzo, Paraguay; [2] Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Brasil. * jwrasche@agr.una.py

RESUMEN: La yerba mate es una planta nativa, perenne, altamente apreciada en Paraguay, Argentina, Brasil y Uruguay. No obstante, la creciente demanda plantea la necesidad de adoptar prácticas de manejo sostenible para garantizar la conservación de los suelos y la reposición de nutrientes extraídos durante la cosecha de hojas y ramas. Así, el objetivo de la investigación fue evaluar el efecto de la aplicación de fertilización química y de yeso agrícola en la yerba mate. El experimento se realizó el distrito de Paso Yobai, departamento del Guairá, Paraguay. El suelo predominante del área corresponde al subgrupo Rhodic Paleudult, con horizonte argílico. El yerbal tenía 14 años de edad, manejado tradicionalmente, sin histórico de fertilización antes de la implantación del experimento. Se instaló un experimento con diseño de bloques completamente al azar, con tres tratamientos: T1: (sin fertilización química y sin yeso agrícola), T2: fertilización química (120–90–90 kg ha^{-1} de N, P_2O_5, K_2O) y T3: fertilización química con aplicación de yeso agrícola (120–90–90 kg ha^{-1} de N, P_2O_5, K_2O + 2 t ha^{-1} de yeso agrícola), con seis repeticiones. Se determinó la producción de materia verde comercial y la concentración de N, P, K, Ca, Mg y S de hojas y ramas finas de la yerba mate. Los datos obtenidos fueron sometidos a ANOVA y cuando hubo respuesta significativa, se comparó las medias con Tukey al 5 % de probabilidad de error. En relación al rendimiento comercial no se halló diferencia significativa, la producción de hojas y ramas finas fue en T1: 6.809 kg ha^{-1}, T2: 8.773 kg ha^{-1} y T3: 9.174 kg ha^{-1}. En relación a la concentración de nutrientes en hojas y ramas finas, solamente se observó diferencia significativa de N en la hoja de T1: 19,9 mg kg^{-1} (b) con T2: 22,4 mg kg^{-1} (a), sin detectar diferencias con el T3: 21,3 mg kg^{-1} (ab). La concentración de P, K, Ca, Mg y S en la hoja fue: 5,6; 9,3; 6,7; 4,0; 0,6 mg kg^{-1} respectivamente, y de N, P, K, Ca, Mg y S en rama fina: 7,9; 3,3; 11,5; 9,1; 4,7; 0,3 mg kg^{-1} respectivamente. En el primer año de experimentación la aplicación de fertilizante y de yeso agrícola no afectó la producción de yerba mate y solo aumentó la concentración de N en la planta.

PALABRAS CLAVE: Azufre, Calcio, *Ilex paraguariensis*.

DEMANDA NUTRICIONAL E EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES EM HÍBRIDOS DE MILHO PARA SILAGEM

Romano, A. P. A. M.[1*], Fonseca, B. C.[1], Scárdua, G. D.[1], Mattiello, E. M.[1]

[1] Universidade Federal de Viçosa, MG – Brasil; * Avenida Peter Henry Rolfs, s/n - Campus Universitário, Departamento de Solos, Cep 36570-900, Viçosa/MG. ana.arlinda@ufv.br

RESUMO: O milho (*Zea mays* L.) é a principal cultura utilizada para produção de silagem, em função de sua elevada produtividade, estabilidade agronômica e valor nutricional, resultante da adequada proporção entre fração vegetativa e grãos. A adoção crescente de híbridos modernos, com maior potencial produtivo e diferentes respostas ao manejo, tem evidenciado a necessidade de atualização das recomendações de adubação, uma vez que muitos valores de referência disponíveis foram estabelecidos com cultivares antigas e em sistemas de cultivo distintos dos atuais. Em sistemas de produção de silagem, nos quais toda a parte aérea é removida, a exportação de nutrientes é intensificada, tornando essencial o conhecimento preciso das quantidades extraídas para subsidiar estratégias eficientes de adubação de reposição. O objetivo deste estudo foi quantificar a exportação de macro e micronutrientes por quatro híbridos de milho de uso comercial para silagem (BM 3069 PRO3, BM 3088 PRO4, NK FEROZ VIP3 e AG 7098 TRE), considerando cinco faixas de produtividade de matéria verde (30, 40, 50, 60 e 70 t ha^{-1}). O experimento foi conduzido em condições de campo na Zona da Mata Mineira, sob clima tropical de altitude. Amostras da parte aérea foram coletadas no estádio fenológico R5 e submetidas à determinação do teor de matéria seca, moagem, digestão e análise química para quantificação de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, B, Cu e Mn. A exportação de nutrientes foi estimada com base na produtividade de matéria seca, e os dados foram analisados por análise de variância, teste de Tukey ($p \leq 0,05$) e regressão. O teor médio de matéria seca foi de 35,17%, sem diferenças significativas entre híbridos dentro de cada faixa de produtividade. Observou-se aumento linear na exportação de todos os nutrientes com o incremento da produtividade, com exceção do Mn para o híbrido BM 3069, que apresentou comportamento distinto. De modo geral, não houve diferenças significativas entre híbridos para a maioria dos nutrientes, indicando que a produtividade exerce maior influência sobre a demanda nutricional do que o material genético utilizado. Entre os macronutrientes, nitrogênio e potássio apresentaram as maiores exportações. Os coeficientes lineares indicaram exportações médias de 3,67 kg ha^{-1} de N, 0,52 kg ha^{-1} de P e 2,79 kg ha^{-1} de K para cada tonelada adicional de silagem produzida no intervalo de 30 a 70 t ha^{-1}. Para Ca e Mg, também foram observadas relações lineares positivas, sem diferenças entre híbridos. O enxofre apresentou variação entre materiais genéticos. Entre os micronutrientes, o manganês foi o mais exportado, seguido por zinco, boro e cobre, todos positivamente relacionados à produtividade. Os resultados indicam que, em sistemas de produção de silagem, a produtividade é o principal fator determinante da exportação de nutrientes e, consequentemente, das recomendações de adubação. A similaridade entre híbridos modernos reforça que o manejo nutricional pode ser baseado na expectativa de rendimento, contribuindo para maior eficiência e sustentabilidade da produção de milho para silagem.

PALAVRAS CHAVE: Eficiência nutricional, Adubação de reposição, Produtividade.

1564

EFICIENCIA DE NITRÓGENO EN CAÑA DE AZÚCAR CON DOSIS VARIABLES POR AMBIENTES EN TUCUMÁN, ARGENTINA

Sopena, R. A.[1*], Martos, G. G.[1, 2], Bustos, L.[3], Gallac, M. M.[1], Sánchez, H. [1]

[1] INTA EEA Famailla; [2] CONICET; [3] GeoAgro *sopena.roberto@inta.gob.ar

RESUMEN: El nitrógeno (N) es esencial en la producción de caña de azúcar, especialmente en el inicio del cultivo debido a la baja mineralización inicial del suelo. En Tucumán, el requerimiento es de 1 k de N por tonelada de tallo a cosecha. No obstante, su eficiencia de captura es limitada y variable, ante la heterogeneidad espacial del suelo y las condiciones ambientales. El objetivo del estudio fue estimar la Eficiencia de Uso del Nitrógeno (EUN) en caña de azúcar, utilizando dosis variables en diferentes ambientes productivos intralote en dos campañas agrícolas. Mediante el índice histórico de NDVI, se delimitaron zonas de baja (BP) y alta (AP) productividad en Loma Verde (Leales, Tucumán). El sitio presenta suelos con influencia moderada de capa freática. Los análisis del Laboratorio de Suelos y Agua del INTA EEA Famailla indicaron para BP: 1,8 % materia orgánica, pH de 7,8 y drenaje impedido, en tanto que para AP: 2,2 % materia orgánica, pH de 6,5 y sin limitaciones de drenaje. La EUN, se define como: EUN= N extraído en los tallos de caña a cosecha / N inorgánico disponible, (N inicial antes de la fertilización + N de fertilizante). Las dosis de N se prescribieron con la plataforma GeoAgro y se aplicaron usando el controlador GreenStar™ junto al equipo cultivador Indujor™. La aplicación se realizó con un diseño en franjas de 1500 m^2, para cada dosis, en ambos ambientes (BP y AP). Las fechas de fertilización fueron: Año 1; 22/10/2023 y Año 2; 20/11/2024. La fuente de N utilizada fue urea y las dosis variables incorporadas como tratamientos, en el primer año, para BP y AP por igual, equivalen en kilos de N. ha^{-1} a; D1: 69,0; D2: 96,6 y D3: 124,2, siendo D2 el testigo comercial o dosis frecuente utilizada por el productor. En el segundo año, las dosis variables para BP equivalen en $N.ha^{-1}$ a; D1: 41,4; D2: 69,0 y D3: 96,6 mientras que para AP son; D1: 96,6; D2: 124,2; D3: 151,8, siendo los 96,6 k N.ha-1 la dosis testigo. En cuanto a los resultados observados, en el primer año, en BP los valores de EUN oscilan desde 33,8 a 55,4 %, en tanto que, para AP, las EUN varían desde 76,1 a 84,2 %. Respecto al segundo año, para BP, la EUN varía desde 48,5 a 57,7 %, mientras que en AP las EUN se ubican desde 64,9 a 70,7 %. Como tendencia en casi todos los cultivos, el incremento en las dosis de N reduce su capacidad de aprovechamiento. Esta respuesta es sensible a la calidad ambiental ya que ante sectores de BP la EUN es menor, exigiendo un ajuste más preciso de la dosis. En Tucumán, el uso de dosis variables se está implementando gradualmente y conocer la eficiencia en el uso del N por parte del cultivo de caña de azúcar es importante para una mejor reasignación del fertilizante, aprovechando la variabilidad intralote y de este modo garantizar mejores retornos productivos, económicos y con menor impacto ambiental.

PALABRAS CLAVE: Caña de azúcar, Sitio-especifico, Dosis variable.

EVALUACIÓN DE USO AGRONÓMICO DE EFLUENTE PORCINO EN CULTIVO DE SOJA (CAMPAÑA 2024-2025)

Sosa, N.[1*], Mathier, D.[1], Bragachini, M.[1]

[1] INTA EEA Manfredi; * Ruta Nacional 9, km 636, (5988) Manfredi, Prov. de Córdoba. sosa.nicolas@inta.gob.ar.

RESUMEN: La producción porcina nacional tuvo un crecimiento en el período 2017 - 2024 del 41,7 %, pasando de producir 554.364 a 785.778 toneladas equivalente res. Este incremento de la producción se dio en un proceso de intensificación con la instalación de nuevas granjas, la ampliación de las existentes y fue acompañado por mayor uso de tecnologías de insumos y procesos, bienestar animal, genética, nutrición, sanidad, formación del personal, entre otros. Esta evolución no ha sido exclusiva de nuestro país, sino una tendencia generalizada en el mundo, acompañada a su vez, por un mayor interés por el ambiente asociado a las características de producción y al desarrollo sustentable. En este sentido, este modelo productivo conlleva a una gran generación de efluentes en menor superficie, que requiere adecuar los sistemas de tratamiento para garantizar su estabilización y reducir el impacto sobre el ambiente. Estos subproductos, utilizados bajo un plan de aplicación agronómico, pueden contribuir a mitigar las deficiencias de nutrientes en los suelos y mejorar el rendimiento de los cultivos ya que son fuente de nutrientes y materia orgánica para los cultivos. El objetivo general fue evaluar el efecto de la aplicación de efluente de cerdo estabilizado sobre el cultivo de soja y las propiedades químicas de suelo. El ensayo se realizó en un lote de producción en la Estancia Dos Ríos, localidad de Despeñaderos (Córdoba), sobre un suelo Argiustol típico que cuenta con 7 años previos de aplicación de efluentes. El efluente, previamente estabilizado en lagunas de tratamiento, se aplicó mediante un pivot central en 2 círculos contiguos. Los tratamientos evaluados fueron dos dosis de efluente porcino 12,5 y 25 mm/ha combinado con 80 kg/ha de superfosfato simple (E12,5+SPS y E25+SPS); 25; 37,5; 50; 62,5 mm/ha de efluente porcino (E25, E37,5, E50, E62,5) y un control absoluto (C). Se analizó el rendimiento de los cultivos y las variaciones en las propiedades químicas de suelo evaluadas antes de la siembra y después de la cosecha de los cultivos. Luego de 8 años de evaluación de uso agronómico de efluente porcino, se observa una respuesta positiva en las propiedades químicas del suelo entre los resultados del muestreo presiembra y poscosecha, asociado principalmente a las determinaciones ligadas a la fertilidad potencial del suelo (MO y Nt). Asimismo, se observó una mejora en los micronutrientes evaluados (Zn y Cu). Se observaron diferencias estadísticamente significativas de rendimiento entre T y el resto de los tratamientos evaluados. También se observaron diferencias de rendimiento entre E25 con E37,5 y E25 + SPS. No se observaron diferencias entre estos últimos dos tratamientos respecto a E12,5 + SPS, E 50 y E62,5. Tampoco se observaron diferencias entre estos tres últimos y E25. Se puede concluir que E37,5 es la dosis recomendable ya que genera mayor rendimiento sin utilizar fertilizante químico. Los resultados obtenidos demuestran el efecto positivo que genera el correcto uso agronómico de los efluentes porcinos en los sistemas productivos, además de los beneficios económicos en las empresas agropecuarias.

PALABRAS CLAVE: Uso agronómico, Efluente porcino, Suelo.

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE LANA OVINA COMO "BIOINSUMO" EN SUELOS HORTÍCOLAS: PRIMEROS AVANCES

Stazionati, M.[1*], Kloster, N.[1, 2], Cora Jofre, F.[3, 4], Savio, M.[3, 4], Fernández, R.[1, 2]

[1] Estación Experimental "Ing. Agr. Guillermo Covas" Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Ruta Nac. Nº5 km 580, Anguil, La Pampa; [2] Facultad de Agronomía – Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); [3] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam); [4] Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (CONICET- UNLPam). *stazionati.micaela@inta.gob.ar

RESUMEN: La acumulación de lana ovina como residuo pecuario sin valorización constituye un desafío ambiental creciente en regiones con producción extensiva. Este subproducto presenta un elevado contenido de nitrógeno, carbono, potasio y micronutrientes, lo que lo posiciona como un insumo potencial para estrategias de manejo sustentable del suelo. El presente estudio evalúa el efecto de la aplicación directa de lana cruda como cobertura en un suelo hortícola típico del Valle de Río Negro, en un período de 6 meses (octubre-marzo). Se recolectaron muestras de suelo a 20 cm de profundidad en parcelas con y sin cobertura lanera en ensayos hortícolas a campo, analizándose parámetros químicos relevantes, junto con el monitoreo de temperatura del suelo, temperatura ambiente, radiación solar, precipitaciones y emergencia de malezas. Los resultados evidenciaron un incremento sustancial de nitratos (de 224,8 a 1150,1 mg kg^{-1}), un aumento del nitrógeno total (de 0,19 % a 0,25 %) y un mayor contenido de materia orgánica (de 3,8 % a 4,3 %) en los suelos bajo cobertura de lana, sin variaciones significativas en el pH (7,7 vs. 7,6) ni en el fósforo extractable. En cuanto a la dinámica térmica, la temperatura promedio en seis meses (octubre a marzo) del suelo bajo la cobertura de lana fue de 32,3 °C (±1,3), mientras que en suelo desnudo fue de 36,8 °C (±1,3), lo que beneficia a varios procesos edáficos, como disminución de la erosión, disminución en la evaporación del agua en el suelo, beneficiando la eficiencia en el uso del agua y nutrientes por parte de los cultivos. La investigación continúa con la validación agronómica de esta tecnología en distintos tipos de suelo y bajo diversas condiciones agroecológicas pampeanas, sumando el análisis de otros nutrientes (boro, cobalto, cobre, manganeso, molibdeno, zinc, entre otros) en muestras de suelo antes y después de la aplicación de la lana ovina, con el objetivo de promover alternativas sostenibles, de bajo costo y basadas en recursos biológicos para la mejora de suelos y frutos en producciones familiares de almendras, olivos y hortícolas como cebolla y zapallo anco.

PALABRAS CLAVE: Residuos pecuarios, Fertilidad del suelo, Nitrógeno.

EFECTO DE *VICIA VILLOSA* EN APORTE DE NITRÓGENO AL SUELO Y RENDIMIENTO SOJA, BAJO SECANO

Tamiozzo, L.[1, 2]*, Villalba, L.[2], Muñoz, S.[1], Toledo, M.[1], Vicondo, M.[1], Foresto, E.[2], Canale, A.[3], Lardone, A.[3], Boccolini, M.[3]

[1] AER Río Cuarto, INTA; [2] Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC; [3] Asesor independiente, INTA,
* Mitre 656, (5800) Río Cuarto, Córdoba tamiozzo.laura@inta.gob.ar

RESUMEN: En esta práctica profesional se evaluó la factibilidad de utilizar *Vicia villosa* como cultivo antecesor de soja en sustitución del sistema tradicional (rastrojo de maíz con barbecho químico). Para ello, se cuantificó la producción de materia seca aérea (MSA) y su contenido de nitrógeno (N) en distintas fechas de secado para dos ambientes contrastantes, analizando cómo estas variables (junto con las condiciones ambientales) influyeron en la eficiencia de implantación y el rendimiento del cultivo sucesor de soja. El objetivo fue determinar no solo la capacidad de Vicia villosa para acumular biomasa, sino también su aporte de N al sistema y su efecto final sobre la productividad del grano, comparado con el antecesor convencional. Los resultados obtenidos para las condiciones del año 2022, en la zona de Rio Cuarto Córdoba en un período con precipitaciones por debajo de la media anual, evidenciaron una diferencia significativa en la producción de materia seca aérea entre las fechas de secado y entre los distintos ambientes. La producción fue mayor en el ambiente de bajo para ambas fechas de secado, y el secado realizado en octubre mostró una mayor producción en comparación con el de septiembre. Respecto al contenido de nitrógeno de la materia seca aérea (determinación de Proteína por Kjeldahl. Método AOAC 2001.11 con equivalencia a ISO 5983-2) la tendencia observada mostro que a mayor producción de materia seca aérea por hectárea mayor es el aporte de nitrógeno en kilogramos por hectárea, variando el porcentaje de nitrógeno total (Nt) entre 2,6 y 3,1 %, siendo el promedio de 2,85%. Por otro lado, podemos observar que la eficiencia de implantación fue más baja en todos los tratamientos correspondientes al ambiente de bajo respecto al de loma, y en ambos casos los mayores valores se presentaron en los testigos. En cuanto al rendimiento de soja como cultivo sucesor, se observó un rango de variación entre 2.949 kg/ha y 5.745 kg/ha. El menor rendimiento correspondió al tratamiento secado de septiembre en el ambiente de loma, mientras que el máximo se registró en el tratamiento secado de octubre en el ambiente de bajo. Los resultados indicaron que, en el ambiente de bajo, tanto el testigo como las dos fechas de secado evaluadas presentaron rendimientos superiores en comparación con el ambiente de loma. En este último, el tratamiento que mostró el mayor rendimiento fue el secado de septiembre. Estos hallazgos destacan la influencia de las condiciones de variabilidad intralote y el manejo agronómico en la productividad del cultivo de soja, lo cual resulta relevante para la toma de decisiones en sistemas de producción agrícola

PALABRAS CLAVE: Cultivo de servicio, vicia, Materia seca aérea.

DINÁMICA DEL AGUA EN EL SUELO EN CULTIVOS DE SERVICIO (*VICIA VILLOSA*) RÍO CUARTO -2022-2023

Tamiozzo, L.[1, 2*], Risma, L.[2], Muñoz, S.[1], Toledo, M.[1], Vicondo, M.[1], Mulko, J.[2], Canale, A.[3], Lardone, A.[3], Boccolini, M.[3]

[1] AER Río Cuarto, INTA; [2] Facultad de Agronomía y Veterinaria UNRC; [3] Asesor independiente, INTA,
* Mitre 656, (5800) Río Cuarto, Córdoba tamiozzo.laura@inta.gob.ar

RESUMEN La inclusión de cultivos de servicio (CS) en rotaciones agrícolas, busca generar mejoras en el suelo, como en el control de la erosión y/o control de malezas, uso del agua y otras, que contribuyan al mantenimiento o al aumento de los rendimientos de cultivos de interes económico. El objetivo de esta práctica fue evaluar la fecha óptima de secado del CS Vicia villosa como antecesor de soja, para mejorar los rendimientos respecto a un antecesor tradicional como rastrojo de maíz en barbecho químico, en ambientes contrastantes. Durante la campaña 2022-2023 se realizó un ensayo en un suelo Haplustol típico, con un diseño de parcelas subdivididas y dos repeticiones espaciales por tratamiento. Se evaluaron dos fechas de secado del CS (septiembre y octubre) y un testigo, en dos ambientes: loma y bajo. La dinámica del agua en el suelo se analizó mediante muestreos (0-160 cm) con barreno y determinación gravimétrica del agua útil. En la loma, el agua disponible inicial fue de 55 mm, aumentando 13 mm en septiembre y disminuyendo 19 mm en octubre. En el bajo, el agua inicial fue de 299 mm, disminuyendo 51 mm en septiembre y 104 mm en octubre. El uso consuntivo fue de 56 mm en la loma y 299 mm en el bajo, mientras que el costo hídrico varió entre 0 y 29 mm en la loma, y entre 29 y 59 mm en el bajo, según la fecha de secado. La eficiencia hídrica del barbecho mostró diferencias entre tratamientos y ambientes. En esta experiencia no se encontraron diferencias en el rendimiento de soja entre los secados y el testigo. Como conclusión, esta práctica profesional representó una experiencia sumamente enriquecedora, que me permitió profundizar en el estudio de los CS y sus beneficios, así como en el manejo sostenible de los sistemas productivos.

PALABRAS CLAVE: cultivo de servicio, vicia villosa, agua.

RESÚMENES

ÁREA TEMÁTICA 4: Manejo y Conservación de Suelos y Aguas. Riego y Drenaje

1570

RESISTENCIA A LA PENETRACIÓN EN UN MALLÍN: EL USO POR HERBÍVOROS Y LA DINÁMICA FREÁTICA

Aramayo, V.[1*], Ballari, S. A.[2], Cremona M. V.[1], Lallement, M.[3], Pizzio, E.[1], Petry, P.[4]

[1] INTA EEA Bariloche; [2] CENAC, Parque Nacional Nahuel Huapi - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; [3] ITAMA Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Facultad de Agrarias, UNComa; [4] The Nature Conservancy. * Modesta Victoria 4450, San Carlos de Bariloche, (8400) Rio Negro, Argentina, aramayo.valeria@inta.gob.ar

RESUMEN: En la Patagonia, los mallines son ambientes relevantes por su elevada productividad y su rol central en la provisión de forraje. Esta función se desarrolla bajo una presión creciente no solo por uso del ganado, sino también por el incremento de poblaciones de otros ungulados introducidos, lo que puede comprometer la condición física del suelo y, entre otras, la capacidad de exploración radicular que sostiene dicha productividad. Como parte de un estudio integrador que contempla múltiples variables eco-hidrológicas, este trabajo evaluó la resistencia mecánica del perfil de suelo bajo distintos regímenes de herbivoría en un mallín de 14 ha, de enero a abril de 2025 con condiciones de humedad en descenso. La resistencia a la penetración se midió con un penetrómetro dinámico de cono (longitud 2 cm, radio 0,65 cm), en exclusiones diferenciales, de 16 m²: exclusión de ganado y de jabalí (*Sus scrofa*), exclusión de ganado y de ciervos (*Cervus elaphus* y *Dama dama*), y un tratamiento control sin exclusión de pastoreo. La napa freática en el sector más húmedo del mallín, aguas abajo de las exclusiones, bajó desde 0,75 m en octubre a 2 m en enero y luego quedó fuera del alcance del freatímetro. El suelo es franco arenoso a areno franco hasta los 60 cm de profundidad con una densidad aparente media de 0,63 ± 0,05 g.cm^{-3} en 0-10 cm. La resistencia a la penetración, registrada cada 5 cm en los primeros 50 cm, se utilizó como indicador de la condición física del suelo y se analizó su variación estacional en el tratamiento control, así como las diferencias entre tratamientos para una misma fecha. En el tratamiento control hubo una marcada variación temporal asociada al avance de la estación seca. En enero la resistencia fue baja en todo el perfil, con promedios cercanos a 1,6 MPa en los primeros 30 cm y de ~1,4 MPa entre 30 y 50 cm, mientras en febrero aumentó levemente. En marzo, con condiciones más secas, se observaron los mayores valores en el control, con promedios cercanos a 2,0 MPa en los primeros 30 cm y superiores a 2,1 MPa entre 30 y 50 cm, superando localmente el umbral de resistencia limitante generalmente aceptado para el crecimiento radicular. En abril los valores se mantuvieron elevados, ~1,8MPa, y más homogéneos. Para marzo, hubo diferencias entre tratamientos asociadas al régimen de herbivoría. El tratamiento control presentó mayor resistencia promedio que las exclusiones. En el estrato 0–30 cm, los promedios fueron cercanos a 2,0 MPa en el control, ~1,4 MPa en la exclusión de ganado y ciervos, y ~1,2 MPa en la exclusión de ganado y jabalí. Entre 30 y 50 cm, el control mantuvo valores elevados (~2,1 MPa), mientras que ambas exclusiones presentaron valores inferiores a 1,5 MPa. Estos resultados sugieren que, en condiciones de descenso de la napa, la presencia de herbívoros intensifica el aumento de la resistencia mecánica del suelo. Considerar la interacción del manejo con disturbios biológicos es fundamental para entender el funcionamiento del suelo de los mallines patagónicos.

PALABRAS CLAVE: ungulados introducidos, disturbio, propiedades físicas.

CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO EN SEDIMENTOS EÓLICOS DEPOSITADOS EN EL BOSQUE DE CALDÉN, LA PAMPA

Avecilla, F.[1], Panebianco, J. E.[1*], Iturri, L. A.[1, 3], de Oro, L. A.[1, 2], Comas, R. N.[1, 2], Buschiazzo, D. E.[1]

[1] Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), cc 300, 6300 Santa Rosa, Argentina; [2] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), 6300 Santa Rosa, Argentina; [3] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), cc 300, 6300 Santa Rosa, Argentina; * juanpanebianco@yahoo.com

RESUMEN: Los suelos de regiones semiáridas son propensos a la erosión eólica y a la pérdida de carbono orgánico (CO). En la región central semiárida de Argentina, los suelos agrícolas coexisten con parches remanentes de bosque nativo de Caldén, actuando las superficies agrícolas erosionadas como fuente de sedimentos y CO, mientras que los parches de bosque serían sumidero de parte de estos sedimentos. Sin embargo, a la actualidad hay escasa información respecto a la dinámica del CO contenido en los sedimentos eólicos en estos agroecosistemas. Los objetivos del presente estudio fueron determinar la concentración y la cantidad de carbono orgánico (CO) en sedimentos eólicos minerales depositados en un parche de bosque, así como la dinámica estacional de este proceso. Se instalaron colectores pasivos de polvo en el parche de bosque nativo y en un área agrícola aledaña durante un período de cinco años. Se analizó el contenido de CO y la granulometría del sedimento eólico. Los resultados obtenidos representan los primeros de su tipo en esta región de Argentina y Sudamérica. La concentración media de CO en el sedimento depositado en el bosque fue del 17,4%, con un contenido de 1770 mg de CO por kg de sedimento. Tanto la concentración como la cantidad de CO en el sedimento depositado fueron mayores en el bosque que en sitio agrícola, debido a la alta eficiencia de la cubierta vegetal para retener el sedimento en suspensión. La cantidad de CO depositado durante el periodo de estudio en el bosque fue de 308,7 kg ha^{-1}, con una mayor depositación en primavera-verano (238,3 kg ha^{-1}) y menor en otoño-invierno (70,5 kg ha^{-1}). El sedimento recolectado durante otoño-invierno fue de menor tamaño que el recolectado durante primavera-verano. Se observó una relación positiva entre la proporción de arcilla y limo y la cantidad de CO en el sedimento recolectado en el bosque, lo que indica que parte del CO depositado estuvo asociado con la fracción más fina que forma los agregados del suelo. El CO depositado en el bosque, especialmente en primavera-verano, provino de restos vegetales livianos de los suelos agrícolas circundantes, transportados por su peso relativamente bajo y los fuertes vientos propios de esta estación. Los resultados demuestran la importancia de las zonas boscosas para la retención de sedimentos eólicos y el carbono orgánico asociado, lo que contribuye a la neutralidad en la degradación del suelo, especialmente en paisajes agrícolas propensos a la erosión eólica. Estos resultados también proporcionan un indicador de la tasa de erosión eólica del suelo, en particular de las emisiones de polvo (<63 µm), y del carbono en esta región.

PALABRAS CLAVE: Sedimentación, carbono, bosques.

EFECTO DE UNA QUEMA CONTROLADA EN EL CALDENAL SOBRE LA CAPACIDAD DEL SUELO DE EMITIR PM10 POR EROSIÓN EÓLICA

Avecilla, F.[1*], De Oro, L. A.[1, 2], Panebianco, E.[1], Larroulet, M. S.[3], Comas, R.[1, 2], Pérez, M.[3]

[1]Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), cc 300, 6300 Santa Rosa, Argentina. [2]Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), 6300 Santa Rosa, Argentina. [3]Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), cc 300, 6300 Santa Rosa, Argentina. *ferave85@hotmail.com

RESUMEN: En el bosque de Caldén, la quema controlada se utiliza para mejorar la productividad de los pastizales naturales. La temperatura alcanzada durante el fuego puede generar cambios físico-químicos en la parte superficial del suelo y afectar los contenidos de carbono orgánico total (COT), la granulometría y la agregación, lo que podría incrementar la potencialidad del suelo para emitir PM10 durante el proceso de erosión eólica. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de una quema controlada sobre propiedades físico-químicas de un suelo del caldenal y determinar cómo estos cambios influyen en su potencial de emisión de PM10. El trabajo se llevó a cabo en el establecimiento “Bajo Verde”, perteneciente a la Universidad Nacional de La Pampa. Se seleccionaron dos sitios con estructura de vegetación contrastantes: un sitio abierto (A), dominado por el estrato graminoso- herbáceo, y un sitio cerrado (C), caracterizado por mayor presencia de estrato arbóreo y arbustivo. En cada sitio se tomaron muestras compuestas y sin disturbar de los primeros 2,5 cm del suelo, antes (prequema) e inmediatamente después (posquema) de la quema. Para estimar las temperaturas máximas alcanzadas se colocaron por sitio 10 indicadores de temperatura “Tempilstick”, los cuales funden al superar un valor de temperatura. En las muestras pre y posquema se determinó COT por Walkey & Black, granulometría mediante contador láser y emisión potencial de PM10 mediante un generador de polvo (EDG). La temperatura máxima alcanzada fue de 204 °C en A y 316 °C en C. El COT inicial fue superior en C (4,5 %) respecto de A (2,9 %). Luego de la quema, ambos sitios mostraron incrementos en COT (40 % en A y 8 % en C), asociados a la incorporación de cenizas provenientes de biomasa quemada, aunque sin diferencias estadísticamente significativas entre sitios ($p>0,05$). Respecto a la granulometría, el contenido de limo no mostro cambios en el sitio A (≈34 %), mientras que en C aumentó significativamente de 27,7 % a 34,6 % ($p<0,05$). La emisión potencial de PM10 fue similar en A (≈ 33,2 µg g^{-1}), pero aumento significativamente en C, de 15,8 a 29,2 µg g^{-1} ($p<0,05$). Además, se encontró una correlación lineal negativa entre la emisión potencial de PM10 y el índice “arena/arcilla” ($y=-1,68x+61,22$; $R^2=0,95$), y una correlación lineal positiva entre el índice “Limo/(1+COT)” ($y=4,42x-1,91$; $R^2=0,73$), lo que indica que la mayor proporción de partículas finas y el menor el contenido de COT favorecen la emisión de PM10. En conclusión, en el sitio C se alcanzaron temperaturas más elevadas y se registraron cambios más marcados en las propiedades del suelo (contenidos de limo y COT) lo que resultó en una mayor emisión potencial de PM10. Estos resultados aportan información relevante para el manejo de quemas controladas en ecosistemas donde el fuego se emplea para mejorar la calidad y disponibilidad de forraje y permiten comprender mejor cómo éstas prácticas pueden influir en la erosión eólica y en la emisión de partículas finas al aire.

PALABRAS CLAVE: material particulado, fuego, suelos forestales.

ANÁLISIS CUALITATIVO DE CROMATOGRAFÍA PLANA DE SUELOS HORTÍCOLAS COMO PREDICTOR DE LA SALUD DEL SUELO

Barrios, M. B.[1*], Sokolowski, A. C.[1], Rodríguez, H. A.[1], Gilardino, M. S.[1], Rodríguez Frers, E. P.[1], Paladino, I. R.[1], Wolski, J. E.[1], Navas, M. J.[1], Rivera, H. J.[1], Blasón, A. D.[1], De Loof, E. P.[1], Vázquez, J. C.[1], De Grazia, J.[1]

[1] Instituto de Investigación sobre Producción Agropecuaria, Ambiente y Salud (IIPAAS) de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNLZ). * Ruta Provincial N°4 y Av. Juan XXIII, (1836) Lomas de Zamora, Prov. de Buenos Aires. Mail de contacto: monicabarrios4@yahoo.com.ar

RESUMEN: Los suelos constituyen el soporte fundamental de los ecosistemas terrestres, al formar un sistema integrado donde componentes bióticos y abióticos interactúan de manera continua y multifuncional. Entre los servicios ecosistémicos que proporcionan, se destaca su papel en la producción de alimentos inocuos y nutritivos, contribuyendo directamente al bienestar humano y a la sostenibilidad de los sistemas productivos. En este marco, la comprensión de la salud y funcionalidad del suelo resulta esencial para orientar prácticas de manejo sostenible. La cromatografía de Pfeiffer es una técnica cualitativa que permite visualizar propiedades del suelo, compostas y biofertilizantes, facilitando el análisis de la relación entre la comunidad microbiana, la materia orgánica, especialmente su fracción biológica, y los minerales presentes. Debido a su capacidad para ofrecer una representación visual de la actividad microbiana y de la interacción entre componentes orgánicos e inorgánicos, se considera un método útil como predictor general de la salud del suelo. Es una técnica de bajo costo, accesible y potencialmente valiosa para pequeños y medianos productores y experiencias agroecológicas. Cada suelo genera un cromatograma particular cuya variabilidad depende de su estructura, composición mineral, carga biológica, disponibilidad de nutrientes y dinámica de intercambio suelo–atmósfera, así como de la interacción entre componentes biológicos, químicos y físicos. Aunque no reemplaza los análisis químicos o microbiológicos de laboratorio, la técnica proporciona una visión holística del funcionamiento del suelo y permite identificar patrones asociados a la fertilidad, actividad microbiana y calidad de la materia orgánica, a través de la distribución de colores, formas y armonía de las zonas reveladas en el cromatograma. Se realizó un análisis cualitativo mediante cromatografía plana de suelo utilizando el método de Pfeiffer. Los tratamientos fueron Fertilización Química, Abono Orgánico y un Testigo, con tres repeticiones en un DCA. Para ello, inicialmente se impregnó el papel cromatográfico con solución de hidróxido de sodio, seguida de la aplicación de nitrato de plata para permitir la difusión por capilaridad y el posterior revelado de los cromatogramas. Para su interpretación se consideraron las tres zonas principales: interna (minerales), intermedia (materia orgánica y actividad biológica) y externa (microbiología). Se observaron cromatogramas bien definidos, con patrones claros y armónicos, lo que sugiere suelos con estructura funcional, alta biodiversidad y procesos ecológicos activos, donde los microorganismos desempeñan un rol fundamental. Asimismo, en el tratamiento con abono orgánico, se observó un halo más claro y descolorido en la zona interior y en la zona intermedia, donde ocurren los procesos de transformación de las sustancias. En la zona interior, donde se encuentran la mayoría de los minerales, la materia orgánica se ha desorganizado en su estructura. Esto, probablemente denote alguna contaminación por movilidad de nutrientes o sales. No obstante, dado el carácter cualitativo de la técnica, se recomienda complementar estos resultados con mediciones cuantitativas de parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo.

PALABRAS CLAVE: Calidad del suelo, Abono orgánico, Fertilización química.

REHABILITACIÓN DE SUELOS DISPERSIVOS EN LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS, ARGENTINA

Befani, M. R.[1*], Schonfeld, R. S.[1], Oszust, J. D.[1], Hernández, J. P.[1], Quintero, C. E.[1], Zamero, M. A.[1], Steger, L. R.[1], Saluzzio, M. F.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agropecuarias. UNER. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina; [*] Ruta 11, km 10,5 (3101), Oro Verde, Entre Ríos, Argentina, romina.befani@uner.edu.ar

RESUMEN: En Entre Ríos, los suelos barreros pueden afectar hasta un 25 % de la superficie cultivada pudiendo anular su productividad. Son suelos de origen variable (erosión, sodio, deposición de material de arrastre, exceso de agua) pero en el Departamento Nogoyá se caracterizan por presentar altos valores de salinidad y de porcentaje de sodio intercambiable (PSI). Esto degrada su estructura, reduce la permeabilidad y limita el crecimiento radicular. Su dinámica hídrica es extrema (pasa del anegamiento al encostramiento) y, aunque el subsolado y las enmiendas ayudan, el éxito de estas prácticas está condicionado por la interacción del clima y el manejo. El presente estudio evaluó el impacto de las prácticas de rehabilitación sobre las propiedades fisicoquímicas de suelos barreros en el departamento Nogoyá, Entre Ríos. La investigación partió de la hipótesis de que la combinación de enmiendas orgánicas e inorgánicas con el subsolado favorece la recuperación de estos suelos degradados. Se seleccionaron 3 lotes, diferenciando sectores no barreros (suelos normales) de barreros (suelos con exceso de sales y sodio). El diseño experimental consistió en dos tratamientos de enmienda: yeso pelletizado (3 t ha^{-1}) y cama de pollo (8 t ha^{-1}), evaluados con y sin aplicación de subsolado mecánico. Se analizaron el pH, la conductividad eléctrica (CE) y el PSI en dos profundidades (00-20 cm y 20-40 cm). Se detectó una alta heterogeneidad espacial, con variaciones de pH entre 6,20 y 9,24 y de CE de 0,37 a 3,80 dS m^{-1}. Los sitios no barreros presentaron una reacción ligeramente ácida a neutra en superficie, pero, una alcalinidad de mediana a fuerte a partir de los 30-40 cm. Los suelos barreros mantuvieron una reacción alcalina en todas las profundidades, correlacionada con elevados niveles de CE y PSI. Se observó una posible degradación física (manifestada en un menor contenido de arcilla superficial) derivada de la dispersión sódica. Tras un año de ensayo, ni las enmiendas ni el subsolado resultaron efectivos para mitigar la salinidad o sodicidad, sin diferencias significativas respecto al control. Este comportamiento se atribuye al evento climático “la niña” ocurrido durante el estudio. El déficit hídrico severo no sólo impidió la respuesta a las enmiendas, sino que en ciertos casos intensificó la concentración de sales y sodio en el perfil del suelo. La recuperación de suelos barreros mediante enmiendas y subsolado quedaría así condicionada por el régimen hídrico. Bajo condiciones de sequía extrema la efectividad de estas prácticas de rehabilitación es baja, prevaleciendo el proceso de concentración de sales por falta de lixiviación.

PALABRAS CLAVE: suelo barrero, sodicidad, salinidad.

PRIORIZACIÓN DE TEMAS ESTRATÉGICOS EN LA DISCIPLINA SUELOS. ELABORACIÓN DEL MAPA TEMÁTICO DEL INTA

Beghetto, S. M.[1]*, Sasal, M. C.[1]

[1]Departamento Recursos Naturales y Gestión ambiental INTA EEA Paraná. Ruta 11, km 12,5, (3101), Prov. de Entre Ríos, beghetto.stella@inta.gob.ar

RESUMEN: El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) se encuentra actualmente en un proceso de reevaluación y ajuste de sus líneas prioritarias de acción. Trabajo que realiza ininterrumpidamente a lo largo de sus casi 70 años de historia. La capacidad de autoanálisis y vinculación con el sector agropecuario le permiten abordar las principales problemáticas del sector productivo del país. En el marco del proceso de reelaboración del Plan de Mediano Plazo de INTA (PMP 2026 – 2030) se implementó la metodología de Mapa Temático, con el objetivo de priorizar las temáticas estratégicas que abordará la institución en los próximos 5 años. Para testear la propuesta, durante el año 2025 se llevaron adelante talleres de ajuste metodológico en diversas dependencias y estructuras programáticas del INTA. El estudio de caso presentado se llevó adelante en el Marco del Programa Nacional de Recursos Naturales y Gestión Ambiental. A partir del trabajo realizado se lograron priorizar temáticas estratégicas para el estudio del suelo. El Mapa Temático es un instrumento de relevamiento y organización de temas para dar respuesta a demandas situadas (territoriales) y disciplinarias definidas en diferentes niveles de resolución y articulación. Para llevar adelante la selección de temas estratégicos se utilizó la metodología de Matriz de Priorización, cuyos ejes estaban compuestos por: tipo de *Abordaje* (Indelegable – Exclusivo / Compartido) e *Incumbencia* (Directa / Complementaria). Los 4 cruces posibles quedan determinados de la siguiente manera: 1) Indelegable – Exclusivo + Directa= Temas Estratégicos que INTA aborda y financia 2) Compartido + Directa= Temas Estratégicos Compartidos que INTA realiza en colaboración con socios estratégicos y financiamiento conjunto 3) Indelegable – Exclusivo + Complementario= Prestación de Servicios y/o Provisión de Bienes incluyen temáticas en las que INTA alcanzó un avance tal que le permite ser proveedor de servicios al sector 4) Complementario + Compartido= Temas no priorizados por INTA para los próximos 5 años. Como resultado del taller de Mapa Temático en el Programa Nacional de RRNN y GA, en la disciplina suelo se priorizaron las siguientes 12 líneas para los próximos 5 años: i) Evaluación, monitoreo y promoción de tecnologías para recomponer o evitar la degradación del suelo. ii) Desarrollo y validación de metodologías para estimación de balance de carbono en los sistemas agropecuarios. iii) Estrategias que optimicen el ciclado de los nutrientes. iv) Estrategias de manejo para la agricultura y ganadería regenerativa (recuperación suelos salinos, erodados, intersiembra de nativas en pastizales semi-naturales, humedales y bosques). v) Gestión sostenible del riego. vi) Generación de conocimientos para el manejo de sistemas productivos en el periurbano. vii) Estrategias de adaptación a extremos climáticos (olas de calor, inundaciones, sequia). viii) Estrategias para incrementar la resiliencia climática: manejo adaptativo de los sistemas productivos. ix) Estrategias de restauración y remediación de suelos/agua. x) Estudio, evaluación, reconocimiento y manejo productivos suelos hídricos y desarrollo buenas prácticas para sistemas productivos en humedales. xi) Evaluación del impacto ambiental de nuevas tecnologías (formulados, maquinarias, bioinsumos, residuos, efluentes, otros). xii) Estrategias para la reducción de emisiones de GEI, la mejora de Huellas y datos para inventarios y certificación.

PALABRAS CLAVE: Mapa Temático, Suelos, Temas Estratégicos.

IMPACTO DEL MANEJO GANADERO EN EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN LA PATAGONIA ARGENTINA

Bernasconi, V.[1*], Penner, J.[1], Trova, S.[1], Carrión Narváez, M. E. [1], Aramayo, V. [2], Cremona, M. V.[2]

[1] The Nature Conservancy (TNC); [2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Bariloche; * Av. Pres. Roque Saenz Peña 1164, piso 9, CABA, *argentina@tnc.org.

RESUMEN: La ganadería regenerativa se presenta como una opción para mejorar los resultados productivos así como una herramienta de mitigación del cambio climático, ya que se presupone que mediante un adecuado manejo de pastoreo (el cual considera, entre otras variables, carga animal y periodos de descanso adecuados), se secuestra carbono atmosférico y se lo almacena en el suelo como Carbono Orgánico del Suelo (COS). Diferentes autores han estudiado el efecto del pastoreo sobre el COS, aunque los estudios se centran mayoritariamente en tratamientos sobre carga animal. Pocos estudios en Patagonia de largo plazo han estudiado la dinámica de COS comparando un manejo "convencional" versus un manejo diferencial, denominado "regenerativo". Con el objetivo de contar con datos medidos a campo de COS y estimar el potencial de secuestro de carbono como efecto del manejo del pastoreo, se buscaron campos vecinos con manejo diferenciales en los últimos años. Se consideró que el diferencial de stock de COS en campos vecinos, con similares variaciones anuales de precipitaciones y temperaturas, se debieron al manejo ganadero realizado. Durante el 2025 se tomaron muestras de suelo en 4 campos, un par comparativo en la zona de Bariloche, con manejo diferencial de 10 años, y otro par en la zona de Junín de los Andes, con manejo diferencial de 4 años. Las muestras fueron tomadas de 0-10 y 10-30 cm de profundidad, estratificado por tipo de coberturas (estepa, mallín y arbustal). Se analizó el contenido de Carbono Orgánico (%) por el método de Walkley-Black y la Densidad Aparente (Dap). El contenido de COS se calculó usando la masa de suelo equivalente mínima muestreada en cada estrato para controlar las diferencias en densidad. Los resultados muestran una leve tendencia de mayor contenido de COS en las estepas de los campos bajo manejo diferencial, con valores calculados de aumento de COS promedio de 0,51 ($IC_{50\%}$ [-0,02; 1,04]) y 1,33 ($IC_{50\%}$ [0,47; 2,20]) tCOS/ha/año. Los resultados en mallines fueron contrastantes entre ambos pares de muestreo. El resultado de arbustal se obtuvo de un solo par de muestreo con alto nivel de variabilidad. Estos resultados ayudan a monitorear la dinámica de suelos bajo manejos ganaderos, con la consideración de que puede haber diferencias debidas a factores ambientales y ecológicas que varían localmente, en especial en los mallines. Este tipo de estudios proporcionan una estimación empírica del potencial de secuestro de COS debido a la adopción de prácticas, pero no permiten estimar el potencial a largo plazo, el cual es difícil de predecir: puede permanecer constante a lo largo del tiempo o puede disminuir a medida que las reservas de COS se acercan a un equilibrio. Mayor cantidad de datos de experiencias a largo plazo son necesarias, tanto para el manejo adaptativo de cada campo, como para los programas de ganadería y carbono de la región.

PALABRAS CLAVE: ganadería regenerativa, manejo-pastoreo, materia orgánica.

CAMBIOS EN LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL LUEGO DE QUINCE AÑOS CON DISTINTA OCUPACIÓN DEL SUELO

Biassoni, M.[3], Salvagiotti, F.[1, 2], Maury, M.[4], Aimetta, B.[4], Bacigaluppo, S.[1*]

[1] Grupo Manejo de Cultivos, suelo y agua, EEA INTA Oliveros; [2] CONICET; [3] Facultad Cs Agrarias-UNR; [4] EEA INTA Marcos Juárez. * Ruta 11 km 353, (2206), Oliveros, Santa Fe, bacigaluppo.silvina@inta.gob.ar

RESUMEN: La estructura del suelo se define como la organización de las partículas minerales en agregados y regula procesos claves como el movimiento de aire y agua, la retención de nutrientes, el crecimiento radicular y la actividad biológica. Por ello, además de una estructura adecuada, es fundamental que dichos agregados presenten alta estabilidad frente a los factores que pueden provocar su desagregación. El objetivo de este trabajo fue evaluar, a largo plazo, el efecto de secuencias agrícolas con distinto tiempo de ocupación del suelo, sobre la estabilidad de los agregados en el horizonte superficial de un Argiudol típico. El estudio se realizó en un experimento de larga duración iniciado en 2006 en INTA Oliveros, bajo siembra directa, con un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones. Se evaluaron seis secuencias: monocultivo de soja (S-S), cultivo de cobertura/soja (CC/S-CC/S), soja–trigo/soja–maíz (S-T/S-M), cultivo de cobertura/soja–trigo/soja–maíz (CC/S-T/S-M), maíz–trigo/soja (M-T/S) y cultivo de cobertura/maíz–trigo/soja (CC/M-T/S), con índices de tiempo de ocupación del suelo (II) de 0,39; 0,69; 0,55; 0,64; 0,65 y 0,80, respectivamente. Luego de quince años, se realizó un muestreo superficial de 0-20 cm y se determinaron la estabilidad de agregados de 3-5 mm mediante la metodología de Le Bissonnais y el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) por el método de Walkley & Black. La desagregación por compresión del aire ocluido, que simula una lluvia sobre suelo seco, mostró que las secuencias CC/S-CC/S y CC/M-T/S presentaron mayor estabilidad, con un diámetro medio ponderado de los agregados (DMP) de 0,52 mm, un 37% superior al S-S ($p = 0,01$) y una menor proporción de agregados menores a 0,5 mm (61% vs. 80%) ($p= 0,002$). La desagregación por humedecimiento lento, que simula una lluvia en condiciones de suelo húmedo mostró que las secuencias CC/S-CC/S, M-T/S y CC/M-T/S tuvieron mayor estabilidad, con un DMP de 2,83 mm, un 21% superior al del S-S ($p= 0,08$). Bajo este tipo de estrés, el 75 % de los agregados en dichas secuencias superó los 2 mm, mientras que en S-S solo el 56 % alcanzó ese tamaño. La disgregación mecánica, que simula la energía del impacto de la gota de lluvia sobre suelo húmedo, mostró que las secuencias CC/S-CC/S, CC/M-T/S y CC/S-T/S-M presentaron agregados más estables, con un DMP de 2,66 mm, un 11% superior al S-S ($p= 0,03$). En estas secuencias, los agregados mayores a 2 mm representaron el 69%, mientras que en S-S alcanzaron solo el 59%. El contenido de COS acompañó el comportamiento observado para la estabilidad estructural. Las secuencias con II ≥ 0,64 presentaron en promedio un 15% de COS superior en los 20 cm superficiales, junto con agregados más estables y mayor proporción de macroagregados de más de 2 mm, respecto de las secuencias con menor II. La estabilidad estructural de los agregados, evaluada a través del método de Le Bissonnais, fue sensible a los cambios luego de quince años, en el uso y tiempo de ocupación del suelo en sistemas agrícolas continuos.

PALABRAS CLAVE: Secuencias agrícolas, Método Le Bissonnais, Carbono Orgánico del Suelo.

1578

DINÁMICA Y ALMACENAMIENTO DEL AGUA DEL SUELO EN CULTIVOS DE SERVICIO Y BARBECHOS QUÍMICOS

Bondaruk, V. F.[1, 2*], Madías, A.[3, 4], Berenstecher, P.[5], Bosaz, L.[3, 6], Della Chiesa, T.[7], Pinto, P.[8], Piñeiro, G.[1, 2]

[1] Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA), UBA, CONICET, Fac. de Agronomía, Bs. As., Argentina; [2] UBA, Fac. de Agronomía, Dep. de Recursos Naturales y Ambiente, Cátedra de Ecología, Bs. As., Argentina; [3] Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (AAPRESID), Rosario, Sta. Fe, Argentina. [4] UNR, Fac. de Ciencias Agrarias, Cátedra de Cultivos Extensivos, Campo Experimental Villarino S/N, Sta. Fe, Argentina; [5] UBA, Fac. de Agronomía, Dep. de Recursos Naturales y Ambiente, Cátedra de Edafología, Bs. As., Argentina; [6] UNR, Fac. de Ciencias Agrarias, Cátedra de Edafología, Campo Experimental Villarino S/N, Zavalla, Sta. Fe, Argentina; [7] UBA, Fac. de Agronomía, Dep. de Recursos Naturales y Ambiente, Cátedra de Climatología y Agrometeorología, Bs. As., Argentina; [8] Department of Agricultural and Applied Economics, University of Wisconsin–Madison, Madison, WI, United States. * bondaruk@agro.uba.ar

RESUMEN: El barbecho químico prolongado ha sido históricamente utilizado en sistemas agrícolas de secano como estrategia para almacenar agua en el suelo y reducir riesgos productivos. No obstante, su eficiencia hidrológica es limitada y su reemplazo por cultivos de servicio plantea interrogantes respecto a los posibles costos hídricos del sistema. En este trabajo se evaluaron y compararon efectos del barbecho químico prolongado y de cultivos de servicio sobre la dinámica del agua en el suelo en una amplia gama de ambientes de secano, con el objetivo de identificar los principales procesos y factores de manejo que determinan la disponibilidad hídrica al momento de la siembra del cultivo siguiente. El estudio se desarrolló a partir de una red experimental multi-regional en campos de productores, que incluyó 63 sitio-años. Se monitoreó la dinámica del agua en el suelo durante los períodos de barbecho y crecimiento de cultivos, cuantificando el uso consuntivo de agua, la eficiencia de almacenamiento hídrico y los cambios en el contenido de agua del perfil. Asimismo, se analizó la influencia del momento de las precipitaciones y de variables de manejo, en particular la fecha de secado de los cultivos de servicio. El barbecho químico prolongado presentó un elevado uso consuntivo de agua y una baja eficiencia de almacenamiento en todas las regiones evaluadas, evidenciando pérdidas significativas por evaporación y drenaje. Los cultivos de servicio incrementaron el uso de agua durante su crecimiento; sin embargo, en la mayoría de los ambientes las diferencias en el contenido de agua del suelo respecto al barbecho se redujeron sustancialmente hacia el momento de la siembra del cultivo posterior. En varios casos, el agua disponible en el suelo fue similar o incluso mayor que bajo barbecho químico, lo que resalta la importancia de los procesos de recarga y conservación hídrica posteriores al secado. Las precipitaciones ocurridas durante el corto período de barbecho previo a la siembra, especialmente en primavera, explicaron en mayor medida las diferencias de agua en el suelo que la precipitación total del ciclo. Estos resultados ponen de manifiesto el rol central del manejo, particularmente la oportunidad de secado y la elección de especies, en la regulación de la dinámica hídrica del suelo. En conjunto, los resultados indican que la provisión de agua en el suelo para el cultivo siguiente, especialmente al momento de la siembra, constituye el principal servicio ecosistémico a optimizar en sistemas con cultivos de servicio en secano. La sustitución del barbecho químico prolongado por cultivos de servicio adecuadamente manejados permite reducir pérdidas improductivas de agua y mejorar la eficiencia hidrológica del sistema, contribuyendo a agroecosistemas de secano más resilientes y sustentables.

PALABRAS CLAVE: Agua del suelo, Cultivos de servicio, Barbecho químico.

EFECTOS TEMPRANOS DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA ESTRUCTURA DEL SUELO

Bonvecchi, V.[1*], Petrasek, M.[1], Irigoin, J.[1, 2], Bulos, L.[1], Ramirez, J.[1], Giacobone, P.[3]

[1] Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján; [2] Instituto de Suelos, CNIA; [3] Profesional independiente. *Ruta 5 y Avenida Constitución (6700) Luján, Buenos Aires, Argentina, virginiabonvecchi@gmail.com

RESUMEN: El avance del monocultivo de soja en la región pampeana ha generado una degradación progresiva de la calidad física del suelo, expresada principalmente en la disminución de la estabilidad de los agregados y, en consecuencia, en la pérdida de productividad. Entre las estrategias orientadas a mitigar este proceso, la incorporación de cultivos de cobertura (CC) se destaca por su potencial para mejorar la estructura del suelo, estimular la actividad biológica y favorecer la acumulación de compuestos estabilizantes, como las glomalinas producidas por hongos micorrízicos arbusculares (HMA). En este contexto, los objetivos del presente estudio fueron: -evaluar la estabilidad estructural del suelo y la producción de glomalinas bajo diferentes especies de cultivos de cobertura invernales; y - analizar la relación entre la estabilidad de los agregados y el contenido de glomalinas. Se plantearon las siguientes hipótesis: (a) la inclusión de cultivos de cobertura sobre rastrojo de soja incrementa la producción de glomalinas y mejora la estabilidad estructural del suelo; (b) los cambios en la estabilidad de los agregados y en el contenido de glomalinas dependen de la especie utilizada como cultivo de cobertura; y (c) las asociaciones de especies generan efectos sinérgicos que potencian ambos procesos. El ensayo se llevó a cabo en un Argiudol ácuico del partido de Luján, bajo un diseño en bloques completos aleatorizados con seis repeticiones. Los tratamientos evaluados fueron: (1) testigo sin CC, (2) avena, (3) vicia y (4) mezcla (avena + vicia). La estabilidad estructural se determinó mediante el método de Le Bissonnais modificado, aplicando el pretratamiento de humectación rápida, y se cuantificaron glomalinas totales (GT) y glomalinas fácilmente extraíbles (GFE) según el método de Wright y Upadhyaya. Los datos se analizaron mediante modelos lineales mixtos y análisis de regresión. Tras un año de implantación de los CC, se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la estabilidad estructural entre los tratamientos con CC y el testigo. Los valores medios de diámetro medio ponderado fueron: testigo 1,73 ± 0,36; avena 1,94 ± 0,36; vicia 1,95 ± 0,35 y mezcla 1,97 ± 0,34, lo que confirma parcialmente el efecto de los CC sobre la mejora de la calidad física del suelo. Los contenidos de GT y GFE fueron superiores en los tratamientos con CC respecto del testigo, pero dichas diferencias no resultaron estadísticamente significativas, lo que sugiere que la acumulación de glomalinas podría requerir períodos de evaluación más prolongados o una mayor intensidad de actividad micorrízica para manifestarse. El análisis de regresión indicó que el contenido de GFE explica parcialmente el incremento observado en la estabilidad estructural ($R^2$0.16). En conjunto, los resultados evidencian una contribución temprana de los CC a la estabilidad de los agregados del suelo y una tendencia hacia el incremento de glomalinas sin diferenciar entre especies. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de continuar evaluaciones de mediano y largo plazo para comprender la dinámica de esta fracción proteica asociada a los HMA y su vinculación con la estructura del suelo y los diferentes cultivos de cobertura.

PALABRAS CLAVE: humedecimiento rápido, glomalinas, calidad física de suelos.

1580

EVALUACIÓN DE AGUA DISPONIBLE, Y RENDIMIENTO EN TERRAZAS DE CONSERVACIÓN DE SUELO EN RÍO CUARTO

Canale, A.[1*], Vicondo, M. E.[2, 3], Toledo, M. [2], Tamiozzo, L.[2, 4], Miranda, A.[4], Muñoz, S.[2], Allovatti, S.[2], Boccolini, M.[1], Salustio, M.[2], Boldrini, C.[2], Cabrera, S.[4]

[1] Actividad Privada – Alumna Doctorado en Desarrollo Territorial de la UNRC, [2]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Manfredi y AER Río Cuarto, INTA, [3] Instituto Académico Pedagógico de Ciencias Básicas y Aplicadas, UNVM, [4] Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC* Mitre 656, (5800) Río Cuarto, Córdoba, canalealejandra22@gmail.com

RESUMEN: Las terrazas de conservación de suelo son una práctica de control de la erosión hídrica, que al mismo tiempo colabora con la retención del agua dentro de los lotes, especialmente donde predominan suelos franco-arenosos. La finalidad de este trabajo es evaluar los efectos de terrazas de base ancha, sobre el almacenamiento del agua disponible y el rendimiento, en un sitio de piedemonte representativo del centro sur de la Provincia de Córdoba. En la campaña 2023/2024, se estableció un ensayo sobre un lote de soja, ubicado a 33 km al sudeste de la localidad de Río Cuarto. El sitio presenta un suelo de textura franco arenosa, pendiente de entre 0,5% y 1% y se encuentra sistematizado con terrazas de base ancha. Se realizó un diseño en bloques completamente aleatorizados, con tres tratamientos y un testigo, distribuidos en tres bloques y repeticiones dentro de cada tratamiento (T). Los tratamientos fueron: lomo de la terraza (L), canal de la terraza (C), entre terraza (ET) y testigo (t) ubicado en un lote continuo sin sistematizar fuera del flujo directo de agua. En cada punto se muestreó agua disponible con barreno hasta los 2 metros en tres estadios fenológicos diferentes en soja: V2 (01/12/23), en R3 (28/02/24) y en barbecho (16/05/24). Las muestras se pesaron en húmedo y se colocaron en estufa a 105 °C hasta peso constante, el Agua Disponible (AD) en cada momento de intervención, se determinó en forma gravimétrica. El 14/11/24, en los mismos puntos, con el perfil del suelo en capacidad de campo se realizó muestreo para determinar la resistencia a la penetración con penetrómetro de golpes hasta los 60 cm, y se midió la densidad aparente. La producción en $Kg.ha^{-1}$ se obtuvo procesando los mapas de rendimiento con el método descripto por Kemerer. La comparación estadística se realizó con un análisis de la varianza y la comparación de medias con el método de Tukey con un nivel de significancia de 5%. Los resultados mostraron diferencias significativas en el agua disponible (AD) en el primer estadio fenológico de la soja (V2) siendo el tratamiento que mayor agua acumulo el C(a) con respecto a ET(b) y L(b). No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para el resto de los momentos de muestreo C(a), ET(a) L(a). Aunque, en todos los estadios, el agua disponible de tratamiento C(a) fue significativamente mayor al testigo t(b). En cuanto a la penetrometría, se encontraron diferencias significativas en los T para las tres repeticiones a partir de los 30 y 60 cm entre L(a) y ET(b), C(b). Por otra parte, el rendimiento presentó diferencias estadísticas entre todos los tratamientos, siendo B(a)>ET(b)>t(b)>L(c). A pesar de que solo se encontraron diferencias en el almacenamiento de agua disponible en uno solo de los momentos de muestreo, esta alcanzó para que la diferencia en el rendimiento fuera significativamente importante. Estos resultados promisorios fundamentan los beneficios a largo plazo de la práctica de sistematización con terrazas permitiendo almacenar mayor cantidad de agua, mejorar los rendimientos y la resistencia a la penetración.

PALABRAS CLAVE: erosión hídrica, penetrometría, sistematización.

IDENTIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN DE SUELOS EN DIFERENTES AMBIENTES DE LA CUENCA DEL SALADO

Carfagno, P.[1], Sainz, D.[1*], Erramoundeguy, A.[2]

[1] Instituto de Suelos, INTA Castelar; [2] Universidad de Morón; * carfagno.patricia@inta.gob.ar

RESUMEN: La salinidad se considera un problema en aumento ya que cada vez hay más hectáreas afectadas por este proceso de degradación que limita la producción agrícola al reducir la disponibilidad de agua y nutrientes para los cultivos. Este problema de degradación se puede agravar con mal manejo del recurso suelo por la falta de reconocimiento de ambientes. Según un estudio realizado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA), en Argentina el 27,6% de la superficie del país son suelos salinos, sódicos o salinos-sódicos, en una profundidad de 30 centímetros y esta superficie aumenta al 38% cuando se mide a un metro de profundidad. En la Cuenca del Salado además hay sitios donde al problema de salinidad se le suma el anegamiento, es decir agua en superficie por determinados períodos de tiempo, a estos ambientes se los llama bajos salinos. El establecimiento en observación pretende definir una delimitación de ambientes, debido a la variabilidad que presentan los suelos de la zona en cuanto a limitantes productivas tales como salinidad, anegamiento, las cuales son características frecuentes de la Cuenca del Salado. La Evaluación Visual del Suelo (EVS) proporciona un método rápido y simple para evaluar la condición del recurso e identificar limitantes para el rendimiento de los cultivos. El objetivo de este trabajo fue, caracterizar la calidad de suelo en diversas posiciones del paisaje, los lotes fueron seleccionados según ambiente y manejo, en un establecimiento perteneciente a la cuenca del salado utilizando la Guía de Evaluación Visual (GEV) editada por Elke Noellemeyer y colaboradores en 2021. El establecimiento donde se aplicó la GEV se encuentra en el partido de General Alvear de la provincia de Buenos Aires, (36.214321°S; 60.312369°O), en el cual se realiza ganadería extensiva. Al aplicar la metodología descripta en la GEV se obtuvo la valoración de los parámetros: estructura, porosidad, textura, compactación, biodiversidad, salinidad, erosión, al tomar la sumatoria de estos valores ponderados. A cada indicador, se le asigna una puntuación visual de 0 (pobre), 1 (moderado) o 2 (bueno), según la calidad del suelo observada según la metodología descripta para cada indicador en la Guía. Los índices de calidad resultantes de las sumatorias de cada indicador son pobres si se encuentran en el rango de 0-30; moderados de 30 a 45 y calidad buena si el resultado se encuentra entre 45 a 60. Los resultados preliminares indican que en la loma la calidad de suelos es de 48 y en el bajo salino de 24, esto indica una calidad buena en las lomas y condición pobre en los bajos salinos, siendo la salinidad el factor determinante en esta diferencia de calidad. Esta diferencia indica que en la zona la salinidad limita la producción y que la GEV aplicada es sensible a estas variables.

1582

PALABRAS CLAVE: salinidad, calidad de suelo, observaciones visuales.

RESPUESTA DE LA HUMEDAD DEL SUELO A LA REDUCCIÓN DE PRECIPITACIONES EN LA ESTEPA PATAGÓNICA

Castillo, D.[1*], Aramayo, V.[1], Cipriotti, P. A.[2], Easdale, M.[3]

[1] INTA EEA Bariloche; * Modesta Victoria 4450, San Carlos de Bariloche, (8400) Rio Negro, Argentina. [*] castillo.daniel@inta.gob.ar; [2] Universidad de Buenos Aires / CONICET, Facultad de Agronomía – IFEVA, Dpto. Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. Av. San Martin 4453, CABA (1417), Argentina; [3] CONICET, CCT Patagonia Norte / Fundación Bariloche, Depto. De Análisis de Sistemas Complejos. Av. Bustillo 9500 (8400) San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

RESUMEN: La disponibilidad hídrica en ecosistemas áridos constituye un factor determinante que restringe la duración de la estación de crecimiento. En la estepa patagónica, pequeñas variaciones en el régimen de precipitaciones pueden generar cambios sustanciales en la humedad del suelo y, en consecuencia, en la productividad y el funcionamiento del sistema. Las manipulaciones experimentales mediante estructuras de reducción de lluvias permiten evaluar la sensibilidad eco-hidrológica frente a escenarios de estrés hídrico. En este trabajo analizamos el efecto de la exclusión parcial de precipitaciones sobre la humedad del suelo y su variación estacional en una estepa arbustivo-graminosa del campo experimental Pilcaniyeu (INTA), durante el período 2023–2025, caracterizado por precipitaciones iguales o inferiores al promedio histórico. El estudio se desarrolló en un paisaje de meseta correspondiente al clima BSk de Köppen (estepa fría semiárida), con precipitaciones predominantemente otoño-invernales y un marcado déficit hídrico. La precipitación media anual es de 265 mm, mientras que las temperaturas medias rondan 17 °C en enero y 2 °C en julio. En el verano de 2023 se instalaron techos que excluyeron un 50% de las precipitaciones. La humedad del suelo se monitoreó en interparches de suelo desnudo bajo tratamiento *Techo* y en parcelas *Control*, a 10 y 30 cm de profundidad, mediante sensores ECH2O conectados a registradores automáticos de horario continuo, y posterior transformación a humedad volumétrica según López (2011). Para evaluar los efectos del tratamiento Techo y su dinámica temporal se aplicaron modelos lineales mixtos a cada profundidad por separado, considerando la interacción tratamiento × mes y mediciones repetidas en el tiempo. El impacto de la exclusión hídrica estuvo condicionado por la estacionalidad en ambas profundidades (interacción $p < 0.001$), evidenciando una sensibilidad más marcada en el horizonte profundo (30 cm) que en el superficial (10 cm). El análisis mensual indicó que el efecto del tratamiento a 10 cm solo tubo diferencias asociadas al tratamiento en junio y septiembre. A 30 cm de profundidad, la humedad volumétrica fue significativamente menor bajo Techo en el período de junio a noviembre, con las mayores diferencias registradas entre julio y septiembre. Estos resultados indican que la exclusión de precipitaciones afectó principalmente la recarga hídrica profunda, más que la humedad superficial inmediata. La reducción experimental de precipitaciones genera respuestas distintas según la profundidad del suelo y la estacionalidad. La ausencia de cambios significativos en la humedad de los primeros centímetros contrasta con una notable disminución del agua subsuperficial durante el período invierno-primavera, crítico para el abastecimiento hídrico al inicio de la estación de crecimiento vegetal. En conjunto, este análisis nos permite teorizar posibles efectos debido al cambio climático, como por ejemplo favorecer formas de vida efímeras en detrimento de formas de vida perennes de raíces más profundas que dominan el paisaje actual.

PALABRAS CLAVE: interceptores de precipitación, dinámica mensual, cambio climático.

MANEJOS CONTRASTANTES EN UN ENSAYO DE LARGA DURACIÓN: ESTRATIFICACIÓN DE CARBONO, NUTRIENTES y REACCIÓN EDÁFICA

Cholaky, C.[1*], Marzari, R.[1], Bongiovanni, M. D.[1]

[1] FAyV Universidad Nacional de Río Cuarto, *ExRuta 36 Km 601, (5800) Río Cuarto, Prov. de Córdoba, ccholaky@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: En proximidades al paraje La Aguada, al sur de Córdoba, en un ensayo de larga duración (32 años) sobre un Haplustol típico con secuencia soja-maíz, combinando tres sistemas de labranza: siembra directa (SD), labranza reducida (LR) y labranza convencional (LC), con fertilización nitrogenada y fosforada (F) o sin ella (NF), se evaluó el efecto de prácticas de manejo sobre la calidad biológica y química y físico química del suelo, a través de los siguientes indicadores: materia orgánica total (MOT), Carbono orgánico total (Ct), Nitrógeno total (Nt), Fosforo disponible (Pd), pH actual (pH_{H20}) y pH potencial (pH_{ClK}) e Índice de estratificación de MOT, Nt y Pd (0–5 cm / 5–20 cm) (Ie), en presiembra de maíz, en tres estratos de profundidad: 0–5, 5–20 y 0–20 cm. En el estrato superficial (0–5 cm), SD F presentó los mayores valores de MOT, Ct y Nt, (MOT: 29,2 g kg^{-1}, Ct: 1,70 %, Nt: 0,17 %), superando a LR (MOT: 23,3 g kg^{-1}, Ct: 1,35%, Nt: 0,10%) y a LC (MOT: 18,9 g kg^{-1}, Ct: 1,1%; Nt: 0,11%). Este patrón refleja la menor perturbación del suelo y el mayor retorno superficial de residuos bajo SD, favoreciendo la acumulación y protección física de la materia orgánica. En el estrato 5–20 cm, las diferencias entre manejos se atenuaron (MOT entre 10,9 y 13,3 g kg^{-1} en tratamientos NF y F), definiéndose un Ie de MOT de 2,2 en SD-F y 1,6 en SD-NF, confirmando una fuerte acumulación superficial. En LR los Ie fueron intermedios (1,9 en F y 1,7 en NF), y en LC menores (1,5 en F y 1,3 en NF), reflejando una mayor homogeneización del perfil por disturbio mecánico. La relación C/N se mantuvo en rangos óptimos (≈9–13) en todos los manejos. El P disponible mostró una respuesta muy marcada a la fertilización en todos los sistemas con valores superficiales de 34,4 ppm en LC, 26,7 ppm en LR y 28,6 ppm en SD, frente a valores <11 ppm en NF. La mayor concentración superficial de P (Ie=1,6 en SD, 1,8 en LR y 2,6 en LC, evidencia el efecto directo de la fertilización y se contrapone a la distribución esperada, considerando la baja movilidad vertical que posee este nutriente. El pH actual osciló entre 5,8 y 6,3, sin limitaciones severas para los cultivos de la secuencia histórica. Sin embargo, el pH potencial fue sistemáticamente más bajo en LC y LR, especialmente en profundidad (≈4,9–5,1), mientras que SD presentó valores ligeramente superiores (hasta 5,5), indicando que los sistemas con mayor disturbio muestran mayor susceptibilidad a acidificación futura, asociada a menor acumulación de MOT con capacidad tamponante. El estrato 0–20 cm integra capas con comportamientos contrastantes, atenuando las diferencias entre sistemas de labranza y fertilización. Se concluye que la integración de indicadores físico-químicos, químicos y biológicos confirma una respuesta consistente del suelo al gradiente de disturbio y a la fertilización, destacando a los sistemas de menor disturbio como estrategia clave para mejorar su calidad, funcionalidad y sostenibilidad.

PALABRAS CLAVE: siembra directa, fertilización, pH.

EFECTO DEL CONTROL DE MALEZAS CON REJA PLANA SOBRE LA RUGOSIDAD Y COBERTURA DEL SUELO

Crespo, R. J.[1*], Wingeyer, A. B.[1, 2], García Barreto, H.[3]

[1]Dpto. de Recursos Naturales y Gestión Ambiental, EEA Paraná, INTA, Ruta 11 km 12,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos. [2]CONICET – Argentina. [3]Becario INTA-AUDEAS-CONADEV, Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER, Ruta 11 km 10,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos. *crespo.javier@inta.gob.ar

RESUMEN: En los sistemas agrícolas con alto uso de agroquímicos se ha complejizado el manejo de malezas debido a la aparición de malezas resistentes, de difícil control y tolerantes, y se han asociado a un creciente impacto ambiental y social. Los implementos de laboreo mínimo de suelo, como lo es la reja plana, son efectivos para el control de malezas, y pueden contribuir a la sostenibilidad de los sistemas productivos. Sin embargo, se cuenta con poca información relacionado al impacto de este tipo de implementos sobre el suelo. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto del laboreo con mínima remoción de suelo utilizando diferentes diseños de desmalezadores de reja plana sobre la superficie del suelo. Se llevó a cabo un experimento en bloques completos al azar con cuatro repeticiones donde se evaluaron el Desmalezador 35500 de Giorgi S.A. (T2) y el Sistema BES de AgroSeri SRL (T3) para el control de malezas otoño-invernales comparados a un tratamiento con doble pasada de rastra de disco (RD, T4) y un testigo sin control de malezas (T1). El mismo se repitió en junio 2023, 2024 y 2025 sobre un lote con suelo Argiudol acuico serie Tezanos Pinto, con rastrojo de maíz en 2023 y 2025, y un rastrojo de trigo, sin cultivo estival anterior, y desmalezado en dos oportunidades previo a la labor invernal en 2024. Se midió la cobertura del suelo (rastrojo y viva) por el método de intercepción y la rugosidad del suelo mediante el parámetro de rugosidad de Saleh (R) por el método de cadena, tres días después del laboreo. Se midió la humedad del suelo al momento del laboreo. La cobertura y la rugosidad de la superficie del suelo variaron entre años, entre tratamientos y entre tratamientos para cada año. La misma tendencia fue obtenida para la cobertura por rastrojo, pero no así para la cobertura viva la cual no varió entre año. La cobertura total en 2023 (64,7±3,0%) fue diferente a la de 2025 (71,8%±2,3%), pero éstas no se diferenciaron de la cobertura de 2024 (68,9%±2,5%). Esto podría asociarse a las precipitaciones previas al laboreo y a la cobertura inicial del lote. El tratamiento con RD (T4) tuvo siempre la menor cobertura del suelo (29,9±2,5%). Se observaron diferencias en cobertura entre T2 y T3 en 2023 y 2025, pero no en 2024 y variaron entre 63% y 81%. El testigo sin control mostró una alta cobertura (95,7±0,8%). La rugosidad se incrementó desde 2023 a 2025 (6,3%, 9,4% y 13,3%, respectivamente). Las diferencias en el tipo de rastrojo y vegetación, sumado a la humedad del suelo, pueden haber sido factores condicionantes de la rugosidad pos-tratamiento. Las diferencias constructivas en diseño y operatividad de los implementos en T2 y T3 pueden haber contribuidos a los resultados. Independientemente de estos factores, la rugosidad que se obtuvo con el BES (T3) fue siempre mayor que con los otros tratamientos, lo cual puede ser una ventaja si se logra manteniendo un aceptable valor de cobertura del suelo.

PALABRAS CLAVE: control mecánico de malezas, erosión del suelo, malezas resistentes.

FERTILIDAD FÍSICA Y QUÍMICA DEL SUELO BAJO ESTRATEGIAS DE REDUCIDO USO DE AGROQUÍMICOS

Crespo, R. J.[1], Wingeyer, A. B.[1, 2*], Coli, D.[3], Mildenberger, O.[4], Sasal, M. C.[1], Melgares, E.[1], García Barreto, H.[5]

[1]Dpto. de Recursos Naturales y Gestión Ambiental, EEA Paraná, INTA, Ruta 11 km 12,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos. [2]CONICET – Argentina. [3]Establecimiento Agrícola Ganadero San Sebastián, Camino de la Tambera S/N, Seguí, CP 3117, Entre Ríos. [4]Cooperativa La Agrícola Regional, Moreno 1404, Crespo, CP 3116, Entre Ríos. [5]Becario INTA-AUDEAS-CONADEV, Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER, Ruta 11 km 10,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos. *wingeyer.ana@inta.gob.ar

RESUMEN: Los sistemas agrícolas enfrentan demandas de producir alimentos bajo diferentes esquemas de uso de insumos de síntesis química. Esto requiere constante adaptación de las tecnologías de producción e información de su impacto sobre el ambiente. El Módulo de Investigación y Demostrativo en Transición hacia el uso reducido de Agroquímicos genera información de producción, rentabilidad, e impacto ambiental de diferentes esquemas de producción para centro oeste de Entre Ríos. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de un gradiente de estrategias de manejo con reducido uso de agroquímicos sobre la fertilidad química y física del suelo luego de 6 años. Los tratamientos implementados en 2019 fueron: T1: Agrícola, rotación tradicional con manejo fitosanitario habitual para la región; T2: Agrícola intensificado, rotación similar a T1 pero con cultivos invernales todos los años; T3: Agrícola puro con reducción de uso de fitosanitarios y cultivos de servicios en invierno; T4: Mixto. Rotación igual a T3 con uso forrajero de los cultivos de servicios. Se determinó resistencia mecánica a la penetración (RMP) con penetrómetro de golpe (dic 2025), cobertura del suelo (suelo desnudo, rastrojo, vegetación) por el método de intercepción (dic 2025), infiltración del agua con permeámetro de disco (jun 2025), y fertilidad química (0-20cm) (jun 2025). Entre 2019 y 2025 se realizaron: 9(8); 10(9); 13(6) y 13(6) cultivos (cultivos de renta) en T1 a T4, respectivamente, resultando en 29, 14,5, 6,5 y 6,5 meses de barbecho respectivamente. La RMP se incrementó con la profundidad en todos los tratamientos. Para los primeros 5 cm de suelo, la RMP de T1 y T2 (1,38 y 1,33) fue significativamente mayor que T3 y T4 (1,06 y 0,91). A partir de los 15 cm, la RMP de T2, T3, y T4 fue similar y en promedio 0,6 MPa menor que T1. Las proporciones de cobertura de suelo por biomasa/suelo desnudo/rastrojo fueron 8/5/87; 12/7/81; 33/12/55 y 37/8/55 para T1, T2, T3 y T4 respectivamente. Los valores de cobertura de biomasa en T3 y T4 corresponden con cultivo de soja, siendo en T1 y T2 biomasa de maleza. Si bien los mayores valores de suelo desnudo en T3 y T4 no fueron significativos, la tendencia observada podría relacionarse al control mecánico de malezas. La tasa de infiltración de agua decreció de T4 (98 $mm.h^{-1}$)>T3 (60 $mm.h^{-1}$)>T1 (53 $mm.h^{-1}$)> T2 (24 $mm.h^{-1}$). Tanto T3 como T4 presentaban cultivo de cobertura, mientras que T1 tenía rastrojo de soja y T2 trigo recién sembrado. Los valores de N mineralizable fueron ligeramente mayores para T3 y T4 respecto de T1 y T2. Sin embargo, los parámetros de fertilidad química: contenido de carbono y nitrógeno total, cationes de intercambio, y P disponible, fueron similares entre tratamientos. El gradiente de estrategias de manejo con reducido uso de agroquímicos (intensificación de la rotación, uso de cultivos de servicio todos los años, uso forrajero de los cultivos de servicio) resultó en una mejora parcial de la fertilidad física y química del suelo.

PALABRAS CLAVE: sistemas sostenibles, sistemas mixtos, manejo integrado de malezas.

1586

SECUESTRO DE CARBONO EDÁFICO EN SISTEMAS AGROGANADEROS SEMI-INTENSIVOS DE PALMA SOLA, JUJUY

Diez Yarade, L. G.[1*], Fernandez, G. S.[1, 2], Zankar, G. C.[3], Gómez Borús, D.[4], Garnica, C. M.[1], Romero, J. J.[1], Cabana, Y. N.[5]

[1]Manejo del Suelo y Riego, FCA. UNJu. [2]AER INTA Perico. [3]Edafología, FCA. UNJu. [4]Producción Animal I, FCA. UNJu. [5]Pasante de Trabajo Final dirigida por la cátedra de Manejo del Suelo y Riego, FCA. UNJu. *diezyarade.laura@fca.unju.edu.ar

RESUMEN: Esta investigación busca generar información sobre los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS) bajo distintos manejos de cobertura vegetal en sistemas agroganaderos semi-intensivos del Umbral al Chaco (Jujuy). El estudio se fundamenta en la importancia del carbono edáfico como indicador clave de la calidad del suelo, ya que su incremento mejora la estabilidad estructural, la porosidad, la infiltración, la retención de humedad y la actividad biológica. Además, contribuye a la protección del suelo frente a la radiación, las altas temperaturas y la erosión eólica e hídrica, fortaleciendo la resiliencia de los sistemas productivos. Para realizar las evaluaciones, se seleccionarán tres sitios representativos: (1) monte nativo (testigo); (2) pastura megatérmica de amplia difusión en la zona (Gatton panic), y (3) pastura megatérmica consociada (Gatton panic + Buffel). Los sitios (2) y (3) tienen al menos 3 años de implantación y se encuentran bajo pastoreo. Esta selección permitirá analizar la evolución del COS en función del tipo de cobertura vegetal y analizar el impacto de la sustitución del monte natural por pasturas implantadas. La metodología incluye en primera instancia una caracterización integral del área de estudio considerando suelo, clima y relieve. Luego se seleccionarán los sitios en establecimientos con pasturas implantadas y montes nativos, siguiendo la información disponible sobre suelos predominantes. Se realizarán entrevistas con los responsables de cada campo para seleccionar lotes con uso representativo, excluyendo situaciones atípicas. En el caso del monte nativo, el muestreo se llevará a cabo en un sector homogéneo de la comunidad vegetal dominante. El muestreo se realizará según el protocolo de INTA para el mapeo de reservas de COS. Las variables a evaluar incluyen propiedades físicas y químicas, medidas tanto in situ como en laboratorio: textura, densidad aparente, resistencia a la penetración, carbono orgánico y tasa de infiltración. Con los resultados analíticos se calculará el stock de carbono y se compararán los diferentes manejos. Se espera que el proyecto permita visibilizar mejoras en la calidad del suelo y en los contenidos de carbono asociados a cada tipo de manejo. El estudio aportará al diseño de estrategias para optimizar el uso del suelo, promoviendo su conservación y la capacidad de almacenamiento de agua, un aspecto crucial para mitigar los efectos de los períodos secos frecuentes en la zona de Palma Sola, vinculados al fenómeno de “La Niña”. Finalmente, los resultados servirán de base para proponer prácticas de manejo de suelos y pasturas que favorezcan el secuestro de carbono y para difundir entre los productores alternativas sostenibles que integren productividad, conservación ambiental y adaptación al cambio climático.

PALABRAS CLAVE: suelos, manejo ganadero, calidad edáfica.

APLICACIÓN DE PROTOCOLO DE VERIFICACIÓN DE RESULTADOS AMBIENTALES EN ESTABLECIMIENTOS AGROPECUARIOS

Favre, F.[2*], Sörenson, F.[2], Favre, A.[2], Favre, P.[1], Favre, M.[2]

[1] Facultad de Ingeniería Química - Universidad Nacional del Litoral; [2] Perennia S.A.S.; *San Lorenzo 205, Gálvez, Santa Fe, Argentina (2252), florencia.favre@gmail.com

RESUMEN: La medición sistemática de resultados ambientales constituye una herramienta clave para evaluar el impacto del manejo sobre los procesos ecosistémicos en sistemas agropecuarios. En este trabajo se presentan los resultados de la aplicación del protocolo de verificación GRASS/EOV en establecimientos productivos, comparando distintos estratos ambientales con presencia y ausencia de humedales, en el marco de un monitoreo orientado a la mejora continua del manejo. El protocolo GRASS/EOV cuantifica el impacto del manejo mediante indicadores agrupados en dos escalas temporales. A corto plazo (evaluación anual), se determina el Índice de Salud Ecosistémica (ISE), calculado a partir de la suma algebraica de 15 indicadores evaluados según una matriz de referencia estandarizada para cada ecorregión. Estos indicadores integran el funcionamiento de cuatro procesos fundamentales: flujo de energía, ciclo del agua, ciclo de los minerales y dinámica de las comunidades vegetales. A largo plazo (cada cinco años), el protocolo incluye la determinación del carbono orgánico del suelo, análisis físico-químicos complementarios, evaluación de infiltración mediante anillo simple y relevamientos de biodiversidad vegetal a través de transectas permanentes. Los resultados evidenciaron diferencias entre estratos ambientales. Los denominados “bajos dulces” presentaron mayores contenidos de materia orgánica y mejores desempeños en los procesos ecosistémicos evaluados. En el análisis anual del ISE, este estrato mostró una tendencia positiva sostenida entre 2022 y 2024, mientras que el “bajo salino” presentó una leve tendencia negativa, lo que sugiere mayores limitaciones asociadas a condiciones edáficas restrictivas. Los restantes estratos mantuvieron valores intermedios y relativamente estables. Durante 2024, los procesos de flujo de energía, ciclo del agua y ciclo mineral alcanzaron mayores porcentajes en ambientes con mejores condiciones hídricas, particularmente en bajos dulces. La dinámica de las comunidades vegetales evidenció diferencias estructurales asociadas a la disponibilidad de humedad y a la calidad del sitio. Asimismo, los indicadores de biodiversidad vegetal y el contenido de materia orgánica fueron superiores en los estratos con presencia de humedales, sugiriendo una asociación positiva entre heterogeneidad ambiental, acumulación de carbono y funcionamiento ecosistémico. La aplicación del protocolo GRASS/EOV permitió generar información cuantitativa sobre el estado y la tendencia de los procesos del suelo y del ecosistema en establecimientos agropecuarios. Los resultados indican que los ambientes bajos dulces presentan mayor resiliencia y potencial regenerativo, mientras que los bajos salinos requieren estrategias de manejo diferenciadas para mejorar su desempeño ecosistémico.

PALABRAS CLAVE: sistemas agropecuarios, reservorio de carbono, dinámica de las comunidades vegetales.

LOTEOS RESIDENCIALES EN ÁREAS RURALES: EFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO SOBRE LA PRODUCCIÓN

García Barreto, H. L.[1, 2], Crespo, R. J.[2 *], Wingeyer, A. B.[2, 3]

[1] Becario INTA-AUDEAS-CONADEV, Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER; [2] Dpto. de Recursos Naturales y Gestión Ambiental, EEA Paraná, INTA. Ruta Provincial 11 km 12,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos; [3] CONICET – Argentina; * Ruta 11 km 10,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos, crespo.javier@inta.gob.ar

RESUMEN: El recorrido de la Ruta Provincial N°11 en Entre Ríos coincide con las tierras de mayor aptitud agrícola en la provincia, y proveen de granos para la industria harinera y para las cadenas avícola, porcina y bovinos de leche. El cambio de uso del suelo (CUS) sobre la RP N°11 hacia urbanizaciones poco planificadas va en detrimento de la superficie cultivada y la producción de granos y, genera nuevos escenarios productivos que condicionan la productividad de las tierras. El objetivo de este trabajo fue ajustar la metodología para evaluar el impacto del CUS por urbanizaciones sobre la productividad de la tierra y el volumen de producción de trigo, maíz y soja. Se realizó una búsqueda bibliográfica de información disponible para la zona de interés respecto a la productividad del suelo, las rotaciones de cultivos, el rendimiento de los cultivos y las legislaciones vigentes relacionadas al uso de fitosanitarios en el periurbano. Se seleccionaron dos urbanizaciones para desarrollar y evaluar la metodología. Se utilizó Google Earth PRO (línea de tiempo) para constatar el momento de CUS, y QGIS para delimitar los sectores residenciales y las áreas de exclusión (100 m) y de amortiguamiento (300 m). Las dos urbanizaciones ocuparon 31,5 ha y la zona de influencia 246,4 ha (29,5 ha zona de exclusión y 216,9 ha zona de amortiguamiento). Para cada una de esas tres áreas la producción anual estimada sin CUS y siguiendo la rotación típica zonal Trigo/Soja 2ª- Maíz 1ª- Soja 1ª, sería de 133, 125, y 916 Tn, respectivamente. Del total de la producción agrícola provincial se exporta el 35, 24 y 70% de soja, trigo y maíz, respectivamente, siendo el restante destinado a consumo interno. Con el CUS, en el espacio urbanizado (31,5 ha) se dará una reducción total de la producción (merma de 133 Tn de granos), representando una merma de 68 Tn para el consumo provincial. Para la zona de exclusión y de amortiguamiento, se estimó que la producción anual promedio podría alcanzar las 1041 Tn. La reducción de aproximadamente 41 Tn anuales se atribuye a cambios en la rotación propuesta en la zona de exclusión (Trigo/Maíz tardío, sin la inclusión de soja), a un menor rendimiento del cultivo de trigo (~11%) por enfermedades fúngicas (royas y fusariosis), y un menor rendimiento del cultivo de maíz tardío (~15%) por competencia de malezas. Para la zona de amortiguamiento se estimó que los rendimientos alcanzables son similares a los originales sin CUS, por lo que no se modificó la rotación. La reducción de producción por loteo y por mayor brecha de rendimiento debido al manejo para las zonas de exclusión es de 174 Tn anuales. Asumiendo que el consumo interno provincial se mantiene, el CUS en 31,5 ha representa una reducción de 65 Tn de granos para exportación principalmente en el área urbanizada pero también en la circundante. La metodología propuesta permitió realizar estimaciones de la merma de producción y productividad. Se propone continuar con la validación de las estimaciones en un área mayor del corredor provincial.

PALABRAS CLAVE: Áreas de resguardo ambiental, periurbanos, sostenibilidad.

LOTEOS RESIDENCIALES EN ÁREAS RURALES: EFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO SOBRE LA PRODUCCIÓN

García Barreto, H. L.[1, 2], Crespo, R. J.[2 *], Wingeyer, A. B.[2, 3]

[1] Becario INTA-AUDEAS-CONADEV, Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER; [2] Dpto. de Recursos Naturales y Gestión Ambiental, EEA Paraná, INTA. Ruta Provincial 11 km 12,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos; [3] CONICET – Argentina; * Ruta 11 km 10,5, Oro Verde, CP 3100, Entre Ríos, crespo.javier@inta.gob.ar

RESUMEN: El recorrido de la Ruta Provincial N°11 en Entre Ríos coincide con las tierras de mayor aptitud agrícola en la provincia, y proveen de granos para la industria harinera y para las cadenas avícola, porcina y bovinos de leche. El cambio de uso del suelo (CUS) sobre la RP N°11 hacia urbanizaciones poco planificadas va en detrimento de la superficie cultivada y la producción de granos y, genera nuevos escenarios productivos que condicionan la productividad de las tierras. El objetivo de este trabajo fue ajustar la metodología para evaluar el impacto del CUS por urbanizaciones sobre la productividad de la tierra y el volumen de producción de trigo, maíz y soja. Se realizó una búsqueda bibliográfica de información disponible para la zona de interés respecto a la productividad del suelo, las rotaciones de cultivos, el rendimiento de los cultivos y las legislaciones vigentes relacionadas al uso de fitosanitarios en el periurbano. Se seleccionaron dos urbanizaciones para desarrollar y evaluar la metodología. Se utilizó Google Earth PRO (línea de tiempo) para constatar el momento de CUS, y QGIS para delimitar los sectores residenciales y las áreas de exclusión (100 m) y de amortiguamiento (300 m). Las dos urbanizaciones ocuparon 31,5 ha y la zona de influencia 246,4 ha (29,5 ha zona de exclusión y 82,5 ha zona de amortiguamiento). Para cada una de esas tres áreas la producción anual estimada sin CUS y siguiendo la rotación típica zonal Trigo/Soja 2ª- Maíz 1ª- Soja 1ª, sería de 133, 125, y 348 Tn, respectivamente. Del total de la producción agrícola provincial se exporta el 35, 24 y 70% de soja, trigo y maíz, respectivamente, siendo el restante destinado a consumo interno. Con el CUS, en el espacio urbanizado (31,5 ha) se dará una reducción total de la producción (merma de 133 Tn de granos), representando una merma de 68 Tn para el consumo provincial. Para la zona de exclusión y de amortiguamiento, se estimó que la producción anual promedio podría alcanzar las 1041 Tn. La reducción de aproximadamente 41 Tn anuales se atribuye a cambios en la rotación propuesta en la zona de exclusión (Trigo/Maíz tardío, sin la inclusión de soja), a un menor rendimiento del cultivo de trigo (~11%) por enfermedades fúngicas (royas y fusariosis), y un menor rendimiento del cultivo de maíz tardío (~15%) por competencia de malezas. Para la zona de amortiguamiento se estimó que los rendimientos alcanzables son similares a los originales sin CUS, por lo que no se modificó la rotación. La reducción de producción por loteo y por mayor brecha de rendimiento debido al manejo para las zonas de exclusión es de 174 Tn anuales. Asumiendo que el consumo interno provincial se mantiene, el CUS en 31,5 ha representa una reducción de 65 Tn de granos para exportación principalmente en el área urbanizada pero también en la circundante. La metodología propuesta permitió realizar estimaciones de la merma de producción y productividad. Se propone continuar con la validación de las estimaciones en un área mayor del corredor provincial.

PALABRAS CLAVE: Áreas de resguardo ambiental, periurbanos, sostenibilidad.

EFECTO DE LAS QUEMAS PRESCRITAS SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO EN SABANAS DE BUTIA YATAY

Ghilini, D.[1, 2, 3, 4*], Melgares, E.[3, 4], García Barreto, H.[3, 4], Gabioud, E.[4], Lassaga, S.[3], Wingeyer, A.[1, 4]

[1]CONICET; [2]Administración de Parques Nacionales; [3]Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER); [4]INTA EEA Paraná; [*]Ruta 11 Km. 12,5. Oro Verde, Entre Ríos, ghilini.daniel@inta.gob.ar

RESUMEN: La exclusión de la ganadería en el Parque Nacional El Palmar (PNEP) disminuyó la presión de ramoneo en pastizales de la sabana de *Butia yatay*. Uno de los efectos inmediatos fue la expansión de arbustos del género *Baccharis*, que desplazan al pastizal natural de la sabana. El PNEP implementó el uso de quemas prescritas de baja intensidad y corta duración como estrategia de control. Sin embargo, se desconoce el efecto de las quemas prescritas sobre las propiedades bio-fisicoquímicas del suelo en los sitios intervenidos. El objetivo de este trabajo fue caracterizar el efecto en el tiempo de las quemas prescritas en pastizales del PNEP sobre diferentes variables del suelo. Se tomaron muestras compuestas de suelo (0-10 cm) de manera apareada para siete sitios intervenidos por quemas y siete sitios no intervenidos a 20 (10/09/24), 100 (19/12/24) y 190 días (19/03/25) post-quema. Se determinó carbono orgánico del suelo (C), nitrógeno total (Nt), relación C:N del suelo (CN), pH, contenido de arcilla (%arc), limo (%li) y arena (%are). Se emplearon modelos lineales mixtos para muestras repetidas en el tiempo implementando diferentes estructuras de modelado de la varianza e interacción de los efectos fijos (tratamiento y tiempo) para todas las variables. Se registraron valores de C entre 0,8 - 1,9%, lo que coincide con determinaciones previas para pastizales del PNEP. El perfil textural de las muestras fue arenoso a arenoso-franco (%are= 57-86%). Los valores de pH indican suelos ligeramente ácidos (4,88-6,33). Se observaron diferencias significativas de ambos efectos fijos (Tiempo y Tratamiento) para C (p=0,02), mostrando una disminución en el tiempo que fue más pronunciada para sitios sin quema. Respecto a Nt y pH, solo se observó un efecto significativo del tiempo (p=0,001), con reducción de los valores en el tiempo. La relación C:N varió entre 10,2 y 12,7, y registró un efecto significativo marginal del tratamiento (p=0,08) incrementando en el testigo. La caída en el C, Nt y pH podría estar relacionada al régimen climático durante el período evaluado, donde las abundantes precipitaciones mensuales pudieron promover la degradación de la materia orgánica y el movimiento en profundidad en estos suelos de textura arenosa. Preliminarmente, se observó la presencia de partículas de carbón (materia orgánica recalcitrante) al microscopio, que probablemente no fue cuantificada por la metodología de determinación de C oxidable, lo que podría sugerir diferencias más amplias entre los tratamientos evaluados. El %are mostró una debil tendencia a incrementarse a los 100 días para el testigo (76 a 78%), y disminuir en el tratamiento quemado (74 a 72%) (p=0,13). Esta tendencia podría explicarse por el aporte de materia orgánica de la quema (biomasa aérea) que ejercería un efecto protector sobre las partículas finas del suelo contra el lavado del perfil durante lluvias intensas. Se dispone de una caracterización preliminar acerca de la dinámica de algunas propiedades fisicoquímicas para pastizales templados afectados por quemas prescritas de suelos escasamente desarrollados.

PALABRAS CLAVE: manejo del fuego, Parque Nacional El Palmar, carbono orgánico del suelo.

USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS EN TRIGO: EFECTOS SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO Y RENDIMIENTO

Giannini, L. I.[1], Caprile, A. C.[2*], Giannini, A. P.[2]

[1]ECANA UNNOBA; [2]INTA, EEA Pergamino; [*]Av Frondizi km 4,5 (ruta 32), CP 2700, Pergamino, Buenos Aires, *caprile.ana@inta.gob.ar

RESUMEN: Las enmiendas orgánicas constituyen una herramienta para mejorar el funcionamiento del suelo. Su incorporación permite aportar nutrientes y materia orgánica, favoreciendo mejoras en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, así como en los rendimientos de los cultivos. Entre las enmiendas orgánicas más utilizadas se destaca la cama de pollo, debido a su elevado contenido de nitrógeno, fósforo y potasio. El compost proveniente del sistema de cama profunda porcina también representa una fuente potencial de nutrientes con posibilidad de uso agrícola. La valorización de los residuos generados por las producciones avícola y porcina no solo permite reducir impactos ambientales asociados a su disposición, sino que también ofrece una alternativa para mejorar la calidad y el rendimiento de los cultivos. La hipótesis de este trabajo fue que el uso de enmiendas orgánicas permite mantener el rendimiento del cultivo de trigo al tiempo que mejora las propiedades físicas y químicas del suelo. El objetivo fue evaluar el efecto de diferentes dosis de cama de pollo y cama de cerdo sobre dichas propiedades luego de la cosecha del cultivo. Se realizó un ensayo de trigo sobre un suelo Arguidol típico, Serie Pergamino, donde se delimitaron 21 parcelas experimentales y se distribuyeron los tratamientos en un diseño completamente aleatorizado con tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en: control sin enmiendas; cama de cerdo a dosis de 1,7, 3,3 y 5 Mg ha^{-1}; y cama de pollo a dosis de 1, 2 y 4 Mg ha^{-1}. Al momento de la cosecha del cultivo de trigo, se determinó el rendimiento en grano. Asimismo, se realizaron muestreos de suelo a tres profundidades para evaluar densidad aparente (DAP), pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (C), nitrógeno total (N) y fósforo extractable (Pe). Si bien no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en los rendimientos del cultivo, los cuales oscilaron entre 3127 y 3716 kg ha^{-1}, se observó una tendencia de mayores rendimientos en los tratamientos con dosis más elevadas de enmiendas. Los principales efectos de las enmiendas sobre el suelo se concentraron en los primeros 5 cm de profundidad, y en algunos casos se extendieron hasta los 10 cm. En el espesor 0–5 cm, las concentraciones promedio variaron entre 16,73 y 19,87 g kg^{-1} de C, entre 1,86 y 2,33 g kg^{-1} de N, y entre 23,67 y 81,50 mg kg^{-1} de Pe, registrándose los mayores valores en los tratamientos con cama de pollo. Las variables pH y CE no fueron afectadas de manera general por la incorporación de las enmiendas. En conclusión, las dosis evaluadas de cama de pollo y cama de cerdo permitieron mejorar la fertilidad química del suelo, principalmente a través del aumento de C, N y P, sin generar efectos adversos sobre el pH ni la CE. La incorporación de enmiendas orgánicas se presenta como una alternativa viable para incrementar la calidad del suelo y sostener los rendimientos de los cultivos, con potencial para complementar o reemplazar parcialmente la fertilización mineral en sistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: cama de pollo, cama de cerdo, fósforo.

1592

EVOLUCIÓN DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO BAJO MANEJOS REGENERATIVOS Y AGROECOLÓGICOS EN EL SUR DE SANTA FE

Giustiniani, E.[1, 2*], Benedetto, M. V.[3], Garibaldi, L. A.[1], Pérez, C. Á.[3], Rodriguez, A. A.[3], Behrends Kraemer, F.[2, 4]

[1]Universidad Nacional de Río Negro. CONICET. Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina. [2]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. [3]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-INTA. Oliveros, Santa Fe, Argentina. [4]CONICET, Buenos Aires, Argentina. *egiustiniani@unrn.edu.ar. Anasagasti 1463, San Carlos de Bariloche, Río Negro, 8400 Argentina.

RESUMEN: El modelo de intensificación agrícola convencional de Argentina, basado en una alta dependencia de insumos externos y en la predominancia del monocultivo, ha generado severos procesos de degradación de las tierras. En respuesta, han surgido modos de producción alternativos, como la agroecología (AE) y la agricultura circular regenerativa (AR), orientados a sostener la producción mediante prácticas que promueven la eficiencia de los procesos ecológicos y la biodiversidad, tales como la reducción del uso de insumos sintéticos, la incorporación de cultivos de cobertura (CC), las rotaciones agrícola-ganaderas con pastoreo (P) y la diversificación de cultivos. Sin embargo, estos manejos suelen emplear labranzas, lo que podría afectar negativamente la estructura del suelo. La estabilidad de agregados del suelo (EE) es un indicador clave de la salud del suelo y altamente sensible a las prácticas de manejo. En este trabajo se evaluó la dinámica temporal de la EE bajo tratamientos que representan distintos manejos: un tratamiento convencional (AC: siembra directa-SD-, y barbecho químico); dos tratamientos de AR con reducción del uso de agroquímicos (AR1: SD y CC; AR2: SD, CC y P); y tres tratamientos de AE con uso de bioinsumos (AE1: labranza convencional; AE2: CC, P y labranza ocasional; AE3: SD y P). Se realizaron cinco muestreos a lo largo de tres años en las temporadas de otoño y primavera (2022-2024). Las muestras de suelo se tomaron en el estrato 0-20 cm y la EE se determinó mediante la metodología de Le Bissonnais, que incluye los tests de Estallido, Disgregación mecánica y Microagrietamiento, a partir de los cuales se obtuvo un valor promedio de EE. A través del índice Soil Tillage Intensity Rating (STIR) de la USDA, se analizó el impacto de las operaciones de labranza de los distintos tratamientos en la EE. Además, se evaluó la relación entre la EE y las precipitaciones acumuladas durante los 90 y 30 días previos a los muestreos. La EE promedio y de los tres tests varió significativamente según la fecha de muestreo, con un incremento inicial, una disminución en el segundo año y recuperación en el tercero. No se detectaron diferencias en la EE entre tratamientos; sin embargo, los tratamientos de AE tendieron a registrar mayores valores de EE promedio (AE3=AE2>AE1>AR1>AR2>AC). La EE se asoció positivamente con las precipitaciones de los 90 días previos al muestreo y negativamente con las de los 30 días previos, salvo en el test de Microagrietamiento, donde la relación fue positiva. El índice STIR evidenció una relación positiva entre la intensidad de las labranzas y la EE promedio y el test de Estallido. Los manejos de AE y AR parecerían constituir una estrategia adecuada para mejorar la EE del suelo, al incorporar prácticas que favorecen la actividad biológica y la rápida estabilización de agregados en sistemas bajo labranza. Estudios de mayor duración permitirán determinar si estas tendencias se consolidan a lo largo del tiempo.

PABLABRAS CLAVE: estabilidad de agregados, labranzas, degradación del suelo.

MANEJO AGROECOLÓGICO EN HUERTAS URBANAS DE BARILOCHE Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL SUELO

Giustiniani, E.[1, 2*], Garibaldi, L. A.[1], Behrend Kraemer, F.[2, 3], Fernández, A. R.[1], Mattioli, D.[1], El Mujtar, V. A.[4], Ocariz, P.[5], De Paz, M.[1]

[1]Universidad Nacional de Río Negro. CONICET. Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina. [2]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. [3]CONICET, Buenos Aires, Argentina. [4]Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche (IFAB), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Río Negro, Argentina. [5]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Agencia de Extensión Rural Bariloche, Bariloche, Argentina. *egiustiniani@unrn.edu.ar. Anasagasti 1463, San Carlos de Bariloche, Río Negro, 8400 Argentina.

RESUMEN: La agroecología surge como una alternativa para dar respuesta integral a los impactos socioambientales asociados a la agricultura moderna. Sin embargo, aún persisten vacíos de conocimiento respecto a los efectos de sus principios y prácticas sobre las distintas dimensiones de los agroecosistemas. El suelo es un componente clave a evaluar, ya que de él dependen importantes funciones y servicios ecosistémicos, como la productividad. El objetivo de este trabajo fue analizar la relación entre diferentes elementos de la agroecología, definidos en el Instrumento para la Evaluación del Desempeño de la Agroecología (TAPE, Paso 1), y la calidad del suelo en huertas urbanas de la ciudad de San Carlos de Bariloche (Patagonia argentina). Se consideraron los cinco elementos del TAPE vinculados directamente a las prácticas de manejo empleadas en las huertas (Diversidad, Sinergia, Eficiencia, Resiliencia y Reciclaje); los elementos restantes, asociados a dimensiones sociales y a condicionantes externos de la producción, no fueron incluidos en este análisis. El puntaje de cada elemento se definió a partir de la sumatoria de 3-4 índices, valorados en una escala descriptiva de 0 (la situación menos agroecológica) a 4 (situación más agroecológica). En 16 huertas se caracterizó el nivel de transición agroecológica de los elementos de manejo utilizando información previa (datos secundarios). Además, se midió la tasa de infiltración y se tomaron muestras simples de suelo por triplicado en el estrato 0-20 cm, en sectores representativos del manejo habitual de las huertas. En las muestras se determinaron el carbono orgánico total (COT), fraccionado por el método físico en carbono orgánico particulado (COP) y asociado a la fracción mineral (COM), nitrógeno (N) total, relación C:N, estabilidad estructural y densidad aparente. Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con los datos de suelo y se usaron los elementos del TAPE como variables suplementarias para visualizar potenciales relaciones. Los indicadores de calidad del suelo mostraron una elevada variabilidad entre huertas; en particular la tasa de infiltración (113,6-76440 mm h^{-1}), el COT (16,6-69,8 g kg^{-1}) y el COP (6,9-52,6 g kg^{-1}). La primera componente del PCA explicó el 63 % de la variabilidad total e integró a todos los indicadores de calidad del suelo, con excepción de la relación C:N. Los elementos Diversidad y Sinergia se asociaron positivamente con la primera componente, posiblemente asociado a la implementación de prácticas que promueven el aumento de la biodiversidad, una mayor cobertura del suelo, la rotación de cultivos, la integración de especies arbóreas y perennes, y una mayor conectividad a escala de paisaje. Si bien la adopción de estas prácticas aún es incipiente en algunos establecimientos, los resultados sugieren un impacto positivo sobre la calidad del suelo. Este estudio permitió evaluar el desempeño de elementos clave de manejo en los sistemas hortícolas urbanos de Bariloche e identificar prácticas con mayor potencial para mejorar la calidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: agroecología, salud del suelo, horticultura.

INDICADORES EDÁFICOS Y PERCEPCIÓN DE ACTORES SOCIALES

Gómez, M. F.[1], Píaz, A.[2], Álvarez, L.[1], Leizica, E.[1], Noellemeyer, E.[1*]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa. Ruta 35 km 334, 6330 Santa Rosa, La Pampa, Argentina. [2]Universidad Nacional de San Martín, 25 de Mayo y Francia, 1650 San Martín, Buenos Aires, Argentina. *noellemeyer@agro.unlpam.edu.ar

RESUMEN: La salud del suelo es esencial para la sostenibilidad de los agroecosistemas, en tanto condiciona la provisión de servicios ecosistémicos claves como la fertilidad, la regulación hídrica y el secuestro de carbono. El objetivo de este estudio fue identificar y evaluar indicadores edáficos que permitan caracterizar el estado de salud del suelo, relacionarlos con servicios ecosistémicos y analizar las percepciones de productores y asesores sobre la sustentabilidad de los sistemas de manejo en la región pampeana argentina. Se tomaron muestras de suelo en 34 establecimientos adheridos a un programa de Certificación de carbono y manejo sustentable. Se aplicó una guía de evaluación visual con 12 indicadores del suelo, y se midieron parámetros como carbono, densidad aparente y fracción arcilla+ limo. Además, se aplicaron 34 cuestionarios y entrevistas semiestructuradas para indagar percepciones sociales sobre la calidad del suelo, la sustentabilidad y los servicios ecosistémicos. Los resultados mostraron una correlación significativa entre indicadores visuales como color, estructura y porosidad con propiedades del suelo como carbono y textura. El índice de materia orgánica (IMO) resultó útil para corregir efectos texturales en la interpretación del contenido de carbono. El análisis cualitativo reveló que los actores valoran principalmente los servicios de provisión (productividad), pero también reconocen la importancia de funciones de regulación (agua, carbono) y aspectos culturales ligados al arraigo. Las percepciones relevadas evidenciaron una creciente conciencia sobre la degradación del suelo y su impacto a nivel productivo, aunque también limitaciones para adoptar prácticas sustentables debido a presiones económicas. Se concluye que la integración de indicadores edáficos con percepciones sociales constituye una herramienta novedosa y práctica para el monitoreo de la salud del suelo y para orientar decisiones de manejo sustentable en la región pampeana y reducir la brecha entre ciencia y práctica.

PALABRAS CLAVE: salud del suelo, indicadores visuales, sistemas socio- ecológicos.

COMPARACIÓN DE LA INFILTRACIÓN Y LA PÉRDIDA DE SUELO EN MICROCUENCAS CONTRASTANTES DE PAMPA ONDULADA

González Reggiardo, A. R.[1*], Castiglioni, M. G.[1]

[1]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453 (1417), CABA, Argentina. *reggiardo@agro.uba.ar

RESUMEN: El objetivo del presente trabajo fue evaluar el comportamiento de la infiltración y la erosión, determinados a escala de parche en dos microcuencas con características contrastantes, ubicadas en la cuenca del Arroyo del Tala (San Pedro, Pcia. de Bs. As.), analizando también el efecto de distintas historias de uso de la tierra sobre dicho comportamiento. Se realizaron ensayos de infiltración con simuladores de lluvia con parcelas de 0,25 m x 0,25 m sobre suelo cubierto (C) (n=12) y descubierto (D) (n=29). La intensidad de lluvia fue de 60 mm h^{-1} durante una hora, determinándose la tasa de infiltración de equilibrio (TFI), el coeficiente de escurrimiento (CE) y la cantidad de suelo perdido (Ero). Se calculó también el enriquecimiento en carbono de los sedimentos exportados (E.CO), y se tomaron muestras del suelo superficial para evaluar distintas propiedades edáficas, relacionándolas con los resultados obtenidos de las simulaciones de lluvia. Una microcuenca presenta suelos bien drenados con textura superficial franco arcillo limosa (BD), mientras que la otra tiene suelos con características hidro-halomórficas y textura superficial franco limosa (HA). Se analizó también el efecto de diferentes historias de uso de la tierra (distintas situaciones bajo agricultura permanente, pastizal bajo una clausura de 9 meses, pastizal degradado, situaciones pseudoprístinas y un lote con historia agrícola previa pero con varios años de descanso) sobre los resultados obtenidos. Se realizaron comparaciones entre suelos cubiertos y descubiertos, entre suelos con características contrastantes de ambas microcuencas y entre los distintos usos de la tierra en cada microcuenca. La TFI fue un 63 % mayor en C respecto a D, y en esta última situación CE y Ero fueron un 90 % y 285 % mayor en relación a lo sucedido en C. Bajo D, en HA la TFI, CE y Ero fueron 14,5 mm h^{-1}, 0,45 y 480 kg ha^{-1}, respectivamente, mientras que en BD estos parámetros fueron significativamente diferentes: 25,3 mm h^{-1}, 0,35 y 247 kg ha^{-1}. Dentro de BD y estando el suelo descubierto, la TFI, CE y Ero oscilaron entre 60 mm h^{-1}, 0 y 0 kg ha^{-1}, respectivamente, para el lote en descanso y 15,8 mm h^{-1}, 0,45 y 630 kg ha^{-1}, respectivamente, para el más degradado. En HA y bajo D, estos parámetros fueron para la pastura degradada: 9,3 mm h^{-1}, 0,55 y 189 kg ha^{-1}, para la clausura: 25,5 mm h^{-1}, 0,29 y 139 kg ha^{-1} y bajo agricultura fueron en promedio: 11,5 mm h^{-1}, 0,50 y 796 kg ha^{-1}, respectivamente. E.CO varió entre 6,2 y 3,4 para la pastura degradada y clausurada, respectivamente, hasta obtener valores de alrededor de 2 bajo agricultura. Los análisis de correlación mostraron que la densidad aparente, el carbono orgánico, la textura, la porosidad total y el volumen de poros mayores a 10 y 60 micrones afectaron significativamente la TFI, mientras que en Ero influyó también la estabilidad estructural. Estos resultados muestran la alta variabilidad de los parámetros analizados, condicionada por los cambios en las características edáficas heredadas y por la distinta historia de uso de la tierra.

PALABRAS CLAVE: simulaciones de lluvia, escurrimientos, uso de la tierra.

1596

ANÁLISIS DE LOS ESCURRIMIENTOS EN UNA MICROCUENCA AGRÍCOLA BAJO SIEMBRA DIRECTA DE LA PAMPA ONDULADA

González Reggiardo, A. R.[1*], Castiglioni, M. G.[1]

[1]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453 (1417), CABA, Argentina. *reggiardo@agro.uba.ar

RESUMEN: El objetivo del presente trabajo fue analizar el proceso de precipitación-escurrimiento en una microcuenca bajo uso agrícola en siembra directa (317 ha), ubicada en la cuenca media del Arroyo del Tala (San Pedro, Pcia. de Bs. As). En el sitio se encuentran instalados un pluviógrafo y un limnígrafo que almacenan cada 30 minutos la información de las precipitaciones y los escurrimientos ocurridos, respectivamente. El período analizado fue desde mayo de 2023 a noviembre de 2025. Se registraron 194 tormentas (73% bajo antecedente de humedad (AMC) I) con una lámina de agua caída de 2760 mm. El 15 % de ellas (n=30) generó escurrimiento (759 mm) y el 47 % solo encharcamiento (n=91). De las primeras, el 63% fue bajo AMCI, el 17 % con AMCII y el 20 % bajo AMCIII. A su vez, el 56 % (precipitaciones < a 48 mm con AMC variados, equivalentes a lluvias diarias con un período de retorno (PR) menor a 1), presentaron un coeficiente de escurrimiento medio (CE) de 0,42; el 27 % (precipitaciones de 50 a 69 mm, mayoritariamente con AMCI, con un PR de alrededor de 1) generaron un CE de 0,40; el 10 % (precipitaciones entre 80 y 100 mm, todas con AMCI y un PR entre 1,60 y 2,60) tuvieron un CE de 0,62; el 3 % (lluvia de 110 mm y AMCI, con un PR de 4) tuvo un CE de 0,38, mientras que la restante lluvia (de 180 mm durante 3 días, AMCI y equivalente a una precipitación diaria con un PR de 58) tuvo un CE de 0,77. Los umbrales de lluvia necesarios para generar escurrimiento fueron similares entre los distintos AMC, oscilando entre 18,20 mm y 20,20 mm. No obstante, hubo diferencias entre AMC en la lámina promedio necesaria para que se inicie el proceso (AMCI: 39,50 mm, AMCII: 24,20 mm, AMCIII: 15,20 mm). Al realizar un análisis de regresión lineal, se observó al no discriminar los resultados, que la relación lluvia-escurrimiento presentó un R^2 ajustado de 0,70, el cual empeoró al reemplazar el parámetro lluvia por el EI30 (índice de erosividad de cada lluvia). Sin embargo, dicho grado de predicción mejoró (R^2 ajustado: 0,76) al utilizar en la ecuación en forma conjunta el parámetro lluvia con los milímetros de las precipitaciones caídas en los días previos a cada tormenta (5, 15, 20 y/o 30 días) como así también incluyendo el EI30, la intensidad máxima en 30 minutos de cada lluvia y/o la energía cinética de cada tormenta. A su vez, la capacidad de predicción mejoró sustancialmente al discriminar los resultados por AMC (R^2 ajustado entre 0,80 y 1) y al separar los escurrimientos en períodos del año distintos, aunque solo para los ocurridos en otoño-invierno (R^2 ajustado: 0,99), ya que para los de primavera-verano el R^2 ajustado se ubicó entre 0,54 y 0,57. Los resultados obtenidos reafirman la multicausalidad del proceso lluvia-escurrimiento, siendo imprescindible determinar de forma más precisa la importancia relativa de cada uno de los factores que inciden sobre dicho proceso.

PALABRAS CLAVE: humedad antecedente, erosividad de las lluvias, período de retorno.

CULTIVOS DE COBERTURA Y EFECTOS EN LAS PROPIEDADES FISICAS EN UN ARGIUDOL ACUICO

Grancic, C. E.[1], Rey Montoya, T. S.[1, 2], Paredes, F. A.[1, 2*]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias-UNNE, Cátedra Edafología; [2] INTA Estación Experimental Agropecuaria Corrientes; * Ruta Nacional 12, km 1008, (3416) El Sombrero, Empedrado, Prov. de Corrientes, Argentina, paredes.federico@inta.gob.ar

RESUMEN: La degradación física de los suelos asociados a monocultivo es una limitante para la sostenibilidad de la producción, más aún en condiciones de fragilidad como en sistemas productivos de pequeños productores, con pocas rotaciones y baja reposición de nutrientes. La incorporación de cultivos de cobertura (CC) bajo un manejo agroecológico se presenta como una estrategia para mejorar la calidad física del suelo. Se planteó la hipótesis de que la diversificación de la secuencia con CC de gramíneas y leguminosas incrementa la estabilidad de agregados (EA), el carbono orgánico del suelo (COS) y mejora el movimiento del agua respecto del sistema sin cobertura. El objetivo fue evaluar el efecto de la inclusión de caupí (*Vigna unguiculata* L. Walp.) y avena negra (*Avena strigosa*) en secuencias de cultivos regionales (maíz, mandioca y caupí) sobre la densidad aparente (Da), la EA, el COS y la infiltración básica (Ib). El ensayo se localizó en el INTA EEA Corrientes, sobre un Argiudol ácuico, utilizando un diseño en bloques completamente aleatorizados, en parcelas divididas con tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en tres cultivos principales (Mandioca, Maíz, Caupí) y cuatro niveles de CC (Sin CC, Caupí, Avena, Caupí+Avena). En el tercer año se tomaron muestras a 0-10 cm de profundidad, determinándose Da por el método de la probeta, EA por tamizado en húmedo, COS, mediante oxidación húmeda, e Ib por el método del doble anillo aplicando la ecuación de Kostiakov. Los datos fueron sometidos a un análisis de varianza (ANOVA) y las medias se compararon mediante la prueba de Duncan ($p<0,05$). Los resultados indicaron que la EA fue elevada en general (>70%); la prueba de Duncan permitió identificar una degradación relativa en las secuencias con maíz sin CC. La Da presentó sus valores máximos en la secuencia con mandioca sin CC en el tercer año (1,28 Mg/m³), sugiriendo que la falta de cobertura y el disturbio del suelo afectan la porosidad macroestructural. La Ib presentó una media de 2,06 cm/h con un coeficiente de variación muy elevado, lo cual impidió detectar diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, no obstante, se observaron tendencias de mejoras en el movimiento del de agua en secuencias con Avena negra, asociadas a la formación de bioporos. El COS se asoció positivamente con la presencia de la mezcla Caupí+Avena, evidenciando el rol del aporte de biomasa en la protección de la materia orgánica bajo este manejo agroecológico. Los resultados indican que la inclusión de cultivos de cobertura, en secuencias agrícolas con cultivos regionales bajo manejo agroecológico, favorecen el movimiento del agua en el suelo y promueve la acumulación de carbono en el corto plazo.

PALABRAS CLAVE: estabilidad de agregados, carbono orgánico, infiltración.

PROPIEDADES FÍSICAS DE SUELO EN SISTEMAS PRODUCTIVOS PERIURBANOS HORTÍCOLA Y TAMBO BOVINO DEL PARTIDO DE LUJÁN

Irigoin, J.[1, 2*], Petrasek, M.[1], Bulos, L.[1], Ramirez, J.[1], Corias, C.[4], Civeira, G.[2], Paladino, I.[3], Bonvecchi, V.[1]

[1]Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján; [2] Instituto de Suelos, CNIA, INTA; [3] IPAF-Pampeano INTA, [4] Estudiante de Agronomía, UNLu (PIR). *De los Reseros y N. Repetto s/n, (1686) Hurlingham, Prov. de Buenos Aires, irigoin.julieta@inta.gob.ar

RESUMEN: En áreas densamente pobladas, el conflicto de usos del suelo se intensifica, con potenciales consecuencias sobre su calidad y, en particular, sobre la provisión de alimentos. La progresiva desaparición de los sistemas productivos periurbanos, donde el suelo no ha sido suficientemente valorado en base a la seguridad y soberanía alimentaria, constituye una problemática crítica. En el Partido de Luján (Buenos Aires), las normativas locales promocionan la producción agropecuaria agroecológica y el cuidado del suelo, principalmente en el área de amortiguamiento urbano-rural. La Ordenanza 5953/2011, regula la aplicación de agroquímicos en función de los usos urbanos y la Ordenanza 7222/2019, fomenta la transición hacia la producción agroecológica. Con el objetivo de evaluar la calidad del suelo en el área urbano-rural del partido de Luján, se midieron propiedades físicas de suelo, en dos sistemas productivos intensivos: tambo bovino y horticultura, con manejo convencional y agroecológico. Las determinaciones físicas se realizaron en 4 establecimientos, sobre suelos Argiudoles típicos de textura superficial franco limosa. Las variables medidas fueron: densidad aparente (dap) de 0-10 y 10-20 cm; resistencia a la penetración (RP) con el penetrómetro de golpes medido cada 5 cm hasta 30 cm; infiltración con anillo simple USDA y escurrimiento con el microsimulador de lluvias con una intensidad de lluvia de 60mm/h. En el sistema hortícola convencional, la dap (0-10 cm) se midió en el camellón y el entresurco siendo los valores 1,07 g/cm^3 y 1,15 g/cm^3 respectivamente; mientras que, en el sistema agroecológico, la dap fue 1,14 g/cm^3 (0-10 cm) y 1,28 g/cm^3 (10-20 cm). En la huerta convencional, los valores promedios de RP (0-15cm) fueron 1,2 MPa y 1,5 MPa, para el camellón y entresurco, respectivamente y fue superior a 2 MPa (15-30 cm) en el camellón y entresurco. La RP en el sistema hortícola agroecológica fue en promedio 0,9 MPa (0-15 cm) y 1,46 MPa (15-30 cm), evidenciando mejores condiciones físicas para el crecimiento radicular. La humedad gravimétrica medida hasta los 30 cm fue de 20-25 % para todas las determinaciones de RP. La infiltración fue similar en ambos manejos. Respecto al tambo convencional, la dap superficial fue 1,20 g/cm^3 (0-10 cm) y 1,28 g/cm^3 (10-20 cm). En el tambo agroecológico la dap fue 1,08 g/cm^3 (0-10 cm) y 1,23 g/cm^3 (10-20 cm). En el tambo convencional, la RP promedio fue 1,9 MPa (0-15 cm), evidenciando severas restricciones para el enraizamiento a nivel superficial y de 3,0 MPa (15-30 cm), siendo restrictivo para el crecimiento radical. En el tambo agroecológico la RP promedio fue 1,10 MPa (0-15 cm) y de 2 MPa (15-30 cm). La infiltración en el tambo convencional fue 24,7 mm/h y menor en el agroecológico. En todos los sistemas productivos el escurrimiento comenzó a los 5 minutos. Los resultados obtenidos evidencian los efectos positivos de los manejos agroecológicos, a la vez, que permiten establecer una línea de base para el monitoreo de la calidad física de los suelos en el área de amortiguamiento urbano-rural de Luján.

PALABRAS CLAVE: agroecología, área de amortiguamiento urbano-rural, calidad física de suelos.

BIOINSUMOS Y SALUD DEL SUELO EN COMARCA ANDINA (PATAGONIA, ARGENTINA): APORTES DESDE UN ENFOQUE SOCIO-ECOLÓGICO

Laborda, L.[1*], El Mujtar, V. A.[1], Cardozo, A. G.[2], Fallot, A.[2, 3]

[1]Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche (IFAB), CONICET-INTA. [2]AER INTA El Bolsón. [3]UMR SENS, CIRAD, Montpellier, France. [4]CIRAD, Univ Montpellier, SENS, Montpellier, France. Modesta Victoria 4450, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina. *laborda.luciana@inta.gob.ar

RESUMEN: Los bioinsumos agrícolas se presentan como una práctica sustentable y compatible con una buena salud del suelo. Sin embargo, su uso no depende únicamente de sus propiedades biológicas y efectividad, sino también del contexto social y ecológico en que se desarrolla la producción. Comprender las modalidades y limitantes del uso de bioinsumos resulta crucial para entender su rol en la salud del suelo a nivel de territorio. Este análisis requiere un enfoque integral y contextualizado, que permita incorporar la perspectiva de distintos actores. La Comarca Andina del Paralelo 42 (CAP42), es una región del norte de la Patagonia (Argentina) caracterizada por una producción agrícola diversificada, mayormente de agricultura familiar, con un entramado social multicultural. La región tiene larga tradición de producción amigable con el ambiente, incluyendo sistemas de producción orgánica, ecológica y agroecológica, entre otros. El uso de bioinsumos, particularmente de biopreparados, es habitual en la región. Sin embargo, la información disponible sobre la diversidad, origen, motivaciones y limitantes del uso de bioinsumos en la CAP42 es escasa. En 2024 iniciamos una línea de investigación sobre este tema considerando un enfoque socio-ecológico. Para ello realizamos: i) talleres con productores/as y otros actores/as de la CAP42, ii) revisión bibliográfica y iii) encuestas a informantes clave del territorio. En este trabajo presentamos el modelo conceptual (MC) desarrollado mediante el método PARDI (Problemática, Actores, Recursos, Dinámica e Interacciones). Esta metodología nos permitió organizar y sintetizar la información generada en talleres, revisión y entrevistas, a partir de una problemática contextualizada de manera transdisciplinar y participativa. La problemática abordada *"¿Cómo conservar o mejorar la salud del suelo en los cultivos hortícolas y de fruta fina de la CAP42?*" surgió a partir de un taller previo sobre bioinsumos en la CAP42, en tanto que la revisión bibliográfica y las entrevistas a actores clave alimentaron el MC desarrollado en taller. El MC surgió de la identificación y caracterización colectiva de los principales elementos del sistema y sus vinculaciones, permitiendo una visualización sintética y participativa de sus aspectos clave. Entre ellos encontramos: i) valorización de los bioinsumos como una alternativa sustentable para la producción agrícola en la CAP42; ii) uso condicionado por el conocimiento y la experiencia de los/las productores/as (elaboración, aplicación, dosis), facilitación de los técnicos (recomendación, receta, venta) y disponibilidad de recursos orgánicos (residuos de producción, estiércol) y iii) persiste incertidumbre respecto de cómo aprovechar los recursos orgánicos generados por industrias (circular recursos para elaborar biopreparados locales); cómo articulan las organizaciones sociales e instituciones; cómo afecta el sector inmobiliario. Se requiere mayor investigación sobre los biopreparados (protocolos de elaboración, efectividad, inocuidad, umbrales de aplicación, tipos de suelo) y optimizar su acceso. La integración de aspectos ecológicos, sociales y de producción desde la perspectiva de múltiples actores, permite aclarar aspectos importantes sobre el rol de los bioinsumos en la conservación o mejora de la salud del suelo. Este modelo conceptual puede servir para la discusión colectiva y contribuir a orientar futuras políticas públicas y prácticas agrícolas de manera situada.

PALABRAS CLAVE: Bioinsumos agrícolas, metodología participativa, modelo conceptual.

1600

IMPLEMENTACIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA EN UN SISTEMA AGRÍCOLA-GANADERO EN EL ESTABLECIMIENTO LA PROVIDENCIA, PARTIDO DE TRES ARROYOS

López, A.[1*], Zamora, M.[1], Regalia, A.[1], Caro, R.[2], Croce, D.[2]

[1] Chacra Exp Integrada Barrow (INTA-MDA). [2] Cooperativa Rural Limitada Alfa. Olivero Duggan 2280 (7500), Tres Arroyos, Prov de Buenos Aires. lopez.alejandra@inta.gob.ar

RESUMEN: Los cultivos de cobertura (CC) son una estrategia clave para mejorar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas, generando beneficios como el uso eficiente del agua, balance de carbono, mejorar la estructura del suelo, favorecer la disponibilidad de nutrientes. Sin embargo, su adopción continúa siendo limitada debido a que los beneficios económicos suelen expresarse en el mediano plazo. En este contexto, la integración agrícola-ganadera surge como una alternativa para potenciar la funcionalidad de los CC, incorporando el pastoreo como herramienta de aprovechamiento forrajero sin comprometer la salud del suelo. El objetivo fue evaluar el impacto de una avena+vicia utilizada como CC, sobre la productividad de carne (maximizando la producción de biomasa aérea con el fin de obtener una rentabilidad económica inmediata), sobre el suelo y el rendimiento de soja y de la cebada posterior a la soja. La experiencia se realizó en el establecimiento La Providencia (38°47'0,7'' S; 60°24'39'' O) Copetonas, durante el 2024-2025. Los tratamientos fueron: con pastoreos en julio, agosto, septiembre, octubre, y sin pastoreo (testigo). Se estudiaron indicadores físicos y químicos del suelo, productividad de soja y cebada y producción de carne. Los datos fueron analizados mediante ANAVA. La Dap a 0-10 cm de profundidad mostró diferencias significativas entre los tratamientos (p =0,008*)*. Pastoreos de julio y octubre presentaron significativamente menor Dap en comparación con los tratamientos de agosto, septiembre, y sin pastoreo, efecto vinculado al manejo/momento de pastoreo, intensidad y distribución de las precipitaciones y a la condición del suelo. La resistencia mecánica a la penetración durante julio y septiembre presentó valores superiores a los observados al resto de los tratamientos, debido a un menor contenido de humedad del suelo al momento de la medición. La tasa de infiltración (mm/h) no presentó diferencias significativas entre tratamientos (p =0,59), los valores transformados (Log Infiltración) tampoco evidenciaron diferencias estadísticas (p =0,63), lo que confirma la ausencia de efecto del momento de pastoreo sobre esta variable. No se observaron diferencias en materia orgánica, nitrógeno de nitrato y fósforo extractable, aunque este último mostró una tendencia (p =0,057). En soja, se registraron diferencias significativas en rendimiento con un p=0,007, destacándose el pastoreo de julio con mayor rendimiento. En cebada no se detectaron diferencias significativas en rendimiento, aunque fueron muy convenientes. Las diferentes fechas de pastoreo, mostraron una alta eficiencia en la producción de carne, con un promedio de 165 kg/ha, evidenciando un adecuado aprovechamiento del recurso forrajero, determinado por el momento de utilización del forraje, lo que sugiere que la calidad del pasto, las condiciones ambientales y el manejo influyeron de manera determinante sobre la eficiencia de conversión forraje-carne. Los indicadores físicos de suelo mostraron ser más sensibles en el corto plazo que los indicadores químicos, obteniendo resultados favorables, sin comprometer la funcionalidad del suelo y permitiendo obtener óptimos rendimientos en cultivos de renta. La integración agrícola-ganadera mediante el uso estratégico de CC permitió mantener o mejorar indicadores productivos, sin efectos negativos sobre el suelo, y aportar a su vez un ingreso adicional que fortalece la estabilidad económica del sistema.

PALABRAS CLAVE: Productividad, Cultivos de renta, Ganadería.

EFECTO DE LA SUPLEMENTACIÓN GANADERA CON AFRECHILLO DE TRIGO SOBRE EL BALANCE DE FÓSFORO EN UN SISTEMA AGROECOLÓGICO

López, A.[1*], Zamora, M.[1], Regalia, A.[1]

[1] Chacra Exp Integrada Barrow (INTA-MDA). Olivero Duggan 2280 (7500), Tres Arroyos, Prov de Buenos Aires .* lopez.alejandra@inta.gob.ar

RESUMEN: Se llevó a cabo una experiencia en la Chacra Experimental Integrada Barrow (38°20′ S; 60°15′ O), durante la campaña 2024/2025, sobre un suelo Paleudol petrocálcico fino, illítico y térmico, típico del centro sur bonaerense, con limitaciones en el perfil por la presencia de un manto calcáreo entre 0,3 y 0,6 metros de profundidad. El ensayo se basó en una producción ganadera agroecológica, basada en policultivos consociados de invierno y verano, la suplementación de la ganadería con afrechillo de trigo y disponibilidad de agua en cada parcela. El objetivo fue evaluar el balance de fosforo en los sistemas agroecológicos bajo un esquema de suplementación ganadera con afrechillo de trigo en reemplazo de la fertilización fosforada mineral. El estudio se estructuró bajo un diseño experimental en bloques completos al azar con tres repeticiones. El tratamiento evaluado consistió en una secuencia forrajera anual integrada por: i) consociación avena *(Avena sativa)* + vicia *(Vicia sativa)*, como verdeo de invierno y ii) consociación sorgo *(Sorghum spp)* + sarraceno *(Fagopyrum esculentum)* como verdeo estival. Las variables respuesta analizadas incluyeron producción de carne (kg/ha) y balance de P, cuyas entradas y salidas se analizaron primero a través de la extracción del nutriente por la producción de carne y el ingreso por la suplementación con afrechillo de trigo y posteriormente el resultado fue validado con análisis de suelo del nutriente. En la consociación avena+vicia y sorgo+sarraceno se implementó un pastoreo rotativo intensivo con asignación diaria ajustada por oferta forrajera. Se utilizaron aguadas móviles para favorecer la distribución homogénea de excretas y se suministró afrechillo de trigo a razón de 2-3 kg/animal/día como suplemento. En relación a la productividad de carne se estableció una extracción de P de acuerdo con bibliografía internacional. La extracción fue de 1,37 y 3,6 kg/ha de P en cada uno de los cultivos, avena+vicia y sorgo+sarraceno respectivamente y un total de extracción de 4,97. El aporte de P por parte del suplemento animal (afrechillo) resultó en 3,68 y 6,07 kg/ha de P en cada uno de los cultivos (avena+vicia y sorgo+sarraceno respectivamente) resultando en un balance final positivo en el sistema de 4,78 kg/ha de P. Por otra parte, se llevó a cabo el análisis de P, mediante PBray, realizado en dos ocasiones, 11/12/24, donde se obtuvo un valor promedio de 8,3 ppm (0-20 cm) y el 2/9/25 donde se obtuvo un valor promedio de 15,7 ppm (mg/kg). Estos resultados indican que la integración ganadera, bajo manejo rotativo y con suplementación estratégica, no compromete las reservas del nutriente y puede contribuir a su mantenimiento en el sistema suelo–planta–animal.

PALABRAS CLAVE: Ganadería, Fósforo, Policultivos.

1602

TERRAZAS DE DESAGÜE Y TERRAZAS DE ABSORCIÓN: TÉCNICAS COMPLEMENTARIAS EN EL VALLE DE LERMA

López Morillo, C. S.[1*], Franzoni, A.[1], Califano, L.[1]

[1]INTA EEA Salta. *lopezmorillo.carlos@inta.gob.ar

RESUMEN: El Valle de Lerma, una llanura intermontana ubicada en la provincia de Salta, presenta una pendiente promedio del 1 % en dirección noroeste-sudeste, con sectores de desniveles pronunciados. El régimen de precipitaciones es marcadamente estacional, concentrándose en los meses de verano. Las lluvias intensas típicas que pueden superar los 150 mm h^{-1} generan escurrimientos de gran caudal, cuyo impacto se ve agravado por el cambio en el uso del suelo, sustitución de bosques nativos por tierras agrícolas y el incremento de áreas urbanas que intensifica los procesos de erosión hídrica severa e inundaciones. En la EEA INTA Salta, se viene implementando hace años, un proyecto de ordenamiento de escurrimientos para el control de la erosión, mediante la construcción de terrazas de desagüe que conducen los excedentes pluviales hacia represas diseñadas para tal fin. Los cultivos principales en la experimental son tabaco, poroto y maíz de secano bajo sistemas de manejo intensivos caracterizados por rotaciones mínimas, barbecho químico, maquinaria pesada, siembras en favor de la pendiente y planchando textural por falta de cobertura lo que incrementa los procesos de deterioro físico y químico del suelo. El tipo de suelo predominante es franco (32 % arena, 44 % limo, 24 % arcilla) con bajos contenidos de materia orgánica, clasificado según USDA como Utocrepte Udico (serie Cerrillos), con horizontes A, AC y C. Ante la presencia de erosión laminar y el desgaste significativo, en un lote con el escurrimiento ordenado y controlado se trazaron 2 terrazas de absorción con el propósito de mejorar la infiltración, cosechar agua e incrementar la biomasa de los cultivos y mejorar la productividad. El objetivo del trabajo fue integrar ambas prácticas, terrazas de desagüe y de absorción, en un esquema complementario que optimice el manejo agrohidrológico. Se realizó un seguimiento de la humedad edáfica volumétrica (0-10, 10-20, 20-30 cm) y de biomasa en distintos sectores topográficos caracterizados a nivel centrimétrico, imágenes de dron y satelitales, para evaluar el impacto de las terrazas de absorción. Al momento de presentar este resumen, los resultados obtenidos en el lote todavía en barbecho son alentadores. Con las primeras precipitaciones, las terrazas de absorción lograron cosechar agua incluso con lluvias de muy bajo milimetraje (15 mm el 22/10 y 14 mm el 21/11). Estos datos evidencian el deterioro del suelo: baja capacidad de infiltración, procesos de planchado, superficie desnuda y escaso rastrojo. Esto nos indica la necesidad de implementar técnicas complementarias que favorezcan la recuperación de la salud del suelo y promuevan manejos sostenibles en regiones productivas con limitaciones ambientales.

PALABRAS CLAVE: terrazas, erosión, absorción.

NAPA FREÁTICA SALINA Y EROSIÓN HÍDRICA EN LA CUENCA RÍO DEL VALLE, SALTA

López Morillo, C.S.[1*], Franzoni, A.[1], Califano, L.[1]

[1]INTA EEA Salta. *lopezmorillo.carlos@inta.gob.ar

RESUMEN: En la localidad de Las Lajitas, provincia de Salta, una subcuenca del Río del Valle de aproximadamente 18.000 ha con régimen monzónico y precipitaciones medias anuales de 750 mm evidencia procesos de erosión hídrica, salinidad, alcalinidad y deficiente drenaje. Los cursos de agua se originan en la zona pedemontana asociada a las sierras subandinas, con pendientes pronunciadas y moderadas que generan procesos de erosión y con suelos del orden Molisol como Haplustoles, Argiustoles y Natrustoles distribuidos en lomas y pedemontes; hacia el este, los cauces pierden velocidad y se insumen, los suelos presentes pueden ser Inceptisoles, Entisoles, Alfisoles y Molisoles en llanuras estabilizadas, caracterizados por texturas gruesas, baja fertilidad. Este abanico anastomosado ha generado lomas bajas, remanentes de erosión vinculados a paleocauces, donde se localizan depresiones salinas. Las características del paisaje, sumadas al efecto del desmonte y al uso del suelo para agricultura extensiva de secano, configuran una situación que determina dos problemáticas principales: la dinámica hídrica superficial erosiva y el ascenso de la capa freática. Este contexto plantea el desafío de equilibrar producción y conservación, aprovechando los servicios ecosistémicos. En 2008, INTA instaló una primera red de freatímetros, operativa durante tres años. Actualmente, se está reinstalando una nueva red (10 freatímetros), siguiendo principalmente la toposecuencia del madrejón principal, con el objetivo de generar información geoespacial que contribuya al rediseño del paisaje en áreas degradadas y permita comparar efectos temporales. Cada freatímetro tiene 4 m de profundidad. Se realizaron análisis químicos del suelo en ocho estratos (0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100, 100-200, 200-300 y 300-400 cm) y se tomaron muestras de agua de los freatímetros, del madrejón principal y del pozo profundo (>100 m) utilizado para consumo. Los resultados del agua muestran dos aspectos críticos: la altura de la napa en época de estiaje (noviembre), que en algunos puntos se encuentra aproximadamente a dos metros, lo que implica riesgo de ascenso a la superficie en años lluviosos, y la calidad según la clasificación Riverside, en los freatímetros se observa peligrosidad salina alta, muy alta y excesiva (1008 – 12200 µmhos.cm^{-1}) y sódica baja a media (0,74 – 31,99 RAS); el agua del madrejón presenta salinidad y sodicidad muy altas (6500 µmhos.cm^{-1} y 18,64 RAS) , evidenciando concentración de las descargas; mientras que el pozo profundo (>100 m) muestra salinidad media y sodicidad baja (671 µmhos.cm^{-1} y 0,66 RAS). Según la clasificación del USDA para la salinidad del suelo, las muestras indican que en los freatímetros donde se observa un ascenso freático cercano a la superficie, el perfil comienza a salinizarse en un proceso de revenimiento, a partir de 1 m de profundidad se registran valores de salinidad que varían entre ligera a moderada hasta los 4 m, en función del nivel de ascenso del agua. El ascenso freático, combinado con su elevada salinidad, podría agravar la degradación de los suelos, donde los escurrimientos que se generan obligan a pensar en un proyecto integrado que ordene y maneje el agua superficial y subsuperficial e incorpore áreas naturales con aprovechamiento de servicios ecosistémicos.

PALABRAS CLAVE: freática, erosión, salinidad.

1604

PLANIFICACIÓN Y MANEJO DEL RIEGO SUPERFICIAL EN REGIONES ÁRIDAS: EXPERIENCIAS PARTICIPATIVAS EN LAS CUENCAS DE LOS RÍOS COLORADO Y NEGRO

Mañueco, M. L.[1*], Aumassanne, C.[2], Fontanela, D.[2], Merino Tossoni, M. P.[3], Ponce, V.[1]

[1] Departamento Provincial de Aguas (Rio Negro); [2] INTA AER 25 de Mayo; [3] INTA EEA Alto Valle; [*]manueco.lucia@inta.gob.ar

RESUMEN: En las cuencas de Norpatagonia, la sostenibilidad de la producción agrícola depende en gran medida de la disponibilidad de recursos humanos capacitados para el manejo del agua y del suelo. En sistemas de riego superficial, la eficiencia de aplicación y la conservación del recurso hídrico están fuertemente condicionadas por las decisiones operativas de productores, tomeros y técnicos. Durante el año 2025 se desarrollaron talleres participativos interinstitucionales en las localidades de Catriel (Rio Negro) y 25 de Mayo (La Pampa) y en los consorcios de riego del Alto Valle (Río Negro y Neuquén), con el objetivo de fortalecer capacidades locales para la planificación y el manejo del riego superficial. Las actividades fueron organizadas en articulación con el Departamento Provincial de Aguas, el Ente Provincial del Río Colorado, la Secretaría de Producción de Neuquén, la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNCo y los consorcios de riego locales, con la participación de productores, tomeros, técnicos, regantes y docentes. La estrategia de capacitación se basó en el aprendizaje práctico, integrando mediciones a campo, análisis de datos y discusión colectiva de criterios de manejo, orientados a mejorar la eficiencia del uso del agua y la conservación del suelo. Durante los talleres se trabajó sobre la estimación de la evapotranspiración de referencia y su aplicación al cálculo de la demanda hídrica de los cultivos. Los participantes aprendieron a determinar la lámina de reposición considerando la capacidad de almacenamiento de agua útil del suelo, que varía significativamente entre los suelos franco-arenosos de 25 de Mayo (60–80 mm) y los suelos franco-limosos del Alto Valle (100–120 mm). Asimismo, se incorporaron criterios de ajuste del riego según las necesidades de los cultivos. Un componente central de la formación fue la medición de caudales mediante el aforo de compuertas y canales. A partir de estas mediciones, se estimó la lámina aplicada en función del caudal, el tiempo de riego y la superficie regada y se la comparó con la lámina de reposición requerida. Esta práctica permitió desarrollar habilidades para ajustar turnos y duraciones de riego según el tipo de suelo, el ancho de las melgas y la pendiente de los lotes. En paralelo, se promovieron prácticas de manejo conservacionista del suelo y del agua, tales como la nivelación de surcos, el control de malezas en canales y el monitoreo de la humedad del suelo. Los talleres demostraron que la capacitación local y el intercambio de experiencias en un marco de trabajo interinstitucional, constituye una herramienta clave para mejorar la eficiencia del riego superficial en regiones áridas. La participación de los usuarios finales favoreció la apropiación de los criterios técnicos y la adaptación de las recomendaciones a las condiciones locales, contribuyendo a un uso más racional del agua y a la sostenibilidad de los agrosistemas en las cuencas de los ríos Colorado y Negro.

PALABRAS CLAVE: riego superficial, capacitación de recursos humanos, gestión del agua.

PROGRAMACIÓN REGIONAL DEL RIEGO PARA LA SOSTENIBILIDAD DE LOS SISTEMAS PRODUCTIVOS

Mañueco, M. L.[1*], Aumassanne, C.[2], Fontanella, D.[2], Ponce, V.[1]

[1] Departamento Provincial de Aguas (Rio Negro); [2] INTA AER 25 de Mayo, La Pampa; [1] INTA EEA Alto Valle, Rio Negro; [*]manueco.lucia@inta.gob.ar

RESUMEN: En las regiones áridas y semiáridas de Argentina, el riego constituye un factor clave para la sostenibilidad productiva y social del territorio. Este trabajo presenta el balance hídrico para dos cultivos: frutales y maíz (silo y grano), como herramienta para la planificación del riego, el manejo del agua en el suelo y la conservación del recurso hídrico. Para el caso de frutales en Alto Valle se hizo el balance hídrico manual, considerando la evapotranspiración del cultivo (ETc), las características de los suelos y el aporte de agua subterránea por ascenso capilar. Para el maíz en Quines, San Luis se estimó la evapotranspiración de referencia (ET_0), la evapotranspiración del cultivo (ETc), la precipitación efectiva y los requerimientos de riego con el modelo FAO CROPWAT 8.0 a partir de una serie climática correspondiente al período 2010–2025. El modelo fue parametrizado considerando un suelo de textura arenoso franco, representativo del establecimiento analizado, incorporando sus principales características hidrofísicas, tales como capacidad de almacenamiento de agua, profundidad radicular efectiva y fracción de agotamiento permisible. Los resultados muestran una marcada estacionalidad de la demanda hídrica, con valores máximos de ETc concentrados durante los períodos de mayor desarrollo vegetativo del cultivo (8,7 mm.día $^{-1}$), coincidentes con las etapas de mayor sensibilidad al estrés hídrico, y una ETc total de 583 y 807 mm en el ciclo para el cultivo de maíz con destino a silo y grano respectivamente. La precipitación efectiva presentó una elevada variabilidad interanual y una contribución limitada a la cobertura de los requerimientos hídricos del maíz durante los períodos críticos, generando déficits que deben ser compensados mediante riego. Para manzano, peral y cerezo, se estimaron valores de ETc del orden de 800–900 mm anuales. Se evaluaron distintos escenarios de balance de agua considerando suelos de textura arenosa y franco limosa, determinándose láminas de reposición contrastantes de 51 mm y 114 mm, respectivamente en función de la capacidad de retención, el umbral de riego y la profundidad radicular. Asimismo, se cuantificó el aporte capilar desde la napa freática, que llegó a representar hasta el 75 % de la ETc en situaciones puntuales. Se evaluó el desempeño del riego y la eficiencia de aplicación, observándose valores variables (34–86 %) a lo largo de la temporada. El ajuste de la programación permitió mejorar la eficiencia de uso del agua y la productividad del agua, alcanzándose valores de productividad del agua del orden de 43 kg.mm^{-1} en peral. En ambos casos, el balance hídrico permitió identificar los momentos de mayor agotamiento o exceso de la humedad del suelo y estimar los requerimientos netos de riego necesarios para evitar restricciones hídricas o saturación. Los resultados evidencian que el uso del balance hídrico constituye una herramienta eficaz para la planificación del riego, permitiendo optimizar el uso del agua, minimizar pérdidas por percolación profunda y contribuir a la conservación del suelo. Este enfoque resulta especialmente relevante para la gestión sustentable de sistemas agrícolas bajo riego en contextos de creciente escasez hídrica y variabilidad climática.

PALABRAS CLAVE: eficiencia de riego, agua en el suelo.

¿QUÉ CONTROLA LA RESPIRACIÓN ECOSISTÉMICA PRE Y POST-COSECHA A ESCALA DIARIA EN CULTIVOS PAMPEANOS?

Marconato, U.[1*], Cabrera, F.[2, 3], Ciavattini, M.[4]

[1] UBA, Facultad de Agronomía, Cátedra de Ecología, Dep. de Recursos Naturales y Ambiente, Bs. As., Argentina; [2] UBA, Fac. de Agronomía, Dep. de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, Bs. As., Argentina; [3] CONICET - UBA, Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA), Bs. As., Argentina, [4] UBA, Fac. de Agronomía, Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Dep. de Ingeniería Agrícola y Uso de la tierra, Bs. As., Argentina. [*] Av. San Martín 4453 (1417), Ciudad de Buenos Aires, umarconato@agro.uba.ar

RESUMEN: En cultivos anuales de verano, la descomposición de los residuos de cosecha ocurre en dos escenarios contrastantes, separados por el momento de la cosecha. Antes de la cosecha, los tejidos senescentes permanecen en pie y están principalmente expuestos a controles atmosféricos: mayor exposición a la radiación, viento y lluvia. Después de la cosecha, los residuos quedan en contacto con el suelo y su biota durante el barbecho invernal. Estos cambios influyen en la respiración ecosistémica (R_{eco}), que integra tanto la respiración del suelo como la asociada a los residuos de cosecha, constituyendo un componente clave de los flujos de carbono hacia la atmósfera. En este trabajo, nos propusimos comparar la R_{eco} en pre- y post-cosecha y evaluar los factores que la controlan en cada período. Hipotetizamos que la R_{eco} depende del tipo de cultivo y la productividad acumulada, y que durante pre-cosecha tienen mayor influencia factores abióticos y en post-cosecha influyen más las variables relacionadas a la actividad de los microorganismos del suelo, como la humedad del suelo. Utilizamos datos diarios de flujos de carbono medidos por Eddy Covariance entre 2012-2021 en un cultivo agrícola de la región pampeana (AR-CCa), involucrando 9 campañas (3 de maíz, 3 de soja y 3 de soja de segunda). Para cada campaña, se tomó el periodo entre la senescencia del cultivo y la siembra del siguiente, dividiéndolo en dos: pre-cosecha o senescencia y post-cosecha. Analizamos la relación entre los flujos, las prácticas de manejo y variables ambientales mediante árboles de clasificación para jerarquizar y comparar los controles de los flujos de carbono entre ambos períodos. La R_{eco} aumentó con la duración tanto en senescencia como en post-cosecha. Un análisis bootstrap mostró que la R_{eco} diaria fue en promedio 1.28 gC $m^{-2} d^{-1}$ mayor durante la senescencia que en el post-cosecha (IC 95%: −2.48 a −0.01), en concordancia con estudios a otras escalas. Por cultivo, la R_{eco} diaria promedio durante la senescencia fue de 1.62 (maíz), 2.25 (soja) y 2.50 gC $m^{-2} d^{-1}$ (soja de segunda), mientras que en el post-cosecha fue de 1.77, 1.84 y 0.99 gC $m^{-2} d^{-1}$, respectivamente; sólo soja de segunda mostró diferencias significativas tanto entre cultivos como entre períodos. Los controles de la R_{eco} también variaron entre periodos: durante la senescencia predominaron el rendimiento (indicador de biomasa aérea) y el contenido hídrico del suelo, mientras que en el post-cosecha adquirieron mayor relevancia los días desde la cosecha y la temperatura del aire. El contenido hídrico del suelo y la identidad del cultivo disminuyeron su importancia relativa entre períodos, mientras que la temperatura la incrementó. La dinámica diaria de la R_{eco} y sus controles durante la transición pre y post-cosecha es poco conocida. Este trabajo propone un enfoque novedoso basado en el análisis a escala diaria y a nivel de lote, que permite identificar cambios en los controles. Estimar las emisiones asociadas a un día adicional en cada una de los períodos podría aportar información relevante para la toma de decisiones agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Balance de Carbono, Eddy Covariance, Cultivos anuales.

EFECTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUELOS

Martínez-Daguerre, J. M.[1*], Dörner, J.[2, 3], Zúñiga-Ugalde, F.[3, 4], Sánchez, K.[5.]

[1] Magíster en Ciencias del Suelo, Escuela de Graduados, Facultad de Ciencias Agrarias y Alimentarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile; [2] Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias y Alimentarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile; [3] Centro de Investigación en Suelos Volcánicos, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile; [4] Instituto de Bosques y Sociedad, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile; [5] Universidad Austral de Chile, Escuela de Graduados, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Valdivia, Chile. *jose.martinez02@alumnos.uach.cl

RESUMEN: En Chile, la ocurrencia de incendios forestales ha aumentado en frecuencia y extensión durante las últimas décadas. Dado esto, resulta de vital importancia comprender los efectos de estos eventos sobre las propiedades del suelo y sus repercusiones en los servicios y funciones ecosistémicas que este cumple. El objetivo de este trabajo es integrar evidencia sobre los efectos del fuego en las propiedades físicas del suelo y analizar cómo estas alteraciones se traducen en cambios en las funciones ecosistémicas que podría cumplir. Con este fin, se recopila y analiza la literatura existente relacionada con las propiedades físicas del suelo comúnmente afectadas por incendios forestales. Estas propiedades incluyen cambios en textura, estructura, densidad, resistencia mecánica, color y albedo, y cómo estos se asocian con la severidad del incendio, el tiempo transcurrido desde el evento y las funciones ecosistémicas vinculadas a dichas propiedades. Los cambios estudiados muestran una fuerte dependencia de la severidad del incendio y del tiempo transcurrido desde el evento, presentando respuestas diferentes según la propiedad evaluada. Se destaca que, si bien existe abundante literatura que documenta los efectos de los incendios sobre las propiedades físicas del suelo, así como estudios que relacionan dichas propiedades con los servicios ecosistémicos, persiste una brecha relevante en la comprensión de cómo los cambios inducidos por el fuego se traducen en alteraciones de la funcionalidad del suelo. Estos resultados destacan la necesidad de incorporar indicadores físicos del suelo en evaluaciones de impacto post-incendio que integren la variabilidad espacial y temporal, así como en el diseño de estrategias de manejo y restauración.

PALABRAS CLAVE: Incendios, Funciones del suelo, Estructura del suelo.

1608

EFECTO DE LA SEVERIDAD DE INCENDIOS FORESTALES SOBRE LA ANISOTROPÍA DE LAS PROPIEDADES FISICAS DEL SUELO

Martínez-Daguerre, J. M.[1*], Dörner, J.[2, 3], Zúñiga-Ugalde, F.[3, 4]

[1] Magíster en Ciencias del Suelo, Escuela de Graduados, Facultad de Ciencias Agrarias y Alimentarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile; [2] Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias y Alimentarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile; [3] Centro de Investigación en Suelos Volcánicos, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile; [4] Instituto de Bosques y Sociedad, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. [*]jose.martinez02@alumnos.uach.cl

RESUMEN: Los incendios forestales constituyen una perturbación recurrente en ecosistemas mediterráneos y templados de la zona centro y centro-sur de Chile, generando alteraciones significativas en la estructura y funcionalidad física del suelo. Entre estas alteraciones, las propiedades físicas asociadas a la estructura y al flujo de agua pueden presentar características anisotrópicas, entendidas como la dependencia direccional de dichas propiedades en función de la orientación de medición, lo que a su vez podría influir de manera relevante en los procesos de transporte del agua post-incendio. Pese a ello, la anisotropía de las propiedades físicas del suelo y su respuesta frente a incendios de distinta severidad han sido escasamente abordadas. El objetivo de este trabajo es evaluar la relación entre la severidad del incendio y la anisotropía de algunas propiedades físicas del suelo, analizando los posibles impactos sobre los procesos hidrológicos y el comportamiento mecánico del suelo. Asimismo, se busca discutir cómo abordar estas problemáticas desde una perspectiva de manejo y conservación de suelos y aguas. Para ello, se consideran sitios afectados por incendios de distinta severidad, donde se recolectaron muestras de suelo no perturbadas en orientaciones paralela y perpendicular a la superficie del suelo. Los resultados preliminares de laboratorio sobre propiedades físicas asociadas a la estructura y al flujo de agua en las muestras estudiadas muestran variaciones en la magnitud y dirección de la anisotropía, las cuales se asocian con la severidad alcanzada. Estos hallazgos permiten inferir que existe una relación entre la severidad del incendio y la anisotropía de las propiedades físicas del suelo, la cual puede influir en la infiltración, dando lugar a flujos subsuperficiales y superficiales que incrementan el riesgo de erosión y transporte de sedimentos en etapas iniciales de recuperación. En conjunto, los resultados avanzan en la comprensión del comportamiento físico del suelo tras incendios forestales y resaltan la importancia de incorporar la dependencia espacial de las propiedades físicas como un indicador complementario para interpretar procesos hidrológicos y apoyar el diagnóstico y manejo de suelos afectados por fuego.

PALABRAS CLAVE: Incendios, Anisotropía del suelo, Estructura del suelo.

CARBONO DEL SUELO EN DIFERENTES SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL SUROESTE DE CÓRDOBA, ARGENTINA

Marzari, R.[1*], Cholaky, C.[1], Maseda, W.[1], Bongiovanni, M. D.[1]

[1] Facultad de Agronomía y Veterinaria – UNRC; * exRuta 36 Km 601, Río Cuarto, Provincia de Córdoba, rmarzari@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN: El carbono orgánico del suelo es el principal indicador de calidad y uno de los que ejerce mayor influencia sobre su productividad. Constituye un componente clave para el funcionamiento de los agroecosistemas y su presencia es fundamental para el mantenimiento sostenible de la calidad del suelo y del ambiente siendo el mayor sumidero de carbono terrestre, conteniendo entre dos y tres veces más carbono que la atmósfera y la vegetación, respectivamente. El objetivo del trabajo fue evaluar los niveles de carbono orgánico total (COT) y de carbono orgánico particulado o joven (COP) en suelos del sudoeste de la provincia de Córdoba sometidos a distintos usos, como indicadores del grado de degradación que podría comprometer su productividad sustentable. En suelos franco-arenosos correspondientes a unidades ambientales homogéneas, se evaluaron sistemas productivos asociados a distintos usos del suelo: sistemas ganaderos con praderas de gramíneas de pasto llorón (*Eragrostis curvula*, LL) con cinco años de implantación; praderas de alfalfa (*Medicago sativa*, A) con cuatro años de implantación; uso agrícola bajo rotación soja-maíz (S-M) en los últimos 20 años; y un sistema silvopastoril (SIL) con árboles de eucalipto, robles y pinos, con 30 años de establecimiento. En muestras compuestas de suelo tomadas a profundidades de 0–10 cm y 0–80 cm (cada 20 cm) se determinó COT y COP mediante Walkley-Black. Los resultados se expresaron en masa equivalente, determinándose la densidad aparente en las distintas profundidades a través del método del cilindro. Los datos se analizaron mediante Análisis de la Varianza, empleando Modelos Lineales Mixtos, con el fin de identificar diferencias estadísticamente significativas entre los sistemas productivos y las propiedades edáficas evaluadas. Los resultados mostraron que el COT almacenado hasta los 80 cm de profundidad fue significativamente diferente ($p < 0,05$) entre los sistemas, siendo mayor en SIL (78,4 Mg ha^{-1}) en comparación con A (56,7 Mg ha^{-1}) LL (56,4 Mg ha^{-1}) y S-M (40,06 Mg ha^{-1}). El sistema agrícola S-M fue el que presentó el menor almacenamiento de COT. En COP también se observaron diferencias significativas entre los sistemas productivos. Los sistemas SIL y LL se diferenciaron con los mayores porcentajes de COP (24,9 % y 23,1 %, respectivamente), mientras que los sistemas A y S-M presentaron valores menores (18,6 % y 18,2 %, respectivamente). El manejo silvopastoril, caracterizado por una muy baja perturbación del suelo y aporte continuo de residuos orgánicos aéreos y radiculares durante 20 años, fue el sistema que permitió recuperar y mantener mayores niveles de COT y COP. La conversión de sistemas agrícolas a pasturas, ya sean gramíneas o leguminosas, incrementó los niveles de CO en relación con el sistema S-M, tanto en COT como en COP, siendo más efectiva la pastura de gramíneas en el aumento de COP en los primeros centímetros del suelo que con la leguminosa. Se concluye que las transiciones desde sistemas agrícolas continuos hacia sistemas de árboles consorciados con pasturas y de pasturas, pueden modificar positivamente los niveles de carbono orgánico del suelo.

PALABRAS CLAVE: Carbono orgánico particulado, Uso del suelo, stock de Carbono orgánico.

.

1610

ANÁLISIS DE VIABILIDAD ECONÓMICO-FINANCIERA DE SISTEMAS AGROFORESTALES EN EL TRIÁNGULO MINEIRO Y ALTO PARANAÍBA

Monteiro da Costa, A.[1]*, Oliveira Pereira, J.[2], Silva Andrade, A.[2]

[1] Universidade Federal de Minas Gerais; [2] Universidade Federal de Uberlândia – UFU
*Departamento de Geografia – CEP 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil, drimonteiroc@gmail.com

RESUMEN: La agricultura moderna en el Cerrado brasileño se caracteriza por altos niveles tecnológicos y por la incorporación progresiva de prácticas conservacionistas orientadas a maximizar la productividad y mitigar los impactos ambientales. Sin embargo, la estructura predominante basada en monocultivos, incluso cuando está tecnificada, implica una simplificación ecológica del paisaje y una elevada dependencia de insumos externos. Esta especialización productiva, aunque eficiente en el corto plazo, expone a los sistemas agrícolas a riesgos económicos asociados a la volatilidad de los precios de las commodities y a riesgos ecológicos, como mayor susceptibilidad a plagas, enfermedades e inestabilidades climáticas. En este contexto, los Sistemas Agroforestales (SAF) emergen como una estrategia de intensificación ecológica y diversificación productiva, al integrar componentes arbóreos, agrícolas y, en algunos casos, pecuarios, incrementando la complejidad estructural y funcional del agroecosistema, ampliando la provisión de servicios ecosistémicos y generando múltiples fuentes de ingresos. A pesar de su reconocido potencial ambiental y productivo, la adopción de SAF a escala comercial en el Cerrado Mineiro y Alto Paranaíba sigue siendo limitada. El principal obstáculo no es exclusivamente técnico, sino económico, relacionado con la incertidumbre sobre la rentabilidad y el retorno de la inversión en comparación con los sistemas convencionales consolidados. La ausencia de modelos de negocio validados y de análisis económico-financieros robustos dificulta la toma de decisiones por parte de productores e inversionistas, restringiendo la expansión de estos sistemas. El objetivo de este estudio es evaluar comparativamente la viabilidad económico-financiera de sistemas agroforestales y sistemas agrícolas convencionales en la región del Triángulo Mineiro y Alto Paranaíba. Se parte de la hipótesis de que, aunque los SAF pueden requerir una mayor inversión inicial y presentar retornos más graduales, estos sistemas ofrecen mayor estabilidad financiera, diversificación de ingresos y una relación riesgo-retorno más favorable en el largo plazo. La metodología se basa en un estudio de múltiples casos, con recopilación de datos primarios y secundarios sobre costos de implantación, gastos operativos, productividad e ingresos en propiedades representativas. La evaluación económica se realizará mediante la técnica del flujo de caja descontado, considerando un horizonte de análisis de veinte años, para el cálculo del Valor Presente Neto (VPN), la Tasa Interna de Retorno (TIR) y el período de recuperación de la inversión (Payback). Asimismo, se aplicará un análisis de sensibilidad para evaluar la robustez de los sistemas frente a variaciones de precios, productividad y costos de producción. Se espera que los resultados aporten evidencia cuantitativa sobre la competitividad económica de los SAF, demostrando su potencial como alternativa estratégica para conciliar rentabilidad, sostenibilidad y mitigación de riesgos en el agronegocio contemporáneo. De este modo, la investigación contribuye al avance del conocimiento sobre sistemas productivos sostenibles y ofrece bases técnicas para la toma de decisiones y la formulación de estrategias de inversión en el sector agrícola.

PALABRAS CLAVE: sistemas agroforestales, viabilidad económica, sostenibilidad agrícola.

INTENSIFICACION SOSTENIBLE: BENEFICIOS EDÁFICOS, AMBIENTALES Y TRADE-OFFS PRODUCTIVO-ECONÓMICOS

Montoya, J. C.[1*], Fernández, R.[1], Frasier, I.[2], Serri, D.[3], Pok, S.[4], Cristos, D.[4]

[1] EEA Anguil, INTA; [2] CONICET - Instituto de Suelos, CIRN, INTA; [3] Instituto de Patología Vegetal, INTA; [4] Instituto de Tecnología de Alimentos, CIA, INTA; [*] Ruta Nac. N° 5, km 580, Anguil (6326), Prov. de La Pampa. montoya.jorgelina@inta.gob.ar

RESUMEN: En el marco del convenio entre INTA y AACREA durante 2018 y 2024, se implementaron dos ensayos de campo para evaluar sistemas de manejo de cultivos sostenibles, con el objetivo de reducir el uso de fitosanitarios y mejorar la salud del suelo. Los ensayos se realizaron en “El Correntino” (EC) y “Nueva Castilla” (NC), Trenque Lauquen (Buenos Aires) caracterizados por suelos Hapludoles énticos y típicos, textura franco-arenosa y precipitación media de 800 mm. Se compararon un sistema convencional caracterizado por alto uso de insumos externos y maximización del rendimiento (CLASICO) con un sistema sostenible (Uso Mínimo, MU), ambos en siembra directa. MU integró rotaciones de cultivos más diversas, cultivos de cobertura de cereales y leguminosas; estrategias de manejo integrado de manejo de plagas y malezas; aplicación selectiva de herbicidas; uso preferente de productos de baja toxicidad; siembra de variedades resistentes a enfermedades; ajustes en estructura, densidad y fecha de siembra de cultivos; etc. La salud del suelo se evaluó con indicadores multidimensionales: biológicos, físicos, químicos y ambientales. Además, se midieron indicadores de producción agrícola y de rentabilidad. El diseño experimental fue de macro parcelas en bloques con tres repeticiones. La cobertura vegetal viva en MU alcanzó el 85–88% del año, en comparación con el 62–64% en CLASICO. La eficiencia en el uso del agua fue mayor en el sistema MU que en el CLASICO (NC: 20,9 vs 19,7 kg ha.mm^{-1}, respectivamente y EC: 8,8 vs 10,1 kg ha.mm^{-1}, respectivamente). MU mostró diferencias significativas ($p<0,05$) con aumentos del 15–20% en materia orgánica en la capa superficial (0-10 cm), y mejoras significativas ($p<0,05$) en la biomasa microbiana (+307%), actividad biológica (+156%), la concentración de glomalinas (+134%) que se correlacionó con el carbono orgánico del suelo (r=0,7) y el índice de estabilidad estructural (r=0,6). El carbono potencialmente mineralizable fue mayor en MU (NC: 17,6 vs 11,7 mg kg^{-1}; EC: 14,2 vs 12,0 mg kg^{-1}). Las actividades enzimáticas ligadas a los ciclos del carbono y fósforo aumentaron 45–67% y 38%, respectivamente. El uso de ingredientes activos de fitosanitarios se redujo ~36%. El indicador de riesgo ambiental IPEST mostró mejor perfil en MU vs CLASICO (NC: 13,83 vs 15,96; EC: 12,85 vs 14,46). No hubo diferencias significativas en cuanto a los rendimientos, sin embargo, en NC, el sistema MU logró rendimientos similares o levemente superiores al sistema CLASICO con un mejor margen neto promedio de 452 USD ha^{-1} comparado con 329 USD ha^{-1} obtenido en el CLASICO. En EC, sin embargo, el sistema MU enfrentó desafíos. Una alta presión del complejo de orugas cortadoras relacionado con cultivos de cobertura de leguminosas y retrasos en las fechas de siembra que afectaron negativamente los rendimientos de maíz y soja. Además, la acumulación de rastrojo modificó el microclima, aumentando el daño por heladas en trigo y soja. Como resultado, el margen neto en EC resultó inferior en MU 413 USD ha^{-1} que el manejo CLASICO 493 USD ha^{-1}. El sistema MU mostró resultados ambientales y agronómicos prometedores, con un desempeño económico variable entre sitios.

PALABRAS CLAVE: fitosanitarios, cultivos de cobertura, actividad microbiana.

1612

BANCO DE SEMILLAS Y POBLACIÓN DE MALEZAS ESTIVALES EN CULTIVO DE SERVICIO (*VICIA VILLOSA)*

Muñoz, S.[1]*, Tobaldo, B.[2], Tamiozzo, L.[1, 2], Toledo, M.[1], Vicondo, M.[1], Foresto, E.[2], Canale, A.[3], Lardone, A.[3], Boccolini, M.[3]

[1] AER Río Cuarto, INTA; [2] Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC; [3] Asesor independiente, INTA;
* Mitre 656, (5800) Río Cuarto, Córdoba, munoz.sebastian@inta.gob.ar

RESUMEN: La inclusión de cultivos de servicio (CS) en rotaciones agrícolas representa una estrategia clave para mejorar la sostenibilidad de los sistemas productivos, mediante el control de malezas, la optimización del uso del agua y la conservación del suelo. Este trabajo evaluó el impacto de *Vicia villosa* como CS antecesor de soja, comparando diferentes fechas de secado (septiembre y octubre) con un testigo de rastrojo de maíz en barbecho químico, en dos ambientes contrastantes (loma y bajo) de un suelo Haplustol típico de la región de Río Cuarto durante la campaña 2022-2023. El ensayo, diseñado en parcelas subdivididas con dos repeticiones, analizó la dinámica del banco de semillas, la cobertura de malezas, la eficiencia de implantación de soja y su rendimiento final. Los resultados mostraron una mayor presión de malezas en el ambiente de loma, con predominio de *Amaranthus spp.* (18.6% de cobertura) y *Chenopodiu*m álbum (11.6%), mientras que en el bajo destacó *Amaranthus palme*ri (10.7 semillas.m^{-2} en el banco de semillas). El control de malezas fue más efectivo en tratamientos con herbicidas pre emergentes (85% de eficacia). En cuanto al rendimiento de soja, se observaron diferencias significativas entre ambientes, alcanzando valores máximos en el bajo (5745 kg.ha^{-1} con secado en octubre) y menores en la loma (3082 kg.ha^{-1}). Los tratamientos con CS superaron al testigo en ambos ambientes, destacándose el secado en septiembre en la loma (3861 kg.ha^{-1}) y en octubre en el bajo. A pesar de las condiciones de déficit hídrico durante la campaña (402 mm anuales), la inclusión de Vicia villosa demostró ser una alternativa viable para mejorar la productividad y sostenibilidad del sistema, incluso en años secos. Este estudio resalta la importancia de adaptar el manejo agronómico a las condiciones ambientales específicas, proponiendo futuras investigaciones sobre el impacto acumulativo de los CS en la salud del suelo a largo plazo, incluyendo parámetros como carbono orgánico y actividad microbiana. La práctica profesional permitió integrar conocimientos teóricos con experiencias a campo, reforzando habilidades técnicas y el compromiso con una agricultura sostenible.

PALABRAS CLAVE: Cultivo de servicio, Vicia Villosa, Banco de semillas.

EFECTOS DEL PASTOREO SOBRE LA CALIDAD Y LA PROTECCIÓN DEL SUELO EN EL MONTE PATAGÓNICO.

Oliferuk, S.[1*], Carrera, A.[1, 2], Saraví Cisneros, H.[1, 3], Bertiller, M.[1]

[1] Instituto Patagónico para el Estudio de Ecosistemas Continentales (IPEEC)-CONICET; [2] Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud-UNPSJB; [3] Facultad Regional Chubut-UTN.
[*] soniaoliferuk@gmail.com

RESUMEN: En los ecosistemas áridos la intensificación del pastoreo genera impactos significativos sobre la vegetación y las propiedades del suelo que comprometen su función productiva. La degradación de los parches de vegetación se evidencia mediante alteraciones simultáneas y de diversa magnitud en las características del suelo y de la vegetación. Nuestro objetivo fue cuantificar la sensibilidad de distintos indicadores integrales para evaluar expeditivamente los cambios inducidos por el pastoreo sobre la vegetación y el suelo asociado a lo largo de un gradiente de pastoreo. Para ello, seleccionamos tres sitios, con presiones de pastoreo alta, media y baja (100, 1150 y 2600 m de distancia de la aguada, respectivamente), a lo largo de un gradiente de pastoreo característico del Monte patagónico. En primavera de 2024 y 2025 se seleccionaron 10 parches modales de vegetación en cada sitio, se registró el tamaño, la cobertura vegetal y la cobertura de mantillo, y se tomaron muestras de suelo superficial (5 cm de profundidad) debajo de los canopeos de los parches de vegetación, en los que se determinó la concentración de C orgánico y N, el pH y la conductividad eléctrica. Para garantizar comparabilidad entre variables de distinta naturaleza y magnitud, todas las mediciones fueron estandarizadas lo que permitió integrar la información. Construimos tres índices que integran variables químicas del suelo, tamaño de los parches y atributos de la vegetación que resultan de combinaciones lineales de variables estandarizadas: “índice de materia orgánica” que combinó la información de la concentración de C orgánico y de N, “índice de condición iónica” compuesto por el pH y la conductividad eléctrica; e “índice de protección del suelo” que reunió información sobre el área, la cobertura vegetal y de mantillo de los parches de vegetación. El índices de materia orgánica disminuyó al alejarse de la aguada (r=-0.61) y lo opuesto sucedió con el índice de protección del suelo (r=0.53). Mientras que el índice de condición iónica se relacionó marginalmente con la distancia a la aguda (r=-0.282), mostrando el sitio más cercano los valores más altos de este índice (condición iónica más desfavorable). El “índice de protección del suelo” mostró la mayor sensibilidad a la variación del pastoreo, evidenciando el mayor cambio entre los sitios con baja y media presión de pastoreo. Altas presiones de pastoreo, como las cercanas a la aguada, se asociaron con incrementos en la concentración de C orgánico y N, probablemente debido al aporte de las excretas del ganado y a la recalcitrancia del mantillo aportado por la vegetación resistente al pastoreo. Cerca de la aguada también se observó una menor condición iónica del suelo. Contrariamente, el sitio más alejado de la aguada tuvo valores más bajos del índice de materia orgánica, pero valores más favorables de los índices de condición iónica y de protección del suelo. En conclusión, la sensibilidad de los parches de vegetación al pastoreo se refleja principalmente en el índice de protección del suelo, que resulta ser el indicador más eficaz para detectar cambios que pueden afectar el potencial productivo de estos ambientes.

PALABRAS CLAVE: ecosistemas áridos, materia orgánica, parches de vegetación.

1614

LOS RADIONUCLEIDIOS COMO TRAZADORES DE LA EROSIÓN DEL SUELO EN PAISAJES DE ARGENTINA Y LA PAMPA

Olivier, E.[1*], Ares, G.[2], Bardelle, A.[1], Foucher, A.[1], Tassano, M.[3], Cabrera, M.[3], Guillevic, F.[4], Dicen, G.[4], Alewell, C.[4], Minella, J. P. G.[5]

[1] Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE; CEA, CNRS, UVSQ), Universidad París-Saclay, Francia; [2] CONICET, IHLLA (Instituto de Hidrología de LLanuras), Argentina; [3] Laboratorio de Radioquímica, Centro de Investigaciones Nucleares. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay; [4] Environmental Geosciences, Universidad de Basilea, Suiza; [5] Departamiento de Suelos, Universidad de Santa Maria, Brasil; * olivier.evrard@lsce.ipsl.fr

RESUMEN: La expansión de la agricultura ha sido especialmente intensa en América del Sur y Argentina en las últimas décadas, pero a menudo faltan datos de monitoramiento para cuantificar el impacto de estos cambios en la erosión del suelo y la degradación de las masas de agua desde la década de 1960. En este contexto, esta presentación propone mostrar cómo el análisis de la caída radiactiva de radionúclidos artificiales tras los ensayos nucleares atmosféricos (1954-1963) permite reconstruir las tasas de erosión a posteriori. También mostrará cómo la caída radiactiva asociada específicamente a los ensayos nucleares franceses realizados tardíamente en Polinesia (1966-1974) permite afinar los modelos de datación de los archivos ambientales. Dados recientes demuestran que hasta ahora se ha subestimado el impacto de estas caídas en los suelos de una parte importante de América del Sur (y de Argentina en particular). Por último, esta presentación mostrará cómo la combinación de la datación de archivos sedimentarios y los análisis de trazado de sedimentos permite mejorar nuestra comprensión de los procesos y de las fuentes de erosión del suelo a partir del ejemplo del análisis de los sedimentos de la presa de Salto Grande, en el río Uruguay. En el futuro, los radionúclidos también podrían proporcionar un trazador ideal para comprender mejor el impacto de ciertos fenómenos cada vez más frecuentes, como los incendios forestales, en la erosión del suelo. Estas investigaciones se llevan a cabo en el marco del proyecto AVATAR (https://avatar-project.unibas.ch/en/) y del proyecto de investigación internacional *CELESTE Lab* (https://www.lsce.ipsl.fr/en/celeste-lab/) incluyendo socios de Argentina, Uruguay y Brasil.

PALABRAS CLAVE: cesio-137, plutonio, Antropoceno.

USO DE COMPOST DE CONTENIDO RUMINAL BOVINO EN SUELOS HORTÍCOLAS

Paladino, I. R.[1, 2*], Ventura, F. T.[1, 3], Falcón, C.[3], Rapetti, C.[3], Espinoza, H. M.[4], Sokolowski, A. C.[2]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)-Est. Exp. Gorina. (MDA) Calle 501 y 149, Joaquín Gorina, Buenos Aires. [2]Facultad de Ciencias Agrarias-Universidad Nacional de Lomas de Zamora (FCA-UNLZ). Lomas de Zamora, Buenos Aires. [3]Universidad Nacional Arturo Jaureche (UNAJ). Florencio Varela, Buenos Aires. [4]Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales-Universidad Nacional de La Plata (FCAyF-UNLP). La Plata, Buenos Aires. *paladino.ileana@inta.gob.ar

RESUMEN: Los suelos hortícolas del AMBA presentan una problemática generalizada de degradación como consecuencia del uso intensivo y de la implementación de tecnologías inapropiadas durante años. Una de ellas es la aplicación de camas avícolas sin tratar cuya calidad agronómica (elevado pH, alta conductividad eléctrica y fósforo total) ha generado comprobados efectos negativos sobre los suelos. Por tal motivo, es necesario pensar estrategias que permitan la restauración de la calidad del suelo. Por otro lado, los residuos agroindustriales constituyen un serio problema que impacta directamente sobre el ambiente cuando no son tratados correctamente. Muchas investigaciones indican que a través de su biotransformación puede obtenerse un producto inocuo y de buena calidad agronómica para su uso como enmienda edáfica. El contenido ruminal es en subproducto de la industria frigorífica compuesto por una mezcla de materiales fibrosos provenientes de forrajes que le otorgan buenas características para el compostaje. El compost de contenido ruminal (CCR) posee características físicas y químicas pueden mejorar las condiciones edáficas para los cultivos, incrementando la productividad y mejorando la calidad del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de CCR sobre algunas propiedades químicas del suelo y sobre el rendimiento de maíz dulce. Se realizó un ensayo en un Hapludert típico, durante la campaña 2023-2024 en la Estación Experimental Gorina (34° 54´S, 58° 02´W), Joaquín Gorina, Partido de la Plata, Buenos Aires. Se empleó un diseño completamente aleatorizado, con 2 tratamientos, (T: testigo y CCR: compost de contenido ruminal) y 3 repeticiones. Se calculó la dosis a utilizar según la oferta de nitrógeno del suelo, la demanda estimada del cultivo y el contenido de nitrógeno del compost. Se aplicaron 25 t ha^{-1} de CCR con 25% de humedad. Luego de la cosecha, se tomó una muestra compuesta de suelo de cada unidad experimental a 10 cm de profundidad y se analizaron las siguientes propiedades: CE (conductividad eléctrica), pH, Nt (nitrógeno total), MO (materia orgánica), Petx (Fósforo extractable). Las variables del cultivo analizadas fueron: peso de espiga con y sin chala; largo y ancho de espiga. Si bien no se observaron diferencias significativas en las variables edáficas analizadas se observan tendencias favorables, el Nt se incrementó en CCR un 12% con relación al T y también hubo aumentos cercanos al 13 % en MO que supondrían cambios favorables a largo plazo con sucesivas ampliaciones. Por otro lado, no se observaron incrementos considerables en Pext, ni en la CE, además el pH se mantuvo neutro, contrariamente a lo que muchos trabajos indican con el uso de cama de pollo que incrementa dichos valores con una sola aplicación. No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en el rendimiento de espigas comerciales (Kg m^{-2}). La ausencia de respuesta en el rendimiento podría relacionarse con que el CCR es una fuente de N de liberación lenta por lo que su disponibilidad durante el ciclo del cultivo pudo no ser la adecuada. En este sentido, sería interesante estudiar el uso de dicha enmienda complementando con fuentes inorgánicas de N.

PALABRAS CLAVE: calidad del suelo, enmienda orgánica, Residuos Agroindustriales Biotransformados (RAB).

DIVULGACIÓN DE LA CONSERVACIÓN DE LOS SUELOS EN EL MARCO DE LA LEGISLACIÓN DE CÓRDOBA

Pérez, M. R.[1*], Faule, L.[2, 3], Lanfranco, M. F.[2], Vicondo, M. E.[2, 4], Benicio, C. E.[1]

[1] Ministerio de Bioagroindustria de la Provincia de Córdoba. Av. Figueroa Alcorta 234 (5000), Córdoba. Provincia de Córdoba, Argentina; [2] INTA EEA Manfredi; [3] Universidad Católica de Córdoba; [4] Universidad Nacional de Villa María; * maximiliano.perez@cba.gov.ar

RESUMEN: Para instalar la temática de la conservación de los suelos en la opinión pública y el sector agropecuario resulta necesario, entre otras acciones, difundir los planes, proyectos y logros en la materia. En este sentido, la Ley Provincial N° 8.936/01 “De Protección y Conservación de los Suelos” en su Art. 1° declara de orden público la promoción de la educación conservacionista del suelo. Además, su modificatoria N° 10.669/19 en su Art. 3° establece que la Autoridad de Aplicación deberá promover la educación conservacionista en todo el territorio provincial. Con el mismo objeto, la Ley N° 10.208/14 “De Política Ambiental de la Provincia de Córdoba” en su Art. 8° define a la educación ambiental como un instrumento prioritario a incorporar en la currícula del sistema educativo formal e informal a distintos niveles. En la provincia de Córdoba, los problemas de compactación y agotamiento de nutrientes se manifiestan de manera generalizada, aunque también existen procesos de degradación específicos y predominantes derivados de la notable diversidad de ambientes geomorfológicos: erosión hídrica en el área serrana y central de Piedemonte, erosión eólica en la Pampa Medanosa al sudoeste y salinización-sodificación en la Pampa Anegable del sudeste. Esta regionalización de las problemáticas demanda el desarrollo de capacidades locales para abordarlas desde la cartografía de suelos y la legislación vigente. Para ello existe el “Programa Provincial de Conservación de Suelos” a través del cual se llevan a cabo tareas de divulgación científica y jornadas de capacitación presenciales y virtuales. Estas instancias se organizan mediante la interacción del gobierno provincial con distintas organizaciones públicas y privadas como universidades, INTA, colegios profesionales y asociaciones de productores. Los destinatarios incluyen consorcios de conservación de suelos, consorcios de gestión integrada de cuencas, escuelas agrotécnicas, cooperativas agrícolas y público en general. Las mismas inician con una caracterización geomorfológica, climática y edáfica del área para dar a conocer la Capacidad de Uso de las tierras y las pautas recomendadas para su correcto manejo y conservación. También se explican los instrumentos de gestión, incentivo y fiscalización dentro de la legislación provincial y nacional aplicables al ámbito de los recursos naturales. Como cierre a campo, se realizan calicatas de exhibición y demostraciones del funcionamiento de obras de conservación como terrazas, canales de desagüe y microembalses. Por otro lado, y con el fin de fomentar la participación ciudadana, la Ley N° 10.663/19 “Programa de Buenas Prácticas Agropecuarias de Córdoba” contempla aportes económicos no reintegrables a instituciones y productores adheridos que colaboren en el mismo a través de prácticas como la asistencia a las tareas de capacitación. Al mismo tiempo el programa promueve acciones como el asociativismo para quienes conformen consorcios de conservación de suelos y de gestión integrada de cuencas agropecuarias enmarcados en las leyes provinciales N° 8.863/00 y N° 10.936/23 respectivamente. De este modo, desde la provincia de Córdoba se pretende impulsar prácticas y mecanismos de trabajo para avanzar en la generación y difusión de conocimientos del recurso suelo que permitan planificar su uso de manera racional y contribuir a su aprovechamiento productivo.

PALABRAS CLAVE: conservación de suelos, legislación, educación ambiental.

INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA: RESPUESTA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN ENSAYOS DE LARGA DURACIÓN

Perez, M. G.[1*], Romaniuk, R.[1], Restovich, S.[2], Novelli, L. E.[3, 4, 5], Gregorutti, V. C.[3, 4], Rillo, S.[6], Bacigaluppo, S.[7], Salvagiotti, F.[7, 5], Beltrán, M.[1, 8]

[1] Instituto de Suelos–Centro de Investigación de Recursos Naturales–INTA; [2] Estación Experimental Agropecuaria Pergamino–INTA; [3] Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER); [4] Estación Experimental Agropecuaria Paraná – INTA, [5] CONICET, [6] AER 9 de Julio–INTA, [7] EEA INTA Oliveros, [8] Universidad Nacional de San Antonio de Areco (UNSADA).* Nicolás Repetto y De los Reseros S/N, Hurlingham, Provincia de Buenos Aires, Argentina (1686), perez.monicag@inta.gob.ar

RESUMEN: En los sistemas agrícolas de la Región Pampeana, la simplificación de rotaciones y la escasa cobertura del suelo han afectado servicios ecosistémicos y generando cambios en el carbono orgánico del suelo (COS). La intensificación de secuencias mediante la incorporación de cultivos dobles o cultivos de servicio (CS) se propone como estrategia para aumentar el stock de carbono (C) en el suelo. El objetivo de este trabajo fue cuantificar, a largo plazo, el efecto de distintas estrategias de intensificación sobre el stock de C del suelo en la Región Pampeana. Se analizaron cinco ensayos de larga duración de INTA: PAR (EEA Paraná; inicio 2008), OLI (EEA Oliveros; 2006), PER (EEA Pergamino; 2005) y 9J-A/9J-B (AER 9 de Julio; 2005; ensayos independientes). Los tratamientos incluyeron rotaciones con distinta intensidad (nº de cultivos/año) y, según el sitio, cultivos dobles o CS (p. ej., avena, vicia, raigrás, centeno) solos o en mezclas. El stock de C (Mg C ha^{-1}) se estimó para 0–10, 0–30 y 0–40 cm a partir de COS y densidad aparente, aplicando corrección a igualdad de masas. Por sitio y profundidad se realizó ANOVA y comparación de medias mediante Fisher LSD (α=0,05). Para integrar resultados entre sitios, se clasificaron los manejos y se calculó Δstock como diferencia respecto de un tratamiento de referencia por sitio (línea de base): PAR, OLI y 9J-A = monocultivo de soja; PER = soja–maíz; 9J-B = monocultivo de maíz. El análisis por sitio mostró respuestas al manejo principalmente en 0–10 cm. En PAR, el monocultivo de soja presentó los menores stocks, mientras que secuencias más intensificadas exhibieron valores mayores y tendencias concordantes hacia 0–30 y 0–40 cm. En PER, la incorporación de CS (mezcla avena+vicia) mostró stocks mayores que la rotación soja–maíz sin CS en las tres profundidades ($p < 0,05$). En OLI, las estrategias con CS y/o mayor diversificación presentaron stocks de C superiores al monocultivo de soja, especialmente en 0–10 cm. En 9J-A y 9J-B se observaron diferencias positivas asociadas a la inclusión de CS, con respuestas dependientes del manejo y la profundidad. Al integrar los ensayos, los tratamientos con CS mostraron Δstock promedio (promedio entre sitios: PER, 9J-A, 9J-B y OLI) de 4,14 ± 0,99; 7,33 ± 1,87 y 6,89 ± 1,70 Mg C ha^{-1} para 0–10, 0–30 y 0–40 cm, respectivamente. La intensificación sin CS mostró Δstock promedio (promedio entre sitios: PAR y OLI) de 7,71 ± 5,51; 9,71 ± 5,03 y 10,3 ± 4,46 Mg C ha^{-1}, para cada profundidad. Estos resultados indican que la intensificación con CS u otros cultivos es una estrategia efectiva para aumentar el stock de C del suelo en el largo plazo, con efectos detectables hasta 40 cm en algunos ensayos. Parte de este trabajo fue financiado por FONTAGRO y el Gobierno de Nueva Zelanda (proyecto “Oportunidades de secuestro de carbono en suelos de Latinoamérica y el Caribe, LAC”).

PALABRAS CLAVE: Cultivos de servicio, Rotaciones, Stock de carbono.

IMPACTO DE LA INTENSIDAD DE USO DEL SUELO EN FINCAS DE LA REGIÓN DE CUYO BAJO EL PARADIGMA DE LA AGRICULTURA REGENERATIVA

Portela, J. A.[1*], Martínez, L. E.[2], Uliarte, E. M.[3], Aguado, G. D.[3], Ferrari, F.[3], Godoy, M.[3], Pisi, G.[3], Dagatti, C.[3], Lucero, P. S.[1]

[1] INTA EEA La Consulta; [2] INTA EEA Rama Caída; [3] INTA EEA Mendoza; * Ex Ruta 40 km 96, (5567) La Consulta, Mendoza, portela.jose@inta.gob.ar

RESUMEN: La agricultura regenerativa es un enfoque que viene ganando espacio e importancia en la producción agropecuaria mundial. Se refiere a una forma de hacer agricultura que devuelve funcionalidad natural al suelo, a los recursos naturales y a los paisajes productivos. En la región de Cuyo, caracterizada por suelos de escaso desarrollo (Entisoles/Aridisoles), pobre materia orgánica (MO) y aridez extrema, la gestión de la Intensidad de Uso del Suelo (IUS) resulta determinante. El presente trabajo evaluó el efecto de diferentes IUS sobre la salud edáfica en dos fincas consideradas "faro" en los principales cinturones hortícolas de la región, una ubicada en Rawson (San Juan) y otra en Maipú (Mendoza). En cada caso se consideraron tres condiciones de manejo: 1) Cultivo anual hortícola continuo (alta IUS), 2) Cultivo perenne (IUS moderada: viñedo en Mendoza y esparraguera en San Juan), y 3) Áreas naturales conservadas (testigo). En marzo de 2024, se recolectaron muestras compuestas (0-20 cm) para determinar indicadores físicos (textura, densidad aparente, infiltración básica), químicos (conductividad eléctrica, pH, contenido de cloruros, de nitrógeno total, materia orgánica, relación carbono:nitrógeno), y biológicos (actividad microbiana total y abundancia de microorganismos nitrificantes/amonificadores). Los resultados revelaron una fuerte impronta de la IUS, pero también del sitio. Por ejemplo, la salinidad en Rawson fue superior a 110 dS/m en áreas naturales (característica propia del lugar), mayor a 10 dS/m en cultivo perenne, y de alrededor de 5 dS/m bajo cultivo anual. En cambio, en Maipú la situación fue a la inversa: los mayores valores de salinidad se dieron bajo cultivo anual (cercanos a 6 dS/m), mientras las otras IUS dieron valores alrededor de 4 dS/m. Respecto al contenido de MO, el mayor valor (superior a 4%) en todo el estudio lo mostró Rawson bajo cultivo perenne, respondiendo a una característica propia del manejo del espárrago. En tanto, en Maipú el contenido más alto de MO estuvo en las áreas naturales (2,54%), seguidas del cultivo perenne (1,89%). En el caso de la actividad microbiana total (AMT), en ambos sitios el cultivo perenne mostró valores muy superiores al cultivo anual (por ejemplo, en Maipú: 0,41 mg CO2/g registrado a los 7 días, versus 0,24 en cultivo anual). En líneas generales, la IUS del cultivo anual provoca desmejoras en atributos edáficos de gran importancia para la producción agrícola (por ejemplo, MO y AMT; también, salinidad en Maipú y densidad aparente en Rawson), con valores hasta peores que los de la condición natural. En cambio, la IUS del cultivo perenne muestra condiciones semejantes a la original o incluso mejores que las de la condición natural. Esto último se observó, por ejemplo, en el contenido de materia orgánica, la actividad microbiana total, el nitrógeno total, la abundancia de amonificadores; todos ellos, atributos clave de la salud edáfica. En base a estos resultados, pensar en horticultura regenerativa en esta región requiere implementar criterios de manejo de menor IUS, más similares a los cultivos perennes: con reducción de labranzas, inclusión de cultivos de servicio, reducción en el uso de agroquímicos de síntesis, fertilización orgánica estabilizada.

PALABRAS CLAVE: salud edáfica, horticultura regenerativa, manejos agrícolas.

VALORACIÓN DEL SUELO COMO PILAR FUNDAMENTAL DE LA AGRICULTURA REGENERATIVA: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA PROBADA

Portela, J. A.[1*], Martínez, L. E.[2], Aguado, G. D.[3], Goijman, A. P.[1], Ferrari, F.[3], Uliarte, E. M.[3], Rizzo P. F.[3], Dagatti, C.[3], Godoy, M.[3], Pisi, G.[3], Lucero, P. S.[1]

[1] EEA La Consulta INTA; [2] EEA Rama Caída INTA; [3] EEA Mendoza INTA; * Ex Ruta 40 km 96, (5567) La Consulta, Prov. de Mendoza, portela.jose@inta.gob.ar

RESUMEN: La agricultura regenerativa ofrece un marco de gestión productiva orientado a la recuperación y optimización de los procesos ecológicos que sostienen el funcionamiento de los agroecosistemas. En contraste con sistemas agrícolas caracterizados por una elevada dependencia de insumos externos, este enfoque apunta a conservar los recursos naturales disponibles (suelo, agua y biodiversidad asociada) y su eficiencia de uso, a la vez de recuperar y promover funciones ecológicas fundamentales. En este sentido, se promueve la mejora de procesos clave como el ciclado de nutrientes, la regulación hídrica, el control de la erosión y el control biológico, mediante estrategias de manejo integradas y adaptadas a las condiciones locales. La agricultura regenerativa hace foco principal en el suelo como componente esencial del agroecosistema, asignando especial relevancia a los reservorios de carbono edáfico, tanto en organismos como en la materia orgánica almacenada. La conservación y el aumento de reservas de carbono edáfico en sistemas agropecuarios son aceptadas como importantes medidas activas de mitigación del calentamiento global, que además pueden ser puestas en valor con relativa facilidad, dando lugar incluso a nuevas formas de financiamiento de la producción (bonos de carbono). En Argentina, el INTA ha desarrollado una guía metodológica de diagnóstico y evaluación destinada a acompañar la transición hacia sistemas de agricultura regenerativa. Esta herramienta se estructura en torno a diez principios fundamentales, que enmarcan cualquier decisión tomada y conforman la base para definir una estrategia de manejo, así como las prácticas que permitirán alcanzar los objetivos propuestos. De estos diez principios, los primeros cinco se enfocan específicamente en caracterizar la gestión de la salud del suelo. La herramienta en sí se compone de dos instrumentos: un formulario para la recopilación de información pertinente y una serie de tablas de referencia para la valoración del sistema. El formulario está separado en diez secciones correspondientes a cada principio de agricultura regenerativa. Es de llenado rápido y simple, con preguntas cerradas, diseñado para facilitar que el productor o técnico que lo complete se vaya enfocando en cuáles son los aspectos relevantes al implementar estrategias de agricultura regenerativa. El segundo instrumento, consiste en una serie de tablas para la Caracterización del Sistema Productivo por Principios de Agricultura Regenerativa. También elaboradas en diez secciones, establecen indicadores para cada sección, con cinco niveles de cumplimiento (valores entre 0 y 4) y sus correspondientes descripciones. En total, son 21 indicadores que permiten, a partir de la información recopilada con el primer instrumento, definir: 1) puntajes por cada principio, como la suma de los valores de cada indicador; 2) porcentajes de cumplimiento de cada principio, relacionando el puntaje obtenido con el máximo puntaje para ese principio; y 3) obtener un Índice General de Agricultura Regenerativa para el sistema productivo en cuestión, como el promedio de los diez porcentajes calculados. Ya probada en sistemas frutihortícolas y vitícolas, la herramienta fue inicialmente desarrollada para sistemas irrigados. Su aplicación brinda información objetiva para la toma de decisiones basadas en evidencia y orientadas hacia la sostenibilidad. Es de acceso libre en el repositorio institucional (https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/21138).

PALABRAS CLAVE: diagnóstico, toma de decisiones, manejo del suelo.

DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA PARA LA PROGRAMACIÓN DEL RIEGO DE PAPA. PRIMEROS AVANCES

Puricelli, M.[1*], Bedogni, C.[1]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estacion Experimental Agropecuaria Balcarce, * Ruta Nacional 226, Km. 74, (7620) Balcarce, provincia de Buenos Aires, puricelli.marino@inta.gob.ar

RESUMEN: El agua es el principal factor limitante para los rendimientos de los cultivos a nivel global. A escala global, la agricultura es el mayor consumidor de agua dulce, la cual es, casi la totalidad, subterránea. Actualmente, estas reservas están sometidas a una fuerte presión extractiva e interacciona con los cambios en el clima, corriendo el riesgo de su sobreexplotación. En Argentina, la superficie cultivada bajo riego es reducida en relación al total de tierra apta para la agricultura. La década de 1990 fue el auge de la instalación de los equipos de riego por aspersión por pivote central en la región Pampeana y luego se fueron ampliando a otras regiones. En la provincia de Buenos Aires se concentran en tres sectores: en el norte, el sudeste y en el sudoeste, utilizando agua subterránea en su amplia mayoría. Dentro de los cultivos regados por aspersión, la papa (*Solanun tubersosum* spp. *tuberosum* L.) representa el 50 por ciento de la superficie cultivada nacional, y se localiza en el sector sudeste de la misma. La programación del riego es el proceso de determinar la cantidad y el momento adecuados de aplicación de agua para lograr el rendimiento y la calidad deseados del cultivo, maximizar la conservación del agua y minimizar los posibles efectos negativos sobre el medio ambiente, como la lixiviación de nutrientes por debajo de la zona radicular. Se ha demostrado que una programación eficaz del riego ahorra agua y energía, y ayuda a los productores agrícolas a lograr mejores rendimientos y calidad. De esta manera, es posible desarrollar una estrategia de riego inteligente que se diferencia de las rutinas fijas de riego ya que permite optimizar la eficiencia de uso del agua, reduciendo las láminas aplicadas, manteniendo o incrementando la producción. Particularmente en el caso de la papa, en la provincia de Buenos Aires, el riego con agua subterránea plantea desafíos relacionados con su extracción, las necesidades del cultivo y su productividad. Sin embargo, existen grandes brechas en cuanto a la mejora en la programación del riego, y la reducción del agua aplicada, sin afectar a la producción. Así, el objetivo de este trabajo fue elaborar un modelo de balance hídrico del suelo, adaptado al cultivo de papa en el cual se consideraron las pérdidas por escurrimiento superficial del agua de lluvia, la eficiencia de aplicación del agua de riego y el drenaje profundo, así como la reducción de la tasa de evapotranspiración en función del contenido de agua en el suelo. Los valores de Kc provienen de producción científica local antecedente. El modelo fue calibrado y validado con datos de campo provenientes de ensayos desarrollados en la Estación Experimental Balcarce, del INTA. Los resultados obtenidos indican la capacidad del modelo para programar el riego del cultivo bajo diferentes situaciones climáticas, obteniéndose rendimientos totales promedio comparables a los reportados por productores de la región, siendo 54 t/ha y 49 t/ha para la variedad Spunta e Innovator, respectivamente.

PALABRAS CLAVE: riego, programación, papa.

PROPIEDADES DEL SUELO ORGÁNICO Y MINERAL EN BOSQUES INCENDIADOS DE *AUSTROCEDRUS CHILENSIS* Y *NOTHOFAGUS DOMBEYI*

Rago, M. M.[1, 2*], Alonso, M. V.[1, 3], Malter, S.[4], Heinrichs, S.[5], Walentowski, H.[4], Urretavizcaya, M. F.[1, 2, 3]

[1] Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP); [2] CONICET; [3] Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB); [4] HAWK University of Applied Sciences and Arts, Faculty of Resource Management, Göttingen, Alemania; [5] University of Applied Forest Sciences Rottenburg, Alemania, [*] Ruta 259, km 16,24, Esquel, Prov. de Chubut, mrago@ciefap.org.ar

RESUMEN: Los incendios forestales causan cambios en las propiedades del suelo superficial que pueden afectar su productividad. En los bosques patagónicos, cuando los incendios son de alta severidad, el horizonte orgánico se consume en gran parte y muchas propiedades del horizonte mineral cambian significativamente. Sin embargo, a medida que avanza la sucesión y se produce nuevo aporte de material orgánico al suelo, muchas propiedades pueden alcanzar niveles similares al de los bosques no quemados. El objetivo de este trabajo fue evaluar el estado de las propiedades físico-químicas de los horizontes orgánico y mineral en bosques de ciprés (*Austrocedrus chilensis*) y de coihue (*Nothofagus dombeyi*) luego de tres años de ser afectados por el incendio Las Golondrinas, ocurrido en marzo del 2021 en el noroeste de la provincia de Chubut. En el verano del 2024, seleccionamos 12 parcelas de un set de parcelas permanentes establecidas luego del incendio para estudiar la severidad del fuego. Para cada tipo de bosque, la mitad de las parcelas correspondió a bosques quemados con alta severidad y la otra mitad a bosques no quemados (controles). En cada parcela tomamos dos submuestras del horizonte orgánico, luego de medir su espesor, y dos submuestras de 0 a 5 cm de profundidad del horizonte mineral. En ambos horizontes, evaluamos densidad aparente (DA), carbono orgánico (CO), nitrógeno total (N) y calculamos su relación (C/N). En el horizonte mineral, además, evaluamos pH, conductividad eléctrica y fósforo disponible. Analizamos estadísticamente las variables mediante ANOVAs factoriales. El horizonte orgánico presentó mayor espesor en el control (4,7 cm) que en el quemado (1,2 cm), y también fue mayor en los bosques de coihue (3,5 cm) que de ciprés (2,2 cm). Al contrario, la DA fue menor en el control (0,19 gr cm^{-3}) que en el quemado (0,63 gr cm^{-3}). Tanto el CO como el N fueron mayores en el control (CO: 29 %, N: 1,0 %) que en el quemado (CO: 16 %, N: 0,7 %). En el horizonte mineral, el CO y la relación C/N fueron mayores en el control (CO: 13%, C/N: 20) que en el quemado (CO: 9%, C/N: 16). Las otras variables evaluadas no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$) para ninguno de los factores ni para su interacción. Los resultados encontrados indican que el CO es una de las propiedades más afectadas por los incendios de alta severidad en estos bosques, manteniendo valores por debajo de los presentes en los bosques no quemados luego de tres años del incendio y con diferencias más notorias en el horizonte orgánico que en el mineral. Por otra parte, este trabajo contribuye a avanzar en el conocimiento sobre la recuperación del horizonte orgánico luego de incendios en bosques patagónicos, para el cual la información es aún escasa. En este sentido, la presencia de un horizonte orgánico cuyos valores de CO y N alcanzaron el 50% de lo detectado en los bosques no quemados sugiere un importante aporte de material al suelo en los primeros años postincendio.

PALABRAS CLAVE: Incendios, Bosques patagónicos, Horizonte orgánico.

RESPUESTAS TEMPRANAS DE GLOMALINAS DEL SUELO A CULTIVOS DE COBERTURA EN LA REGIÓN PAMPEANA

Ramirez, J.[1*], Frasier, I.[2], Bonvecchi, V.[1]

[1] Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján; [2] INTA-CONICET, Instituto de Suelos CIRN-CNIA; *Ruta 5 y Avenida Constitución (6700) Luján, Buenos Aires, Argentina, angelesneschuk@gmail.com

RESUMEN: La intensificación agrícola y la simplificación de las rotaciones en la Pampa Ondulada han reducido la diversidad biológica del suelo y los aportes de residuos orgánicos, afectando la estabilidad estructural y el almacenamiento de carbono. Las glomalinas, glicoproteínas asociadas a hongos micorrícicos arbusculares, constituyen indicadores sensibles de la calidad biológica del suelo, y los cultivos de cobertura pueden contribuir a revertir estos procesos en función de la especie y del manejo nutricional. El objetivo de este trabajo fue evaluar las respuestas tempranas de las glomalinas totales y fácilmente extraíbles frente a distintos cultivos de cobertura en un Argiudol típico de la región pampeana. El estudio se realizó en Luján (provincia de Buenos Aires, Argentina), bajo un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones, y presenta resultados preliminares correspondientes al primer año de muestreo. Se evaluaron cinco tratamientos: testigo, avena (*Avena sativa* L.), avena fertilizada, mezcla avena–vicia (*Avena sativa* L.–*Vicia villosa*) y vicia (*Vicia villosa*). Las muestras se extrajeron a dos profundidades (0–5 y 5–20 cm) y los datos se analizaron mediante ANOVA y comparación de medias con test de Tukey ($\alpha = 0,05$). En la profundidad 0–5 cm se detectaron diferencias significativas en glomalinas totales ($p < 0,05$), con valores mayores en vicia (1,19 mg prot g^{-1} suelo) respecto del testigo y la avena (1,03–1,04 mg prot g^{-1} suelo), mientras que la mezcla avena–vicia y la avena fertilizada presentaron valores intermedios (1,05–1,07 mg prot g^{-1} suelo). En la profundidad 5–20 cm no se observaron diferencias significativas y las glomalinas fácilmente extraíbles no mostraron variaciones entre tratamientos en ninguna profundidad evaluada. Los valores obtenidos se ubican dentro de rangos típicos de suelos agrícolas manejados y las diferencias superficiales coinciden con la distribución radicular y la dinámica temprana de las glomalinas en sistemas con cultivos de cobertura. La mayor respuesta bajo vicia podría asociarse a una mayor actividad radicular y a la estimulación de hongos micorrícicos arbusculares, mientras que la ausencia de cambios en profundidad y en la fracción fácilmente extraíble resulta consistente con respuestas biológicas iniciales durante las primeras etapas de implementación de estas prácticas. En conjunto, los resultados evidencian efectos tempranos sobre la calidad biológica del suelo, cuya consolidación deberá evaluarse a mayor plazo.

PALABRAS CLAVE: cultivos de cobertura, glomalinas, calidad biológica del suelo.

RELACIÓN ENTRE SUCESIÓN VEGETAL Y CONDICIONES EDÁFICAS EN BOSQUES POST-MINERÍA DEL CHOCÓ BIOGEOGRÁFICO

Ramírez, R. P.[1], Salazar, J.[2*], Leiva, E. I.[2]

[1] Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Facultad de Ciencias Departamento de Geociencias. Medellín Colombia. Cra. 59A No. 63-20, rramirez@unal.edu.co; [2] Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Facultad de Ciencias Agrarias. Medellín Colombia. Cra. 59A No. 63-20, eileiva@unal.edu.co

RESUMEN: Se caracterizó la diversidad y composición de la flora emergente en bosques afectados por minería aurífera a lo largo de un gradiente sucesional en el Chocó Biogeográfico, con el propósito de analizar la relación entre la sucesión vegetal y los cambios en las condiciones edáficas. Se planteó que el avance de la sucesión ecológica favorece el incremento de la diversidad florística y la mejora progresiva de las propiedades del suelo, aunque sin alcanzar, en el mediano plazo, la complejidad estructural de bosques no intervenidos. El estudio se desarrolló en áreas con 10, 15 y 30 años de sucesión ecológica posterior a la actividad minera aurífera, comparadas con un bosque secundario tomado como referencia. Se realizaron muestreos florísticos para describir la riqueza, diversidad y composición de especies, junto con análisis físicos y químicos del suelo orientados a determinar su influencia sobre la regeneración vegetal. La información obtenida fue analizada mediante técnicas estadísticas multivariadas y pruebas de comparación entre las diferentes etapas sucesionales. Los resultados evidenciaron un incremento progresivo en la riqueza y diversidad de especies a medida que avanzó el tiempo de sucesión, acompañado de una tendencia hacia una mayor complejidad estructural de la vegetación. Sin embargo, las áreas post-mineras aún no alcanzan las condiciones observadas en el bosque secundario de referencia. En términos edáficos, se evidenciaron incrementos en el contenido de materia orgánica y una mayor estabilidad del pH en las etapas sucesionales más avanzadas, aunque persisten alteraciones significativas asociadas a la remoción del suelo y a los impactos físicos derivados de la actividad minera. Los análisis estadísticos confirmaron diferencias significativas entre las zonas sucesionales, destacando el papel determinante de las condiciones del suelo en la recuperación de la flora emergente. Estos resultados indican que la sucesión vegetal en ecosistemas tropicales húmedos afectados por minería es un proceso lento y fuertemente condicionado por la calidad edáfica. Se concluye que la restauración ecológica en bosques post-minería del Chocó Biogeográfico requiere la implementación de estrategias de manejo que integren la recuperación del suelo como eje central, con el fin de acelerar los procesos sucesionales y promover una recuperación sostenible de la biodiversidad y del funcionamiento del ecosistema.

PALABRAS CLAVE: Resiliencia, Sostenibilidad, Bosque tropical lluvioso.

EFECTO DEL RIEGO CON AGUA RESIDUAL TRATADA SOBRE LA ESTRUCTURA EN SUELOS ÁRIDOS

Riat, M. C.[1*], Cremona, M. V.[2], Cecilia, J.[3]

[1] IRNAD-UNRN; [2] INTA EEA Bariloche; [3] UNRN; * Anasagasti 1463, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina; mriat@unrn.edu.ar

RESUMEN: El riego con aguas residuales tratadas (ART) constituye una fuente exógena continua de carbono y nutrientes esenciales que favorece el incremento de la materia orgánica del suelo (MOS). Diversas investigaciones demuestran que este aporte sostenido no solo mejora la fertilidad química, sino que estimula la actividad biológica y la síntesis de enzimas edáficas, optimizando la estructura del suelo y su capacidad de retención hídrica. En entornos áridos, esta práctica se consolida como una herramienta de restauración ecológica y productividad sostenible, reduciendo simultáneamente la dependencia de fertilizantes sintéticos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del riego con ART en la formación de estructura en comparación con el riego con agua de perforación y con el suelo natural. Se trabajó sobre un ensayo instalado desde 2016 en Ingeniero Jacobacci, en el que se compara el riego con agua residual tratada (ART) con el riego con agua de perforación (AP), en dos tipos de vegetación: cultivo de alfalfa (A) y campo natural (CN). El tratamiento de campo natural consistió en la remoción de la vegetación natural para la sistematización del terreno, permitiendo la proliferación de la vegetación espontánea. El ambiente original es una estepa arbustivo-graminosa, con un suelo de textura gruesa, areno franca (5% arcilla, 7% limo, 88% arena), con muy bajo contenido de materia orgánica, por debajo de 0,5 % y muy poco estructurado. Se regó diariamente, de septiembre a principios de junio, con una lámina de aprox. 10 mm con el objetivo de disponer la mayor cantidad de agua tratada posible, con un sistema automatizado y bajo la supervisión del personal de la planta. En la temporada 2024/2025 se tomaron muestras no disturbadas de los primeros 5 cm del suelo en bandejas, en diciembre, enero y febrero durante la temporada de riego, en cada parcela dentro del ensayo y fuera del ensayo, en la estepa circundante, con tres repeticiones por combinación de factores. En el laboratorio se realizó el Slake test (ST) con el procedimiento descripto en el kit de calidad de suelos del USDA y la determinación de la estabilidad estructural por el método de tamizado en húmedo (Eijkelkamp) de muestra disturbada (EE). En todos los tratamientos con riego se observó un incremento del índice del ST respecto de la estepa donde resultó de 1.08±0.09. Sin embargo, solo fueron estadísticamente significativos los regados con ART que llegaron a valores cercanos a 5. En el índice de EE, que evalúa microagregados, se observó una leve tendencia al aumento en los tratamientos bajo riego, pero las diferencias no fueron significativas. El aporte de materia orgánica resultante del incremento en la producción de biomasa aérea y subterránea, en especial en los riegos con ART parece producir una mejora de la estabilidad de los macroagregados, pero la baja presencia de arcilla en el suelo natural imposibilita la expresión de una mejora en la microagregación. En suelos arenosos, el riego con ART mejora el contenido de carbono, pero será necesario pensar estrategias de manejo que preserven la materia orgánica para conservar una adecuada estabilidad de la estructura.

PALABRAS CLAVE: estabilidad estructural, microacregados, macroagregados.

ANÁLISIS DESDE LAS VÍAS DE AGREGACIÓN EN TRES SUELOS LIMOSOS DE LA PAMPA ONDULADA

Roba, M. A.[1*], Rodriguez Pinto, L. A. S.[2], Yac, H. V. J.[3], Fernández, P. L.[4, 5], Beherends Kraemer, F.[4, 5], Pereira, M. G.[6]

[1]Doctorando de Programa de Posgraduación en Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. * mroba@agro.uba.ar; [2]Post-doutorando - Universidad Federal Rural de Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil; [3]Maestrando en Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina; [4]Profesor Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina; [5]Investigador asociado - Conicet, Buenos Aires, Argentina; [6]Professor do Departamento de Solos - Universidad Federal Rural de Rio de Janeiro. RJ, Brasil.

RESUMEN: La estructura del suelo se reconoce actualmente como un indicador fundamental de su salud, integrando procesos físicos, químicos y biológicos. Un enfoque relevante consiste en distinguir las vías de formación de los agregados: la fisicogénica, derivada de procesos fisicoquímicos y ciclos de humectación-secado; y la biogénica, originada por la actividad de la macrofauna y raíces. Esta clasificación permite inferir los efectos del manejo y la degradación sobre la provisión de servicios ecosistémicos. En este estudio, se evaluó cómo la proporción de agregados biogénicos y sus concentraciones de Carbono (C) se relacionan con la intensidad de la secuencia de cultivos (ICS), el porcentaje de gramíneas (GRAM) y el contenido de C superficial en suelos de la Pampa Ondulada. Se seleccionaron tres sitios con características edáficas similares pero distinto gradiente de degradación: La Matilde (LMe, baja), San Nicolás (SN, media) y Las Matreras (LMs, alta). Se recolectaron muestras no perturbadas (0–20 cm) y se clasificaron manualmente los agregados de la fracción 9,5–8,0 mm mediante criterios morfológicos validados. Se determinó el C Orgánico Total (COT) y el Particulado (COP) en cada vía de agregación. El análisis incluyó correlaciones de Spearman (ajuste Benjamini–Hochberg, p_BH) y modelos lineales para evaluar la influencia de las covariables de manejo (ICS, GRAM) y el nivel de degradación. Los resultados revelaron una dominancia de agregados fisicogénicos en casi todas las muestras, representando hasta el 94,7% de la masa en sitios como SN, lo cual es consistente con suelos agrícolas bajo historial de labranza. En el sitio de alta degradación (LMs), las proporciones biogénicas fueron notablemente bajas (7% a 23,1%), sugiriendo una reducción en la actividad biológica. Se halló una correlación positiva significativa entre el ICS y el COT tanto en agregados biogénicos (ρ=0,693; p_BH=0,033) como fisicogénicos, indicando que una mayor intensidad de cultivos favorece la acumulación de C en ambas vías. Aunque se observó una tendencia positiva entre la proporción de agregados biogénicos y el C superficial (C_0-20) e ICS, los resultados no fueron estadísticamente concluyentes tras el ajuste por BH (p_BH ≈ 0,147). No obstante, las tendencias sugieren que rotaciones con mayor aporte de residuos y raíces favorecen la agregación biogénica, vinculada a una mayor calidad del suelo. Este estudio exploratorio confirma que la intensificación de la secuencia de cultivos influye positivamente en las concentraciones de C en las distintas vías de agregación. La distinción morfológica de agregados aparece como un indicador sensible para monitorear cambios en la calidad del manejo. Se recomienda aumentar el tamaño muestral en futuras investigaciones para validar las interacciones entre el nivel de degradación y las prácticas de conservación.

PALABRAS CLAVE: degradación de suelos, salud de suelo, fracciones de carbono.

1626

EFECTO DE LA INTENSIFICACIÓN DE LAS ROTACIONES AGRÍCOLAS SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO Y SUS FRACCIONES

Rodríguez, F. T.[1], Rodríguez, H. A.[1*], De Grazia, J.[1], Navas, M. J.[1], Rivera, H. J.[1], Sokolowski, A. C.[1], Wolski, J. E.[1], Rodríguez Frers, E. P.[1], Paladino, I. R.[1], Barrios, M. B.[1]

[1] Instituto de Investigación sobre Producción Agropecuaria, Ambiente y Salud (IIPAAS) de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNLZ). *Ruta Provincial N°4 y Av. Juan XXIII, (1836) Lomas de Zamora, Prov. de Buenos Aires, hrodriguez@agrarias.unlz.edu.ar

RESUMEN: El carbono orgánico del suelo (COS) tiene fundamental importancia en la sostenibilidad de los agrosistemas productivos, ya que influye en las propiedades del suelo y en la regulación de los gases de efecto invernadero. El uso agrícola suele reducir el contenido de COS debido a altas tasas de extracción y menores aportes de C, la excesiva remoción con destrucción de la estructura, variaciones en la fracción biológica del suelo, mayor descomposición de residuos y menor protección física por labranzas. Sin embargo, la intensificación de rotaciones y la inclusión de cultivos de servicio pueden aumentar los niveles de COS. A su vez, el COS se lo puede categorizar según su tamaño. En este trabajo se dividió en Fracción Gruesa (COFG: 2000-105 µm), Fracción Media (COFM: 105-53 µm) y Fracción Fina (COFF: <53 µm) y su proporción puede variar con la profundidad. Así, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la intensificación de la rotación sobre el contenido de COS y sus fracciones. Para ello, se realizó un ensayo en la localidad de Pergamino con 4 tratamientos: rotación de tercios (Testigo), rotación intensificada con cultivo de cobertura (Int c/COB), rotación intensificada con cultivo de renta (Int c/RENTA) y rotación intensificada con cultivos de cobertura y de renta (Int C & R). Se tomaron muestras de 0-10 cm y 10-20 cm de profundidad, dónde se determinó el carbono orgánico total (COT) y el CO de sus distintas fracciones (COFG, COFM y COFF). Los valores de CO se expresaron en unidades porcentuales (%) y en unidades de masa sobre superficie (Mg ha^{-1}). Los tratamientos no mostraron diferencias significativas en el contenido de COT, pero sí se evidenciaron diferencias en las fracciones. Para la profundidad superficial, el COFM en % mostró los menores valores para Int C & R en comparación con el resto de los tratamientos (Testigos, Int c/Cob e Int c/Renta). Sin embargo, al expresarse en Mg ha^{-1}, estas diferencias desaparecieron. Se demostró la importancia de expresar los valores adecuadamente y surgieron nuevas hipótesis a raíz de los resultados obtenidos.

PALABRAS CLAVE: carbono, fraccionamiento, rotaciones.

EVALUACIÓN DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE MANEJO PARA EL INCREMENTO DEL CARBONO DEL SUELO

Romaniuk, R. I.[1*], Perez, M. G.[1], Maury, M.[2], Gudelj, O.[2], Gudelj, V.[2], Ortiz J., Bacigaluppo, S.[3], Beltrán, M.[1]

[1] Instituto de Suelos, CNIA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Hurlingham, Buenos Aires, Argentina; [2] INTA, Experimental Agropecuaria (EEA) Marcos Juárez, Córdoba, Argentina; [3] INTA, EEA Oliveros, Santa Fe, Argentina. * romaniuk.romina@inta.gob.ar

RESUMEN: Dentro del sistema de siembra directa, el monocultivo y la falta de cobertura de los suelos, afectan su sostenibilidad en el largo plazo. Distintos manejos del suelo (secuencias de cultivos, sistemas de labranzas, cultivos de servicio) conducen a diferentes balances de carbono edáfico. A este fin resultan muy útiles los ensayos de larga duración donde pueden medirse el efecto de diferentes manejos sobre los contenidos de carbono (C) y otras variables químicas y físicas del suelo. El objetivo del trabajo fue evaluar diferentes estrategias de manejo regenerativo sobre el almacenaje de carbono en los suelos. Para ello se trabajó en los ensayos de larga duración de la EEA Marcos Juárez, provincia de Córdoba, Argentina, cuyos suelos están clasificados como Argiudoles típicos. El diseño estadístico es de parcelas divididas con repeticiones. Se evaluaron tres ensayos: a) Intensificación de la secuencia agrícola - ISA (ensayo instalado en 1975): Soja (S)-S, S-Maíz (M), M-Trigo (T)/S, b) Inclusión de cultivos de servicio (CS) en la rotación (inicio en 1993): Situación prístina, M-S-T/S, CS/M-CS/S, T/S, y c) ISA + CS (inicio en 2006): S-S, CS/S, CS/M-T/S-CS/S. Se midió el carbono orgánico total de 0-10, 10-30 y 30-40 cm, junto con la densidad aparente, a los fines de calcular el stock de C a igualdad de masas. El análisis estadístico incluye ANOVA y test de comparación de medias utilizando un nivel de significancia del 5%. Para el ensayo de ISA no se observaron diferencias entre tratamientos en el Stock de C calculado a 0-30 y 0-40 cm, sin embargo, sí se observaron mayores valores en 0-10 cm para M-T/S respecto de S-S, con un incremento promedio significativo del stock de C de 2.2 Mg C ha^{-1}. Para el ensayo de CS, tampoco se registraron diferencias entre tratamientos para los stocks de C de 0-30 y 0-40 cm, observándose mayores valores en 0-10 cm en la secuencia con inclusión de CS, en comparación a la rotación tradicional (M-S-T/S), con incrementos promedio de 5.6 Mg C ha^{-1}. Cabe destacar que la inclusión de los CS a la rotación logró nivelar los niveles de C de 0-10 cm a los de la situación prístina. En el ensayo de ISA + CS se observaron mayores valores para los tres stocks de C calculados (0-10, 0-30 y 0-40 cm), para CS-SS y CS/M-T/S-CS/S respecto de S-S, con incrementos promedio de 5.5, 8.5 y 9.4 Mg C ha^{-1} respectivamente. A partir de los resultados, podemos concluir que las mayores diferencias en la acumulación de C se observaron en los primeros 10 cm del suelo, mostrando la importancia del aporte de residuos y las raíces en el incremento de C en los suelos. La ISA y la inclusión de CS a las rotaciones mostraron ser estrategias efectivas para aumentar la reserva de C de los suelos. Parte de este trabajo fue financiado por FONTAGRO y el Gobierno de Nueva Zelanda a través del proyecto “Oportunidades de secuestro de carbono en suelos de Latinoamérica y el Caribe (LAC)”.

PALABRAS CLAVE: Intensificación agrícola, Cultivos de servicio, Almacenaje de carbono.

GRADIENTES DE CONSERVACIÓN Y PRODUCCIÓN: ¿QUÉ AMBIENTES CONSERVAN MÁS CARBONO EN SUELOS DEL CHACO SECO?

Rossi, M. C.[1, 2*], Aragón, R.[3], Fritz, F. G.[2], Moreno, R.[2], Casas, C.[2, 4*]

[1] Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola (AACREA), Sarmiento 1236 (C1041AAZ), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [2] Cátedra de Edafología, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía (FAUBA), Av. San Martín 4453 (C1417DSE), Buenos Aires, Argentina; [3] Instituto de Ecología Regional (UNT, CONICET) y Facultad de Ciencias Naturales e IML. Tucumán, Argentina; [4] IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía (FAUBA), Av. San Martín 4453 (C1417DSE), Buenos Aires, Argentina. * crossi@crea.org.ar; ccasas@agro.uba.ar

RESUMEN: El cambio de uso del suelo y su manejo agronómico ha reducido la materia orgánica del suelo (MOS) al acelerar las tasas de mineralización y erosión por encima de sus tasas de incorporación y formación. La MOS es un componente central para la salud del suelo y el funcionamiento de los ecosistemas, ya que influye en la fertilidad, la retención de agua y nutrientes, la estructura del suelo y el secuestro de carbono. En regiones sometidas a intensos procesos de deforestación y transformación agrícola, como el Chaco Seco argentino, resulta prioritario comprender cómo los distintos usos del suelo y los espacios de conservación contribuyen a la retención y dinámica del carbono edáfico. En este estudio se evaluó la influencia de distintos usos del suelo y de variables edáficas clave sobre el contenido de MOS en establecimientos productivos de la región. Se consideraron tanto áreas de uso agropecuario como distintos tipos de remanentes forestales, con el propósito de contribuir al ordenamiento espacial de las diversas coberturas del suelo. Se estudiaron 12 establecimientos productivos ubicados en Salta, Santiago del Estero, Tucumán y Córdoba. Los cinco tipos de ambientes muestreados fueron: cultivos, silvopastoriles, pasturas, unidades de bosque grande (UBG) y unidades de bosque pequeño (UBP). Se establecieron transectas de 100 m. en cada ambiente y se recolectaron 144 muestras de suelo y 288 de broza (g m^{-2}) en los 12 establecimientos. En laboratorio se determinó: MOS por combustión húmeda, pH y conductividad eléctrica (CE) en relación 1:2.5 (suelo:agua destilada) y textura por el método de Bouyoucos (cantidad de arena y de arcilla). Además, en los sistemas silvopastoriles y en las UBG y UBP se relevó la vegetación arbórea. Las diferencias entre ambientes, y los efectos de las variables edáficas, se evaluaron mediante modelos mixtos y comparaciones de medias ajustadas. La mayor cantidad de broza se registró en las UBG y UBP (~60 g m^{-2}), seguida por ambientes con cultivos (~49 g m^{-2}) y menos cantidad en pasturas y sistemas silvopastoriles (<20 g m^{-2}; R^2 = 0.79). La CE también fue mayor en ambientes con mayor cobertura forestal (UBP: 0.31; UBG: 0.27 dS m^{-1}). El modelo para MOS reveló efectos significativos de ambiente (p <0.001), broza (p < 0.001), CE (p = 0.012) y arcilla (p = 0.026; R^2 = 0.48). La MOS aumentó 1.9 % por cada 10 g m^{-2} de incremento en broza, 2 % por cada dS m^{-1} de aumento en CE y 0.3 % por cada 10 % de incremento en arcilla. Se encontró un gradiente claro en el contenido de MOS entre ambientes: silvopastoriles >UBP/UBG > pasturas> cultivo. Estos resultados confirman que los espacios de conservación son fundamentales para sostener mayores niveles de MOS, a través de un mayor aporte de broza y condiciones edáficas más favorables. La integración de estos ambientes dentro de los paisajes productivos del Chaco Seco resulta clave para la conservación del carbono del suelo y para el diseño de estrategias de manejo que compatibilicen producción y sostenibilidad.

PALABRAS CLAVE: Uso del suelo, Broza, Materia orgánica.

LOS ESPACIOS DE CONSERVACIÓN MODULAN EL CARBONO DEL SUELO A TRAVÉS DE VARIABLES EDÁFICAS

Sabeckis, C.[1*], Fritz, F. G.[1, 2], Berenstecher, P.[1, 3], López Zieher, X.[1, 2], Moreno, R.[1], Casas, C.[1, 3*]

[1] Cátedra de Edafología, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente Facultad de Agronomía (FAUBA), Av. San Martín 4453 (C1417DSE), Buenos Aires, Argentina; [2] Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola (AACREA), Sarmiento 1236 (C1041AAZ), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; [3] IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía (FAUBA), Av. San Martín 4453 (C1417DSE), Buenos Aires, Argentina; *casabeckis@agro.uba.ar; ccasas@agro.uba.ar

RESUMEN: La materia orgánica del suelo (MOS) es clave para la sustentabilidad de los agroecosistemas, ya que influye en la fertilidad, la regulación hídrica y la mitigación del cambio climático. Los espacios de conservación dentro de los establecimientos agrícolas representan potenciales reservorios de MOS, aunque su contribución ha sido poco caracterizada. En este trabajo evaluamos cómo la estructura de estos espacios y las condiciones edáficas influyen sobre la cantidad de la MOS, diferenciando materia orgánica particulada (MOP; 2000-53 µm), y asociada a minerales (MOAM; >53 µm). En 15 establecimientos agropecuarios identificamos espacios de conservación: vías vegetadas, bordes de canales, bajos alcalinos, pastizales, cortinas forestales, arbustales o montes y molinos, alcanzando ~125 sitios. En cada sitio tomamos muestras compuestas de 0-10 cm del suelo. Determinamos %MOS y %MOP, estimando %MOAM. Además, medimos variables edáficas que pueden determinar la MOS de forma indirecta: textura (%arena, %arcilla), pH, conductividad eléctrica (CE; mS/cm) y cantidad de broza (g/m²). Para analizar la MOS, MOAM y POM ajustamos modelos lineales de efectos mixtos (lme, nlme) con interacciones entre el predictor directo (tipo de espacio) y los predictores indirectos (variables edáficas) y aplicamos inferencia multimodelo (dredge, MuMIn) en R. Encontramos que los espacios con vegetación herbácea (bordes de canales, vías vegetadas, bajos alcalinos y pastizales) presentaron 40% menos broza que aquellos con vegetación arbórea (cortinas, montes) y los molinos (p-valor =0.0004). El pH fue mayor en los bajos alcalinos (8.5), menor en los parches arbóreos (5) y moderado en los restantes ambientes (5.5–6.5; p-valor <0.0001). La CE no difirió entre ambientes, aunque tendió a ser mayor en los bajos alcalinos (0.9 mS/cm) frente al resto (0.6 mS/cm; p-valor =0.07). La MOS y la MOAM variaron de 0.25 y 0.21% a 7.6 y 7.1%, respectivamente y estuvieron muy correlacionadas (0.99). Los predictores más influyentes para MOS y MOAM fueron indirectos: la CE, el pH y la broza (importancia 0.99, 0.99 y 0.79, respectivamente). MOS y MOAM aumentaron ~0.4% por cada 0.1 mS/cm de incremento en CE (dentro de condiciones no a levemente salinas) y disminuyeron ~0.2% por cada unidad de aumento del pH (R^2 = 0.49 MOS; 0.53 MOAM). La MOP (de 0.02 a 1.4%) también disminuyó levemente con el aumento del pH (0.035% por unidad), pero no se vio afectada por la CE ni la broza. El tipo de espacio de conservación no fue significativo para determinar la MOS ni sus fracciones. Los resultados muestran que los espacios de conservación no afectan directamente la cantidad de MOS, pero sí influyen indirectamente a través de variables edáficas, especialmente el pH. La fuerte incidencia del pH y la CE sobre la MOS y la MOAM indica que las condiciones del suelo propias de cada ambiente determinan su capacidad para estabilizar carbono. Esto resalta que la contribución de los espacios de conservación al almacenamiento de carbono depende más de los procesos edáficos que regulan la estabilización de la MOS que, de la fisonomía vegetal, lo cual debe considerarse al planificar estrategias de conservación en paisajes agropecuarios.

PALABRAS CLAVE: agroecosistemas, fracciones de la materia orgánica del suelo, propiedades de suelo.

1630

POLÍTICA PÚBLICA DE CONSERVACIÓN DE SUELOS EN LA PROVINCIA DE SANTA FE

Scarabotti, D.[1*], Monti, M.[2]

[1] Ministerio de Desarrollo Productivo de Santa Fe; [2] Colegio de Ingenieros Agrónomos de Santa Fe; * Bv. Pellegrini 3100, (3000) Santa Fe, Provincia de Santa Fe, dscarabotti@santafe.gov.ar

RESUMEN: La degradación de los suelos y la creciente vulnerabilidad hídrica constituyen desafíos centrales para la sostenibilidad productiva y territorial. En este contexto, la Conservación de Suelos (CS) deja de ser un objetivo sectorial para convertirse en un eje estructurante de la gestión pública, capaz de articular políticas productivas, ambientales e infraestructurales. El presente trabajo describe el diseño de una política pública de CS desarrollado en la provincia de Santa Fe, basado en principios de ciencia del suelo, planificación de mediano plazo, incentivos y fortalecimiento de capacidades con el objetivo de mejorar la eficiencia productiva, reducir riesgos y sostener la productividad en el tiempo. El enfoque parte de considerar al suelo como un recurso natural estratégico, que regula el ciclo hidrológico, sostiene la producción agropecuaria y constituye la base del ordenamiento territorial. Desde esta perspectiva, la política de CS se diseña como un sistema integrado que combina planificación predial mediante Planes de Manejo a cinco años, herramientas técnicas de evaluación y seguimiento, incentivos económicos orientados a reconocer desempeños compatibles con la conservación y mecanismos de mejora continua. El énfasis no se coloca en la imposición de prácticas, sino en la generación de condiciones que faciliten la toma de decisiones de manejo adecuadas, incrementen la eficiencia del uso de insumos y estabilicen los resultados productivos. La propuesta se sustenta en un esquema de articulación multinivel. En primer lugar, promueve la coordinación interna dentro del Ministerio de Desarrollo Productivo, integrando programas vinculados a la producción, la sanidad vegetal, la forestación, la ganadería y la gestión del riesgo, de modo que la CS funcione como un eje técnico ordenador de las mediaciones sectoriales. En segundo lugar, se articula con otras áreas de gobierno, particularmente con los organismos responsables de la gestión hídrica, los comités de cuenca y la infraestructura rural, así como con el Ministerio de Ambiente y Cambio Climático, alineando acciones de adaptación, mitigación y ordenamiento territorial. En tercer lugar, incorpora una vinculación activa con el sector privado —productores, industria, comercialización, entidades técnicas y organizaciones de la sociedad civil— a través de estrategias de incentivos, extensión, comunicación y acompañamiento técnico. La política se vincula, además, con marcos internacionales de desarrollo sostenible, contribuyendo de manera directa a los Objetivos de Desarrollo Sostenible asociados a la producción sostenible de alimentos, la gestión integrada del agua, la acción frente al cambio climático y la protección de los ecosistemas terrestres. En este marco, la capacitación y actualización profesional continuas ocupan un rol central como mecanismo de integración entre la ciencia del suelo, las políticas públicas y la práctica productiva, asegurando consistencia técnica, homogeneidad metodológica y adaptación permanente del sistema. Analizada de manera integral, la política de Conservación de Suelos no prescribe un conjunto cerrado de prácticas. Sin embargo, al integrar planificación, incentivos, capacitación y seguimiento técnico, el esquema promueve decisiones voluntarias que convergen naturalmente en Buenas Prácticas de Manejo, entendidas como resultado operativo de una política de CS bien diseñada, productivamente viable y territorialmente coherente.

PALABRAS CLAVE: Ordenamiento territorial, desarrollo sostenible, calidad del suelo.

CARACTERIZACIÓN DEL CO DE SUELOS BAJO CULTIVO DE TÉ-YERBA MATE EN LA PROVINCIA DE MISIONES

Seifert, S.[1, 2*], Fernandez-Catinot, F.[3, 4], Gallardo, N.[3], Villagra, M.[2], Perez-Harguindeguy, N.[3, 5]

[1]Facultad de Ciencias Forestales - UnaM; [2]Instituto de Biología Subtropical - UNaM-CONICET; [3]Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (UNC-CONICET); [4]Max Planck Institute for Biogeochemistry, Jena, 07745, Germany; [5]Departamento de Diversidad Biológica y Ecología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba; * Av. Tres Fronteras 183, (CP 3370), Misiones, Argentina. stefan.seifert@fcf.unam.edu.ar

RESUMEN: El carbono orgánico del suelo (COS) constituye el reservorio de carbono (C) terrestre más importante debido a su alta magnitud y estabilidad. Sin embargo, en regiones con altas temperaturas y precipitaciones, así como bajo prácticas de manejo agrícola que dejan el suelo expuesto, el reciclado del COS puede acelerarse, estimulando sus pérdidas. Pese a su relevancia, existen numerosos interrogantes sobre el efecto de los manejos productivos en la formación y estabilización del COS. En este estudio, caracterizamos el contenido de COS y de sus principales fracciones (carbono orgánico particulado y carbono orgánico asociado a minerales; POC y MAOC, respectivamente) en parcelas bajo distintos usos productivos típicos del norte de Misiones. Primero, analizamos la variabilidad espacial (mediante el coeficiente de variación, CV) de estos parámetros en 84 parcelas (6×6 m) establecidas en un lote con más de 70 años de cultivo de té (*Camellia sinensis*), convertido a yerba mate (*Ilex paraguariensis*; desde ahora "yerbal joven") con *Avena strigosa* como cultivo de cobertura. Luego, comparamos los contenidos de COS, POC y MAOC del yerbal joven con los de suelos de parcelas aledañas bajo 1) yerba mate de distintas edades (4, 5 y 6 años), 2) un cultivo de té abandonado y 3) un bosque secundario degradado. Los contenidos de COS en el yerbal joven fueron mayores (2,6 ± 0,6% entre 0 y 20 cm) que los observados en las parcelas aledañas (1,5-1,8% en yerbales; 1,7% en el cultivo de té abandonado; 1,4% en el bosque secundario). Estos valores fueron intermedios respecto a los reportados en la literatura para cultivos de té activo (~2% de 0-10 cm y ~1,6% de 10-20 cm) y bosques prístinos de la región (entre 3-5% para suelos superficiales y 2% para suelos entre 10-20 cm de profundidad). Además, la variabilidad espacial del COS en el yerbal joven fue relativamente alta (CV = 14,4%), con rangos de entre el 1,9-3,5%. En el yerbal joven, el MAOC presentó mayores contenidos (2,12% ± 0,33%) y una variabilidad espacial más homogénea (CV = 15,7%) que el POC (0,69% ± 0,17%; CV = 25,1%). Por su parte, las parcelas aledañas tuvieron menores contenidos de POC (entre 0,15% y 0,32 para los yerbales y 0,41% para el cultivo de té abandonado) y mayores de MAOC (entre 1,3% en el bosque secundario y 2,1% en el cultivo de té abandonado). Los valores de POC encontrados en el yerbal joven fueron similares a los encontrados en parcelas de bosque atlántico de la región (0,26-2,30 % para suelos superficiales y 0,12-1,69 % para 10-20 cm de profundidad). Este trabajo constituye una caracterización inicial del sistema que será usado como línea de base para comparar con el efecto de distintos cultivos de cobertura y prácticas de manejo tradicionales sobre el COS, POC y MAOC.

PALABRAS CLAVE: Stock de Carbono, Suelos tropicales, Cultivos de cobertura.

1632

PLANEJAMENTO PARA UM MANEJO ECOLÓGICO EM ÁREA INDÍGENA

Silva, A. de A.[1*], Magalhães, A. M.[2], Siquierolli, A. C. S.[1]

[1] Universidade Federal de Uberlândia – Núcleo de Agroecologia NACEM, Rodovia LMG756, Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil, adriane@ufu.br; [2] Analista Ambiental do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA).

RESUMO: Os povos originários possuem uma ligação natural com as práticas de manejo ecológico. Porém algumas terras indígenas possuem uma demarcação mais recente como a Aldeia Renascer Wakonã da etnia Xucuri-Kariri que se estabeleceu em 2008 em Presidente Olegário - MG. A aldeia está se consolidando no bioma do cerrado após migrações de regiões costeiras de Alagoas. Objetivou-se descrever o contato do núcleo de agroecologia do Cerrado Mineiro com a construção da fertilidade do solo por meio do cultivo conservacionista. O desafio é se tornarem produtores agroecológicos, uma vez que a aldeia ainda não possui uma independência na produção de alimentos, e pretende se tornar auto-sustentável em um projeto de sustentabilidade ambiental, social e econômica, garantindo alimentação saudável para os aldeados e para a comunidade do entorno. Nesse sentido realizaram-se análises de solo e trocas de experiências para que as áreas sejam mapeadas, para o aproveitamento da forma de plantio em consórcio com espécies nativas do Cerrado, aproveitamento dos resíduos orgânicos para cobertura do solo, minimizando a entrada de insumos externos. Atualmente estabeleceu-se três áreas produtivas, voltadas para o cultivo de banana, mandioca, hortaliças e ervas medicinais, para attender a demanda da alimentação tradicional. O grupo não pretende ampliar as áreas cultivadas individuais, sendo mantidas áreas comunitárias, e ampliando à introdução de frutas. Mesmo que a área demarcada tenha a predominância de mata densa, o solo apresenta formação de elevada fragilidade, como uma região de solos com fragilidades naturais, com alta vulnerabilidade ambiental, possibilidade de erosão, solos rasos com presença de pedras, e de baixa fertilidade natural. O que demandará que a manutenção da cobertura de solo, matéria orgânica e sistemas integrados para os avanços produtivos. A área é um dos principais remanescentes de mata em bom estado de conservação, aparentemente contemplando espécies do bioma mata atlântica e do cerrado, com presença de matas de galeria, solos intrigantes em sua estruturação. Em média as áreas produtivas possuem solo muito similar ao sobre vegetação de floresta (sem ação antrópica). O pH (H_2O) com valor de 4,8, Al^{3+} (0,27) e os teores de Ca (0,35) e Mg (0,1) cmolc dm^{-3}. Assim como o V% (8%) e m% de 36%. Esses valores são considerados baixos e não adequados, mesmo para culturas menos exigentes como a Banana e a mandioca. Após o diagnóstico fez se a utilização de pós de rocha e calcário para demonstrar os efeitos da correção do solo e cobertura do mesmo com matéria orgânica (resíduos da bananeira e esterco bovino). Utilizou-se uma dose baixa, para início das transformações da área, resultando após 15 meses de uma área que passou a apresentar pH de 5,5, e maiores teores de Ca (1,20) e Mg (0,4), promovendo na banana um tamanho de cachos maior com maior enchimento de frutos, e porte da planta mais resistente. Conclui-se que a ação participativa favorece as trocas de experiencias, com manejos de insumos para a fertilidade do solo e o recebimento de informações sobre plantios, e melhores épocas de poda e consórcios em terras indígenas.

PALAVRAS CHAVE: Etnia Xucuru-kariri, Agroecologia, NACEM (Núcleo de agroecología-UFU).

AGRADECIMENTOS: Ao CNPq- Projeto 441900/2025 – NACEM-UFU e a UFU e IBAMA. A Fapemig projeto APQ05719-24. Ao colégio Doutoral Tordesilhas e a CAPES (Código de Financiamento 001).

CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO LUEGO DE 11 AÑOS DE CAÑA DE AZÚCAR CON RIEGO POR GOTEO

Sosa, F.[1, 2]*, Correa, R.[1], di Marco, J.[1], Sotomayor, C.[1], Fernández, P.[1], Rojas Quinteros, H.[1], Robledo, G.[1], Sanzano, G.[1, 2]

[1] Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. William Cross 3150, Las Talitas, Provincia de Tucumán. C.P. T4101XAC. *fasosa@eeaoc.org.ar; [2] Facultad de Agronomía, Zootecnia y Veterinaria. Universidad Nacional de Tucumán.

RESUMEN: El carbono orgánico total (COT) y particulado del suelo (COP) son indicadores de salud edáfica. El cultivo de caña de azúcar (CA) presenta un elevado requerimiento hídrico por su alta producción de biomasa. El riego complementario permite alcanzar rendimientos potenciales en zonas sub-húmedas con un elevado aporte de material vegetal aéreo y subterráneo lo cual, en el largo plazo, se traduciría en incrementos de COT y/o COP. En contraposición, el aporte hídrico del riego aumenta la actividad biológica del suelo y con ello la respiración edáfica afectando los indicadores mencionados. En Tucumán se observó un incremento de COP y COT en CA bajo riego por goteo enterrado (RGE) respecto a secano en los primeros 5 cm del suelo, pero no se evidenciaron diferencias a mayor profundidad probablemente debido a los pocos años (3) de iniciada la experiencia. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el COT y COP luego de 11 años de CA con RGE en comparación con secano en la llanura Chaco-pampeana sub-húmeda seca de la provincia de Tucumán. Se trabajó sobre un ensayo implantado en el año 2012 en un suelo Haplustol típico; hasta 2023 se cultivó CA con cosecha en verde sin remoción del suelo. El tratamiento con RGE (CR) se regó de acuerdo a un balance hídrico generado con sensores de humedad y se fertilizó con 90 Kg N Ha^{-1} en forma de urea por fertirriego. Los mm aportados con el riego variaron entre 100 y 300 mm anuales según la demanda. El tratamiento en secano (CS) recibió la misma dosis y forma de N aplicado superficialmente antes de una lluvia. En 2023 se determinó COT y COP en las profundidades 2.5, 5, 10, 15, 20, 30, 45, 60, 75 y 90 cm en CR y CS. Se realizó un análisis de varianza y comparación de medias con test Fisher (0,05). El factor profundidad afectó significativamente ambas variables: COT disminuyó progresivamente con la profundidad desde superficie y COP se concentró en los 2,5 cm superficiales pero no mostró una tendencia clara en profundidad. CR presentó mayor COT, COP y COP/COT respecto a CS en los 2,5 cm superficiales. En la capa de 2,5-5 cm COT fue mayor en CR respecto de CS, no así COP ni COP/COT. Desde los 5 hasta los 60 cm COT en CR mantuvo valores promedio más altos que CS pero sin diferenciarse significativamente en cada profundidad. En la capa de 60-75 cm nuevamente COT y COP fueron mayores en CR. Al comparar los promedios de todo el perfil (90 cm), CR mostró niveles significativamente mayores de COT respecto a CS (0,94 vs 0,82 t COT Ha^{-1} cm^{-1}). COP y COP/COT también siguieron esta tendencia pero sin diferencias significativas. El riego localizado complementario en caña de azúcar en la llanura chaco-pampeana subhúmeda seca de Tucumán incrementó el stock de carbono en el suelo, este efecto fue más claro en superficie (0-5 cm) y en el promedio del perfil evaluado (0-90 cm). En esta experiencia COT reflejó mejor el efecto del riego en el largo plazo.

PALABRAS CLAVE: irrigación, biomasa, stock de C.

EROSIÓN EN RESPUESTA A LA LLUVIA EN PAISAJES TRANSFORMADOS DE SANTANDER, EN LOS ANDES COLOMBIANOS

Suescún Carvajal, D.[1*], Peña, J.[1], López, N.[1], Jaimes, S.[1], Rincón, V.[1], Díaz, S.[1], Montañez, R.[1], León, J. D.[2]

[1] Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia IPRED, Universidad Industrial de Santander, sede Málaga; [2] Grupo de Investigación en Restauración Ecológica de Tierras Degradadas en el Trópico. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín; * Calle 31 No 55-20, Bello, Antioquia, Colombia, diegocarvajal8@gmail.com

RESUMEN: Los ecosistemas altoandinos proporcionan servicios ecosistémicos clave para la sociedad. Sin embargo, estos ecosistemas son particularmente vulnerables a los problemas ambientales globales como el cambio climático y el cambio de uso del suelo, este último no solo transforma los ecosistemas naturales, sino que también degrada al suelo generando escorrentía superficial y erosión. Las tendencias actuales en la conversión del uso del suelo combinado con las proyecciones del cambio climático, de un aumento en los eventos hidrológicos extremos, amplifican las amenazas sobre los ecosistemas altoandinos y sus servicios. En este estudio, se analizó el efecto conjunto de las características de la lluvia (magnitud, intensidad y frecuencia) y la cobertura vegetal/uso del suelo en la erosión. Se seleccionaron cinco coberturas vegetales típicas de ecosistemas altoandinos del departamento de Santander, un robledal (bosque natural dominado por *Quercus humboldtii*), una plantación de pino patula (*Pinus patula*), un cultivo permanente de durazno, un pastizal dedicado a la ganadería de leche y un sistema agroforestal con café. Se instaló una estación meteorológica para la medición de las variables de la precipitación, y en cada cobertura vegetal, se montaron dos parcelas de erosión de 10x2 m (20 m^2). A escala semanal y por seis meses, se tomaron muestras de sedimentos procedentes de cada parcela por cobertura, estas muestras se secaron al horno a 65ºC por 48 horas, luego se tamizaron y pesaron para determinar la erosión en kg/ha. Se determinaron diferencias significativas de la erosión entre coberturas, y se ajustaron correlaciones con las variables de la precipitación. La precipitación media semanal fue de 35,5 mm, la cobertura vegetal/uso del suelo que más presentó erosión fue el cultivo con 138,7 kg/ha, seguida de pastizal (110,5), robledal (30,8), sistema agroforestal (28,8) y plantación (24,6). En todas las coberturas, se encontraron correlaciones positivas entre la erosión y la intensidad de la lluvia. Nuestros resultados resaltan la importancia de los bosques en la protección del suelo y en la provisión de servicios ecosistémicos asociados al recurso hídrico y control de suelo. Además, se resalta la necesidad de gestionar eficientemente los recursos naturales asociados a los ecosistemas altoandinos donde la combinación del rápido cambio de uso del suelo y el cambio climático amenazan la integridad de estos ecosistemas y sus servicios.

PALABRAS CLAVE: *Quercus humboldtii*, robledal, servicios ecosistémicos.

CARACTERIZACIÓN DE SEDIMENTOS PRODUCIDOS POR EROSION EOLICA POST-MANI EN EL DEPARTAMENTO RIO CUARTO

Toledo, M.[1*], Becker, A.[2, 3], Pérez, D.[3], Landa, S.[3], Chirino, Y.[3], Colazo, J.[4], Tamiozzo, L.[1]

[1] AER Río Cuarto, INTA, [2] Instituto Académico Pedagógico de Ciencias Básicas y Aplicadas, UNVM, [3] Facultad de Ciencias Exactas, Naturales y Fisicoquímicas, UNRC, [4] EEA San Luis, INTA, * Mitre 656, (5800) Río Cuarto, Córdoba, toledo.marcelo@inta.gob.ar

RESUMEN: La erosión eólica es un proceso complejo de remoción y transporte de partículas por acción del viento, condicionado por factores climáticos, edáficos y manejo. En Córdoba, la producción de maní incrementa la susceptibilidad de los suelos a la erosión, especialmente en invierno tras el arrancado y en años secos. El objetivo fue caracterizar los sedimentos colectados por erosión eólica en ensayos representativos del Departamento Rio Cuarto. En las campañas agrícolas 2020/2021, 2021/2022 y 2023/2024 se realizaron ensayos posteriores al maní en parcelas con cultivo de cobertura (CC) y sin cultivo de cobertura (sCC) de las localidades de Baigorria, Espinillo y Reducción respectivamente, en Haplustoles franco arenosos. En las parcelas se instalaron colectores de sedimento tipo Big Spring Number Eight sampler (BSNE) a 13,5 cm (inferior), 50 cm (medio) y 150 cm (superior) de altura. Los sedimentos fueron tamizados (500 µm, 250 µm y 63 µm) y observados cualitativamente bajo lupa y microscopio petrográfico para identificar composición mineralógica, grado de meteorización y presencia de restos biológicos. Los registros climáticos fueron obtenidos de la red de Estaciones Meteorológicas del Ministerio AgriculturaCba. En todas las campañas y parcelas bajo lupa los sedimentos mostraron restos vegetales (rastrojos y semillas de diferentes cultivos), de insectos y pequeños agregados. La proporción de material biológico fue mayor en colectores inferiores, disminuyendo con la altura. En Baigorria (2020/2021), bajo condiciones de 82 mm de lluvia y ráfagas superiores a 20 km h^{-1}, en los sedimentos de la parcela CC se observaron al microscopio abundantes vidrios volcánicos (angulosos y meteorizados), y en menor proporción anfíboles, fragmentos líticos, óxidos y diatomeas dispersas; mientras que en sCC presento menor proporción de vidrios volcánicos y diatomeas e incremento de fragmentos líticos y óxidos. En el colector medio a superior se observó un aumento del vidrio volcánico con menor selección y una disminución del tamaño de grano. En Espinillo (2021/2022), con 152 mm de lluvia y vientos de hasta 15 km h^{-1}, en CC microscópicamente se identificaron vidrios volcánicos pequeños (<10 µm) en abundancia, minerales alterados y fitolitos; en sCC una cantidad mayor de minerales alterados y vidrios volcánicos de variada morfología, y menor de anfíboles (hornblenda) y fitolitos. En el colector superior se observó mayor proporción de material alterado y de diverso tamaño. En Reducción (2023/2024), con 94 mm de precipitaciones y tres eventos de viento superiores a 11 km h^{-1}, en las parcelas con CC se identificó mayor fracción de vidrio volcánico y minerales alterados, anfíboles sin grandes variaciones granulométricas. En sCC un dominio de minerales alterados y vidrios volcánicos. No se observaron grandes variaciones granulométricas entre las alturas. Las parcelas con cobertura post-maní presentaron menor proporción de sedimentos minerales y mayor contenido biológico, lo que indica un efecto protector frente al viento. Los resultados obtenidos hasta el momento mostraron que los sedimentos colectados por erosión eólica en ensayos representativos del Departamento Rio Cuarto presentan un predominio de vidrio volcánico, minerales alterados y fragmentos líticos con diferencias en redondeamiento y meteorización con variaciones según la altura de colector.

PALABRAS CLAVE: erosión eólica, sedimento, maní.

EROSIÓN EÓLICA Y CALIDAD FÍSICA DEL SUELO EN ROTACIONES SOJA–MANÍ EN CÓRDOBA

Toledo, M.[1*], Canale, A.[6], Colazo, J.[2], Muñoz, S.[1], Monetti, M.[3], Tamiozzo, L.[1], Allovati, S.[1], Garetto, E.[5], Vicondo, M.[4]

[1]AER Río Cuarto, INTA; [2]EEA San Luis, INTA; [3]AER General Cabrera, INTA; [4]EEA Manfredi, INTA; [5]Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC; [6]Consultor Privada Externo; *Mitre 656, (5800) Río Cuarto, Córdoba, toledo.marcelo@inta.gob.ar

RESUMEN: La soja (*Glycine max*) y el maní (*Arachis hypogaea*) predominan en las rotaciones del sudoeste de Córdoba. La cobertura generada por estos cultivos se descompone rápidamente y, además, el arrancado del maní requiere una remoción del suelo que incrementa el riesgo de erosión y de degradación física del suelo. En este contexto, no existen antecedentes que comparen las tasas de erosión luego de soja y son escasos los estudios realizados en maní, así como aquellos que evalúan indicadores físicos del suelo. Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar la erosión relativa y parámetros físicos del suelo luego de un cultivo de soja, maní y maní seguido de cultivos de cobertura en el sudoeste de Córdoba. El estudio se realizó en Carnerillo, Córdoba (−32,94; −63,91), sobre un Haplustol éntico de textura franca gruesa, donde se evaluaron tres tratamientos: barbecho luego de soja (BS), barbecho luego de maní (BM) y maní seguido de un cultivo de cobertura (CC). El cultivo de cobertura consistió en centeno (Secale cereale), sembrado al voleo durante el arrancado del maní. La erosión eólica se midió mediante colectores BSNE en parcelas de una hectárea y se expresó como erosión relativa respecto de BM (BS/BM y CC/BM). Al finalizar el ensayo, se evaluó la resistencia mecánica a la penetración cada 5 cm hasta los 55 cm de profundidad mediante un penetrómetro de golpe, el contenido de humedad del suelo hasta los dos metros de profundidad y la infiltración mediante el método del anillo simple, medida cada 5 minutos hasta los 60 minutos y posteriormente ajustada al modelo de Horton. La erosión eólica relativa varió entre 29 y 49 %, con una media de 37 % en CC, mientras que en BS el rango fue de 18 a 40 %, con un promedio de 24 %. Esto indica que la erosión en BS representa aproximadamente una cuarta parte de BM y que dicha erosión se reduce con el uso de cultivos de cobertura. La resistencia a la penetración alcanzó valores máximos de 0,79 MPa en BS a 37,5 cm de profundidad, mientras que en BM y CC los valores máximos fueron de 1,07 MPa y 0,90 MPa, respectivamente, ambos a 27,5 cm. En todos los casos, los valores se encontraron por debajo del umbral crítico. La infiltración acumulada fue mayor en CC (363 mm), que en BS (317 mm) y BM (263 mm). La infiltración básica también presentó valores superiores en CC (317 mm h^{-1}), lo que indica que el cultivo de cobertura mejoró la capacidad del suelo para captar agua, compensando parcialmente el consumo hídrico. En las condiciones evaluadas, la resistencia a la penetración y la infiltración no alcanzaron valores críticos en ninguno de los tratamientos, aunque ambos parámetros fueron mejores luego del maní con cultivo de cobertura. Los valores de erosión relativa respecto al maní fueron menores en soja y en el tratamiento con cultivo de cobertura, lo que pone de manifiesto la importancia de esta práctica en el sudoeste de Córdoba.

PALABRAS CLAVE: erosión eólica, soja-maní, cultivo de cobertura.

VALIDACIÓN DE LA TURBIMETRÍA COMO MÉTODO INDIRECTO PARA ESTIMAR PÉRDIDA DE SUELO EN ARGIUDOLES

Van Opstal, N. V.[1*], Gabioud, E. A.[1], Seehaus, M. S.[1], Alessandri, G.[2], Sasal, M. C.[1], Wilson, M. G.[1]

[1]Departamento Recursos Naturales y Gestión Ambiental INTA EEA Paraná, Ruta Pcial. 11, km. 12.5. 3100 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina. [2]Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos Ruta Pcial. Nº 11 Km 10,5.3100 Oro Verde - Entre Ríos, Argentina. *vanopstal.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN: Durante eventos de precipitación, el escurrimiento superficial transporta partículas de suelo, provocando su pérdida desde los lotes hacia cuerpos de agua y caminos rurales, ya sea por arrastre como en suspensión. La turbidez del agua (que es una medida de su claridad o transparencia) y la concentración de sedimentos en suspensión (CSS) son parámetros fundamentales para evaluar este proceso en cuencas agrícolas vulnerables a la erosión hídrica. El objetivo de este trabajo fue validar el uso de la turbidez como indicador indirecto de la pérdida de suelo, estableciendo sus rangos de precisión y límites operativos mediante la utilización de información de pérdida de suelo obtenida a campo. El estudio fue realizado en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Paraná INTA, en parcelas de escurrimiento de 100 m^2 bajo lluvia natural, en un suelo Argiudol ácuico con más del 25% de arcilla y 65% de limo en el horizonte superior, respectivamente. Se analizaron seis eventos de escurrimiento entre agosto y diciembre de 2025. Las parcelas presentaron diferentes secuencias de cultivos: soja/cultivo de cobertura; monocultivo de soja; rotación trigo/soja-maíz; monocultivo de maíz; pastizal natural y suelo desnudo. En laboratorio, se determinó la turbidez mediante un turbidímetro digital Lutron TU-2016 y la CSS mediante el método gravimétrico (filtrado y secado). Los resultados iniciales mostraron una correlación lineal baja (R^2 = 0,56) entre ambas variables. Sin embargo, al excluir valores de sedimentos superiores a 4 $g.L^{-1}$, el ajuste aumentó significativamente (R^2 = 0,83). Esto indica que la turbidez es una herramienta confiable para estimar la pérdida de suelo bajo concentraciones moderadas (inferiores a 4 $g.L^{-1}$), especialmente en suelos con partículas finas que se mantienen en suspensión y dispersan la luz de forma uniforme. Perdiendo precisión en eventos de alta carga de sedimentos sólidos. Se concluye que, si bien la turbidez permite un monitoreo continuo y detección rápida de eventos erosivos, la medición directa de sedimentos sigue siendo necesaria para cuantificaciones robustas. Se recomienda el uso complementario de ambos métodos, optimizando la precisión según los objetivos del monitoreo, la textura del suelo y la magnitud de los eventos.

PALABRAS CLAVE: escurrimiento superficial, turbidímetro digital, sedimentos en suspensión.

1638

DISTRIBUCIÓN DEL AGUA EN LOTES AGRÍCOLAS DE SECANO SISTEMATIZADOS CON TERRAZAS DE CONSERVACIÓN DE SUELO

Vicondo, M. E.[1, 2*], Melano, F.[1], Canale, A.[3], Candela, R.[1, 4], Toledo, M.[1], Tamiozzo, L.[1, 5], Yanacón, E.[1], Ruiz, P.[1], Martínez, J. L.[1], Perez, M.[6], Faule, L.[1, 4], Molina, J.[1], Lanfranco, M.[1], Torre, D.[7]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. [2]Instituto Académico Pedagógico de Ciencias Básicas y Aplicadas, UNVM. [3]Actividad privada. [4]Facultad de Ciencias Agropecuarias, UCC. [5]Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC. [6]Ministerio de Bioagroindustria de la Provincia de Córdoba. [7]Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNC * Ruta Provincial N°9, km 636, (5988) Manfredi, Prov. de Córdoba, vicondo.manuel@inta.gob.ar

RESUMEN: La erosión es el principal proceso de degradación de suelos en Córdoba, donde se estima que existen más de 3,1 millones de hectáreas afectadas por erosión hídrica. Entre las prácticas para el control de esta problemática, las terrazas de conservación de suelo son las más difundidas en la zona de piedemonte de la provincia. Estas obras modifican el relieve a través del movimiento de suelo, generando un sistema de lomos y canales transversales a la pendiente principal del lote, acortando su longitud, evitando la generación de grandes escurrimientos concentrados, incrementando el tiempo de concentración, conduciendo el agua por pendientes menores y a velocidades no erosivas. Al mismo tiempo, estas prácticas estructurales tienen un efecto sobre la distribución y la acumulación del agua en lote. Desde el punto vista físico, la cantidad de agua infiltrada debería ser mayor debido al aumento en la permanencia de la misma en el lote, por otra parte, ese incremento debería darse sobre el canal de la terraza que funciona como estructura de acumulación y almacenamiento del escurrimiento. Con el objetivo de conocer la distribución y cuantificar la diferencia de agua almacenada en los diferentes sectores de lotes sistematizados con terrazas, se realizaron una serie de determinaciones en tres sitios, ubicados en el norte (terrazas nuevas, suelo franco limoso), centro (terrazas viejas, suelo franco limoso) y sur (terrazas nuevas, suelo franco arenoso) del piedemonte. En cada parcela, se seleccionó un área donde las terrazas tienen aproximadamente la misma superficie de captación, pendiente homogénea con el mismo intervalo horizontal. En tres terrazas se tomaron tres muestras para cada uno de los tratamientos: lomo de la terraza (L), canal de la terraza (C) y terreno natural entre terrazas (E). para cada punto se determinó agua total hasta los 2 metros de profundidad, en tres fechas diferentes. Cada muestra fue etiquetada con fecha, sitio, número de muestra y colocada en una bolsa plástica para su posterior secado en estufa, para calcular el agua almacenada. Los resultados fueron analizados estadísticamente con anava y test de Fisher (α=0,05). Para el sitio centro en todos los momentos, el agua almacenada fue decreciendo en el sentido C>E>L. En las dos primeras fechas existieron diferencias significativas entre C(a) y los otros dos tratamientos E(b) y L(b). Para la tercera fecha no hubo diferencias significativas entre C(a) y E(a), pero sí de estos con respecto a L(b). En el sitio norte se evaluaron dos fechas, en ambas sin diferencias significativas entre C(a) y E(a) que acumularon significativamente más agua que L(b), En el lote sur, solo se encontraron diferencias significativas en la primera fecha en dónde C(a) acumuló significativamente más agua que E(b) y L(b), sin diferencia entre estas últimas. Las diferencias observadas entre los sitios centro y norte (franco limoso), puede deberse al efecto del movimiento del suelo sobre las propiedades físicas del mismo en las terrazas nuevas, disminuyendo la infiltración en C. Mientras que, entre los dos sitios con terrazas nuevas el efecto del movimiento de suelo podría variar ante las diferentes texturas.

PALABRAS CLAVE: erosión hídrica, piedemonte, prácticas de conservación.

REDISEÑO DEL PAISAJE AGRÍCOLA EN ÁREAS CON EROSIÓN HÍDRICA. LA TERRAZA RESERVORIO DEL INTA PARANÁ

Wilson, M. G.[1, 2*], Sasal, M .C.[1], Gabioud, E. A.[1], Seehaus, M. S.[1], Beghetto, S. M.[1], Van Opstal, N. V.[1], Melgares, E.[1], Wingeyer, A. B.[1, 2], Crespo, R. J.[1]

[1]Departamento Recursos Naturales y Gestión Ambiental INTA EEA Paraná, Ruta 11, km. 12.5. 3100 Paraná, Entre Ríos, Argentina. [2]CONICET – Argentina. *wilson.marcelo@inta.gob.ar

RESUMEN: En Argentina, se estima que alrededor de 100 millones de hectáreas están afectadas por erosión hídrica y eólica, lo cual genera sólo en la Región Pampeana una pérdida anual de alrededor del 22% de la producción, estimada en unos US$1500 millones, considerando solamente los cultivos de trigo, soja y maíz. Para atenuar la degradación de suelos por erosión hídrica, se desarrollaron y adoptaron sistemas de labranza conservacionistas, particularmente siembra directa, como así también tecnologías de sistematización de tierras de acuerdo con el tipo y pendientes del suelo, e intensidad de las precipitaciones para contribuir al ordenamiento hidráulico del lote ó cuenca mediante la utilización de terrazas y canales colectores. A partir de la modelización de una cuenca en el Departamento Paraná (Entre Ríos) se planteó el rediseño del paisaje para maximizar múltiples beneficios ambientales mediante la sistematización de lotes, la incorporación estratégica de terrazas reservorio y la restauración de márgenes de arroyos con bosque nativo, lo que generó una reducción del 54% de pérdida de suelo y el aumento de las reservas de carbono en el suelo en 8,5%. Con el objeto de relevar lecciones aprendidas para complementar la información de una práctica probada para el control de la erosión hídrica con la mejora de la diversidad funcional a escala de paisaje, se incorporó una terraza reservorio en un paisaje agrícola en el campo experimental de INTA Paraná, Entre Ríos, en octubre de 2015. A lo largo de una terraza no sembrable de 500 m de largo, y con el fin de incorporar el estrato arbóreo, se plantaron 600 árboles de especies nativas (algarrobo blanco y ñandubay) de 60-90 cm de altura intercalados, en dos hileras, una sobre el lomo de la terraza y otra a una distancia de 3.5 m. El monitoreo y mantenimiento fue clave durante los primeros dos años, principalmente para prevenir el efecto de las malezas, hormigas y liebres. La revegetación secundaria (estrato arbustivo y herbáceo) fue inmediata y también requirió mantenimiento para minimizar la pérdida de árboles. En 2017 se realizó la reposición del 10% de los árboles. En 2021 se requirió realizar poda de ramas basales para levantar las copas. El ancho de la terraza reservorio varió de 10 m en 2015 a 14 m en 2025 por la expansión de la vegetación espontánea. La aparición de malezas anuales y aves plaga en la terraza reservorio no resultaron un problema para cultivos adyacentes. En el paño superior e inferior a la terraza reservorio, se aplicó el monitoreo integrado de plagas antes de utilizar productos fitosanitarios para evitar que estas terrazas se constituyan en “trampas ecológicas”. El uso de terrazas de conducción de excedentes hídricos, que a su vez actúen como conectores entre parches de bosques, corredores y reservorios para aumentar la heterogeneidad del paisaje y así incrementar la biodiversidad, constituye una forma de revalorizar las tecnologías de sistematización de tierras. De esta manera, se amplifica el concepto de conservación existente y se potencia y valoriza una práctica tecnológica aceptada y adoptada por los productores.

PALABRAS CLAVE: rediseño del paisaje, conservación del suelo, árboles nativos.

RESÚMENES

ÁREA TEMÁTICA 5: Génesis, Clasificación, Cartografía y Mineralogía de Suelos

1641

ARCILLA Y ÓXIDOS DE HIERRO EN LA ESTABILIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DE SUELOS DE PARAGUAY

Candia-Díaz, A. B.[1, 3*], Rasche, J.[2, 3], Duarte, A.[1, 3], Inda, A.[1], Frosi, G.[1], Ferreira, A.[1, 3], Tiecher, T.[1, 3]

[1] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Porto Alegre, Brasil; [2] Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias. San Lorenzo, Paraguay; [3] Grupo de Investigación de Manejo de Suelo y Agua (GI-MSA). San Lorenzo, Paraguay, [*] Ruta 2, km 17, (110208) Capiatá, Departamento Central, Paraguay, anacandia09@gmail.com

RESUMEN: La estabilización del carbono orgánico del suelo (COS) mediante su interacción con las fases minerales es un proceso natural que ralentiza su descomposición y contribuye a mitigar las emisiones de CO_2. En este contexto, los óxidos de hierro son reconocidos como agentes importantes en la agregación del suelo y en la protección física de la materia orgánica. El objetivo de este trabajo fue evaluar la relación entre el contenido y el stock de carbono del suelo con los contenidos de arcilla y hierro en diferentes fases de los óxidos de hierro pedogénicos en suelos de Paraguay. Se recolectaron muestras de veinte localidades bajo vegetación natural, catorce en la Región Occidental y seis en la Oriental, a 0–30 cm. Se determinó el contenido de carbono orgánico (0–20 cm) y se calculó el stock de carbono (0–30 cm) considerando la densidad aparente. Se determinaron el contenido de arcilla y de hierro en fases pedogénicas: hierro extraído con oxalato de amonio (Fe_{Fh}, asociado a óxidos de baja cristalinidad), con ditionito-citrato-bicarbonato de amonio (Fe_{DCB}, relativo a la totalidad de los óxidos de hierro pedogénicos), y el hierro presente en las goethitas (Fe_{Gt}), hematitas (Fe_{Hm}), y maghemitas (Fe_{Mh}). Se aplicó correlación de Pearson ($p < 0,05$). La arcilla presentó correlaciones más altas, tanto para el stock ($r = 0,71$) ($p = 4,6\times10^{-4}$) como para el contenido ($r = 0,78$) ($p = 4,7\times10^{-5}$). El Fe_{Fh} mostró las asociaciones más elevadas con el stock ($r = 0,79$) ($p = 3,8\times10^{-5}$) y el contenido de carbono ($r = 0,77$) ($p = 6,9\times10^{-5}$). El Fe_{DCB} presentó $r = 0,62$ para stock ($p = 3,7\times10^{-3}$) y $r = 0,60$ para contenido ($p = 5,3\times10^{-3}$). En las fases magnéticas (Fe_{Mh}) las correlaciones fueron $r = 0,55$ ($p = 1,19\times10^{-2}$) para stock y $r = 0,53$ ($p = 1,69\times10^{-2}$) para contenido. Entre los óxidos cristalinos, Fe_{Gt} presentó $r = 0,61$ para stock ($p = 4,25\times10^{-3}$) y $r = 0,64$ para contenido ($p = 2,44\times10^{-3}$), mientras que Fe_{Hm} registró $r = 0,56$ ($p = 1,02\times10^{-2}$) y $r = 0,54$ ($p = 1,43\times10^{-2}$), respectivamente. La asociación entre arcilla y COS resalta su influencia en la protección física del COS. En suelos tropicales y subtropicales, los óxidos de hierro recubren las láminas de arcilla, actuando como puentes electrostáticos o agentes cementantes, favoreciendo la formación de microagregados que protegen físicamente la materia orgánica. La mayor correlación observada con Fe_{Fh}, en comparación con las fases más cristalinas, indica que los óxidos de baja cristalinidad, debido a su elevada superficie específica y mayor densidad de grupos hidroxilo reactivos, participan en mecanismos de estabilización química mediante adsorción organo-mineral. Las fases cristalinas, aunque con asociaciones de menor magnitud, también mostraron correlaciones significativas con el COS, lo que sugiere su participación en procesos de protección física, posiblemente vinculados a la formación de agregados más estables. Los resultados demuestran que la arcilla y los óxidos de hierro, principalmente los de baja cristalinidad, son fundamentales para la estabilización del COS en suelos de las Regiones Occidental y Oriental de Paraguay.

PALABRAS CLAVE: Óxidos pedogénicos, Stock de carbono, Protección física.

1642

ESTUDIO Y MAPEO DE SUELOS DEL NORTE DEL DEPARTAMENTO SAN JUSTO, PROVINCIA DE CÓRDOBA

Faule, L.[1, 2*], Lanfranco, M. F.[1], Pérez, M. R.[3], Benicio Roldán, C. E.[3]

[1]INTA EEA Manfredi. Ruta Nac. N° 9 km 636. Manfredi. Provincia de Córdoba, Argentina. [2]Universidad Católica de Córdoba. Ministerio de Bioagroindustria de la Provincia de Córdoba. *faule.lautaro@inta.gob.ar

RESUMEN: El departamento San Justo de la provincia de Córdoba se caracteriza por un fuerte desarrollo de la industria láctea y una consolidada actividad agropecuaria. La zona norte de este departamento posee un régimen de precipitaciones monzónico de más de 900 mm anuales, una temperatura media anual de 18,6 °C y un déficit hídrico anual de 320 mm según Penman-Monteith (FAO). Los suelos se han desarrollado a partir de materiales loéssicos de textura franco limosa y franco arcillo limosa, con rasgos muy visibles de melanización y argiluviación. Hasta el año 2025, esta área no contaba con información edáfica local ni datos climáticos regionales que permitan la planificación adecuada del uso de la tierra. Durante los años 2023 a 2025, se elaboró la cartografía semidetallada de una superficie de 567.000 ha, anteriormente mapeada a nivel de reconocimiento. Para la caracterización agro-climática, se recopiló información meteorológica de varias localidades con más de 25 años de estadísticas. Las unidades homogéneas de paisaje relevadas se definieron mediante la fotointerpretación de imágenes satelitales (Landsat 8-9, Sentinel 2 y Google Earth) y el procesamiento de Modelos Digitales de Elevación. La caracterización de los suelos se llevó a cabo siguiendo las Normas de Reconocimiento de Suelos de Etchevehere y la clasificación taxonómica se realizó a nivel de Serie, adoptando el sistema Soil Taxonomy 2022. Los métodos de evaluación de tierras empleados fueron Capacidad de Uso (CU) e Índice de Productividad (IP). La Capacidad de Agua Disponible (CAD) de los suelos se estimó a partir de constantes hídricas determinadas en laboratorio y funciones de pedotransferencia. Los componentes taxonómicos reconocidos pertenecieron principalmente al Orden Molisoles y en menor medida Alfisoles. La fracción arena fue menor al 10% y la clasificación a nivel de Familia por Clase de Tamaño de Partícula varió entre limosa fina, arcillosa fina y arcillosa muy fina. Todos los valores de CAD a 2 m de profundidad superaron los 295 mm. De acuerdo a los ambientes geomorfológicos del área, se establecieron las siguientes relaciones suelo-paisaje: dentro del Bloque Elevado de San Guillermo, en planos tendidos de relieve subnormal, dominan Argiudoles típicos y ácuicos, bien a moderadamente bien drenados (subclases “c” y “w” respectivamente). Además, se identificaron bajos estructurales bien manifiestos y cubetas de deflación con presencia de Argialboles argiácuicos y Duracuoles árgicos (subclase “ws”). Suelos menos desarrollados y susceptibles a la erosión hídrica como Haplustoles típicos y énticos (subclases “ec” y “es”) se distribuyen en las pendientes inclinadas del Escarpe de Falla Tostado-Selva, con dirección a la Laguna Mar Chiquita y la Depresión de Jeanmaire. Esta última, integra un amplio ambiente cóncavo, con suelos Natracualfes típicos y mólicos, afectados por la capa freática salina y fuertes rasgos halo-hidromórficos como pseudomicelios salinos y endopedones álbicos (subclase “ws”). Finalmente, en la Planicie Deprimida de Morteros, en colectores principales y áreas de desbordes, se clasificaron Natrudalfes típicos, imperfectamente drenados y periódicamente inundables (subclase “ws”). Los IP calculados para las unidades cartográficas variaron desde 3 en la Depresión de Jeanmaire a 83 para los Argiudoles del Bloque Elevado de San Guillermo.

PALABRAS CLAVE: clasificación de suelos, geomorfología, relación suelo-paisaje.

DISTRIBUCIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS NEGROS DE LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS, REPÚBLICA ARGENTINA

Fernández, D. S.[1*], Villegas, D. C.[2], Hu Wenyou[3], Tian Kang[3], Tang Zhimin[4], Zhu Yiping[4]

[1] SEGEMAR. Centro Regional Tucumán. * Miguel Lillo Nº 251, San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina, diego.fernandez@segemar.gov.ar y FCsNat-UNT, cátedra de Pedología; [2] SEGEMAR, Dirección de Geología Ambiental y Aplicada y FAUBA, Cátedra de Edafología; [3] State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing. China; [4] Nanjing Center, China Geological Survey, Jiangsu, China.

RESUMEN: El proyecto de cooperación denominado “Franja y Ruta sobre Suelos Negros” es un estudio internacional realizado entre SEGEMAR (Servicio Geológico Minero Argentino), CAS (Academia de Ciencias de China) y CGS (Servicio Geológico Chino) con el objetivo de evaluar las características y el estado de conservación de los suelos negros en Argentina. Esta contribución presenta una caracterización de los principales aspectos físicos y químicos de los suelos negros de la provincia de Entre Ríos, su distribución espacial y la relación entre algunas variables geoquímicas y los tipos de suelo. Se generó un mapa final de distribución de suelos negros siguiendo las directrices de la FAO para la categoría 1 de suelos negros. Las propiedades diagnósticas de los suelos de categoría 1 son: (1) horizontes superficiales muy oscuros (croma ≤3 y value ≤3 en húmedo, y value ≤5 en seco); (2) profundidad ≥25 cm; (3) contenido de carbono orgánico entre 1,2 % y 20 % en los 25 cm superiores; (4) capacidad de intercambio catiónico ≥25 cmol/kg; y (5) saturación de bases ≥50 % en los horizontes superficiales. Para elaborar el mapa de distribución de los suelos negros se aplicó una metodología de cartografía digital de suelos, combinando datos de laboratorio y observaciones de campo (color del suelo, espesor total de los horizontes superficiales, Carbono orgánico, Capacidad de intercambio catiónico y pH). Estas variables fueron interpoladas mediante el método de *kriging* ordinario. Los mapas temáticos resultantes se reclasificaron como “suelos negros” (1) o “suelos no negros” (0) según su ajuste a los criterios de la FAO. Finalmente, se integraron las capas, asignando la clase “suelos negros” a aquellos sectores que cumplían con los cinco requisitos establecidos. Para el análisis de las variables geoquímicas se realizó un procesamiento estadístico básico de los datos. La distribución espacial de las abundancias de los diferentes elementos analizados se representó a través de mapas temáticos mediante la interpolación de los puntos de datos y la generación de seis intervalos. Se observó una correlación positiva moderada entre el contenido de arcilla y el Nitrógeno total y Potasio total, y una correlación positiva fuerte entre el contenido de arcilla y la capacidad de intercambio catiónico (CIC). Por el contrario, el Fósforo total presentó una correlación positiva moderada con el contenido de arena y una correlación negativa con el contenido de limo y arcilla. La distribución espacial de propiedades estrechamente asociadas con los suelos negros, como Carbono orgánico y CIC, mostró valores más elevados en una franja norte-sur ubicada en el centro de la provincia, vinculados a la textura predominantemente fina del suelo. Los resultados indican que el 76 % de la superficie provincial (42.200 km²) corresponde a suelos negros, cuya distribución se asocia a sectores principalmente ocupados por los Grandes Grupos Hapludert (Orden Vertisol) y Argiudol (Orden Molisol). Ambos tipos de suelo presentan características vérticas, señaladas por indicadores como *slickensides*, agregados cuneiformes y grietas superficiales. En algunos casos, aunque de manera restringida y local, coincidieron también con suelos pertenecientes a los Órdenes Alfisol (Endoacualf) y Entisol (Endoacuent).

PALABRAS CLAVE: Suelos negros, propiedades edáficas, Entre Ríos.

TEMPORAL DETERMINATION OF VOLCANIC DEPOSITS TO ASSESS SOIL DEVELOPMENT AND CARBON SEQUESTRATION IN PATAGONIAN FORESTS.

Hill, M.[1*], Simon, A.[2], Alonso, V.[3], Reiter, E. J.[4], Geitner, C.[1]

[1] University of Innsbruck, Faculty of Geography, Innsbruck, Austria; * Innrain 52f, 6020 Innsbruck, madeleine.hill@student.uibk.ac.at; [2] HAWK University of Applied Sciences and Arts, Faculty of Resource Management, Göttingen, Germany; [3] Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP), Esquel, Argentina; [4] University of Göttingen, Department of Ecology and Ecosystem Research, Göttingen, Germany.

RESUMEN: Volcanic tephra deposition is a major soil-forming factor in Patagonian Andean landscapes and strongly influences pedogenesis and soil profile development. However, the impact of deposition frequency and sedimentation rates on soil development and vertical carbon distribution remains insufficiently understood. This study aims to reconstruct the depositional history of volcanic tephra layers in *Nothofagus dombeyi* forests to improve understanding of soil formation processes along a north–south gradient in northern Patagonia (40°40'S to 42°5'S), Argentina. Soil profiles at eight sites on flat terrain at an elevation of around 1000 m asl., reaching a depth of 1.5 m were investigated close to the Chilean border. Profiles were sampled at 10 cm intervals using composite samples from four soil cores per depth interval. To establish a chronological framework and to identify periods of intense tephra deposition, 16 charcoal fragments were collected at horizon transitions in several depths of 5 profiles and ^{14}C dated at the University of Bern. Bulk density and pH values were determined for all depth intervals. Soil carbon fractions, including total organic carbon (TOC), residual organic carbon (ROC), and total inorganic carbon (TIC), were measured using a soliTOC analyzer (elementar). According to climatic and spatial setting, profiles were grouped into northern and southern sites, revealing pronounced differences in depositional regimes and sedimentation rates. Northern profiles showed substantially higher sedimentation rates, averaging 6.5 cm per 100 years, indicating stronger influence of recurrent tephra deposition. In contrast, southern profiles exhibited markedly lower sedimentation rates of approximately 1.1 cm per 100 years. Carbon stocks displayed contrasting depth patterns between the profile groups. Southern profiles exhibited a clear exponential decline in carbon stocks with depth, whereas northern profiles showed a more discontinuous distribution, likely reflecting repeated tephra deposition. Overall, carbon stocks were not consistently higher in southern than in northern profiles. However, predictions from the mixed-effects model indicated higher carbon stocks in the topsoil of southern profiles, while the group of northern profiles showed an increase in carbon stocks with depth. The influence of the site group was primarily restricted to the top 50 cm, leading to a significant interaction between group and depth rather than a significant main effect of the group itself. The increase in residual organic carbon in southern profiles and with depth suggests enhanced stabilization of carbon pools under conditions of slower sedimentation and rather undisturbed soil development. These results demonstrate that frequency and sedimentation rates of volcanic tephra deposition along the investigated Andean north–south transect influences soil profile development and carbon sequestration with depth. Frequent and strong tephra deposition promotes rapid burial and stratified profiles, whereas lower deposition rates favor undisturbed soil development and higher, more stable soil carbon stocks. The findings emphasize the importance of tephra deposition as a key driver of soil formation and carbon sequestration and stabilization in Andosols of northern Patagonia.

PALABRAS CLAVE: Volcanic tephra deposition, soil development, carbon sequestration.

IDENTIFICACIÓN DE SUELOS HÍDRICOS EN LA PAMPA ARENOSA ANEGABLE DE CÓRDOBA MEDIANTE ENSAYO CON A,A'-DIPIRIDIL

Lanfranco, M. F.[1*], Faule, L.[1, 2], Navarro, M. F.[3], Benedito, L. D.[3]

[1]INTA EEA Manfredi. Ruta Nac. N° 9 km 636. Manfredi. Provincia de Córdoba, Argentina. [2]Universidad Católica de Córdoba. Instituto de Suelos, CIRN, INTA. *lanfranco.mauro@inta.gob.ar

RESUMEN: La provincia de Córdoba posee una superficie aproximada de 16,5 millones de ha, de las cuales 4,3 millones (26,3%) abarcan tierras potencialmente anegables y/o inundables, además de cursos y cuerpos de agua, que comprenden todas las unidades cartográficas con subclase "w" de Capacidad de Uso. Sin embargo, al integrar esta información con el Mapa Nacional de Humedales del INTA, se estimó una superficie cercana a 1 millón de ha (6,3% del territorio provincial) de potenciales humedales. La mayoría de estos paisajes se encuentran dentro de cuatro grandes ambientes geomorfológicos: Salinas Grandes, Depresión Fluvio-Lacustre del Mar de Ansenuza, Depresión del Arroyo Tortugas-San Antonio y Pampa Arenosa Anegable. En esta última, se encuentran áreas casi permanentemente inundadas como los bañados de La Amarga, La Chanchera y parte de la cuenca de la laguna La Picasa. Según la Resolución del COFEMA 329/16, la presencia de vegetación hidrófita y suelos hídricos constituye un rasgo distintivo de los humedales. En estos ambientes, la saturación prolongada del suelo desplaza el oxígeno de los poros, generando condiciones anaeróbicas que favorecen procesos de reducción, los que se manifiestan mediante rasgos redoximórficos como moteados, zonas depletadas y concentraciones de óxidos metálicos. No obstante, en suelos de textura arenosa estos rasgos suelen ser débiles, discontinuos o de difícil interpretación, aún bajo condiciones reductoras activas, lo que limita el reconocimiento y la delimitación espacial de los suelos hídricos. En este contexto, el reactivo químico α,α'-dipiridil permite detectar la presencia de hierro en estado reducido (Fe^{2+}) mediante la formación de complejos de color rojo intenso, constituyendo un indicador directo de condiciones reductoras actuales, incluso en ausencia de evidencias morfológicas claras. En el marco del Proyecto Nacional Humedales del INTA, se realizaron 14 muestreos exploratorios en la Pampa Arenosa Anegable, al sur del departamento Pte. Roque Sáenz Peña, en ambientes con saturación prolongada (bañados y bordes de laguna) dominados por suelos desarrollados bajo condiciones ácuicas. Para ello, se efectuaron pozos de observación de hasta 50 cm de profundidad, donde se describieron las características morfológicas del suelo y se aplicó el ensayo químico con α,α'-dipiridil. Se registraron rasgos hidromórficos (moteados de Fe y Mn, concreciones y durinódulos, entre otros), y reacciones positivas al α,α'-dipiridil en los 30 cm superficiales de la mayoría de los perfiles estudiados. Estos resultados confirman la utilidad del α,α'-dipiridil como herramienta complementaria para la identificación de condiciones reductoras activas en suelos arenosos. Asimismo, su aplicación aporta información relevante para la interpretación de gradientes espaciales y zonas de transición suelo hídrico–no hídrico, contribuyendo de manera exploratoria a la demarcación funcional de los límites del humedal. El reconocimiento de la extensión y variabilidad espacial de los suelos hídricos constituye, a su vez, una base técnica para el planteo de manejos diferenciales orientados al uso sustentable y la conservación del suelo, permitiendo adecuar las prácticas productivas a las restricciones edáficas e hidrológicas propias de estos ambientes. El método se presenta como una técnica rápida, económica y de baja complejidad, con alto potencial para instancias de relevamiento y capacitación en suelos de humedales.

PALABRAS CLAVE: suelos hídricos, indicadores, humedales.

DIGITALIZACIÓN Y AJUSTE DEL MAPA DE AMBIENTES GEOMORFOLÓGICOS DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

Lanfranco, M. F.[1*], Faule, L.[1, 2]

[1] INTA EEA Manfredi. Ruta Nac. N° 9 km 636. Manfredi. Provincia de Córdoba, Argentina; [2] Universidad Católica de Córdoba; * lanfranco.mauro@inta.gob.ar

RESUMEN: La geomorfología comprende la configuración de la superficie terrestre la cual está intrínsecamente ligada a la pedología, ya que las formas del terreno determinan la distribución, edad y características de los suelos en el paisaje. Al condicionar la materialización e intensidad de los procesos pedogenéticos, las distintas geoformas intervienen en numerosos atributos edáficos, por lo que su análisis y clasificación resultan primordiales para llevar a cabo relevamientos a campo, estudios cartográficos y de planificación territorial. En este sentido, Córdoba es una provincia de notable heterogeneidad geomorfológica que integra paisajes de serranías, conos y abanicos aluviales, campos de dunas, planicies eólicas y depresiones lacustres, los cuales necesitan ser reconocidos y estudiados de manera individual para una mejor comprensión de la distribución espacial de los suelos. Como estudio antecedente, el mapa de Capitanelli publicado en 1979 y posteriormente revisado por Jarsún, Zamora y Gorgas en 2006, integró la información geomórfica, estructural y edáfica disponible hasta ese momento, siendo hasta la fecha un trabajo de referencia y de uso académico habitual. Desafortunadamente, este recurso cartográfico sólo se encontraba disponible en publicaciones impresas discontinuadas y fuera de los repositorios digitales de acceso libre y gratuito. Por estas razones, se plantearon como objetivos revisar las 22 unidades geomorfológicas definidas por Capitanelli, Jarsún, Zamora y Gorgas, y elaborar una capa vectorial con límites ajustados a patrones estructurales y edáficos a partir de distintas fuentes de información geográfica. Para ello, se redefinieron los bordes de las unidades de mapa en polígonos utilizando modelos digitales de elevación de 90, 30 y 5 m de resolución espacial provistos por el Instituto Geográfico Nacional y la Agencia Espacial Europea. También se procesaron imágenes satelitales de diferentes sensores (Landsat 8-9, y Sentinel 2) en QGIS, SAGA GIS y Global Mapper. En los sectores Este y Sudeste provinciales, caracterizados por relieves planos de escasa pendiente y red de drenaje poco definida, los límites geomorfológicos se ajustaron con mayor detalle a las unidades cartográficas de los mapas de suelos de Córdoba a escalas 1:50.000, 1:100.000 y 1:500.000. Además, cada polígono fue asociado a un documento que brinda la descripción específica del tipo de paisaje, relieve, materiales originales, clima y dominios edáficos correspondiente al ambiente geomorfológico que representa. La información de estos archivos fue tomada de la revisión de Jarsún, Zamora y Gorgas, y fue complementada con datos obtenidos en el relevamiento del Plan Mapa de Suelos junto con bibliografía de consulta. Como resultado, se obtuvo un nuevo mapa geomorfológico de la provincia de Córdoba en formato digital, cuyas delineaciones presentan ahora una mayor concordancia con la morfometría y cartografía de suelos, sirviendo de base para una comprensión integral de la relación suelo-paisaje. Este producto se encuentra disponible en sitios de datos abiertos como “MapasCórdoba” e “INTA Digital-Geo Región Córdoba”. La digitalización de la información geográfica resulta estratégica para la toma de decisiones permitiendo a los usuarios acceder rápidamente a los distintos recursos para visualizarlos, consultarlos, descargarlos y procesarlos de acuerdo a sus objetivos.

PALABRAS CLAVE: ambientes geomorfológicos, cartografía, libre acceso.

MINERALOGÍA DE ARENAS EN SUELOS DE MISIONES: RELACIÓN CON SU ORIGEN Y EVOLUCIÓN

Moretti, L. M.[1*], Hopechek, L. A.[1], Morrás, H. J. M.[2, 3]

[1] INTA Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul; [2] INTA Instituto de Suelos, Castelar, [3] Facultad de Cs. Agr. y Vet.-USal, Pilar. [*] Ruta Nacional 14, km 836, (3313) Cerro Azul, Prov. de Misiones, moretti.lucas@inta.gob.ar

RESUMEN: Se analizó la mineralogía de arenas en cuatro suelos representativos de Misiones para comparar su origen y evolución. Los perfiles se ubican en distintas unidades fisiográficas del departamento Guaraní: un Oxisol (Ap-BA-Bto1-Bto2) y un Ultisol (Ap-BA-Bt1-Bt2-BC) en posición de loma y media loma, respectivamente, dentro la Meseta Central Preservada; un Alfisol (Ap-Bt1-Bt2-BC-Cr) en posición de loma en la unidad Lomerío; y un Molisol (Ap-AC-Cr) en posición de loma en la unidad Serranía. Se tomaron muestras de cada horizonte, que fueron secadas en estufa y tratadas con agua oxigenada para eliminar materia orgánica y con hexametafosfato de sodio para dispersar arcillas. La fracción arena total (50–2000 µm) se separó por tamizado en húmedo y, posteriormente, se obtuvieron subfracciones por tamizado en seco, seleccionándose la arena fina (100–250 µm) por ser la más abundante. Los granos se montaron en portaobjetos con bálsamo de Canadá y se
1648 estudiaron mediante microscopía óptica de transmisión. Los resultados revelan para el Oxisol el predominio de magnetita (70-75%), seguido de cuarzo (11-21%) y plagioclasas (6-15%). El Ultisol presenta valores similares, con 77-83% de magnetita, 7-13% de cuarzo y 4-13% de plagioclasa. En ambos casos las proporciones se mantienen relativamente constantes en todo el perfil. Por su parte, el Alfisol presenta un valor máximo de magnetita en superficie (70% en Ap), que disminuye en los horizontes subsuperficiales (~53% en BA, Bt1 y Bt2), y es mínimo en la base (~27% en BC y Cr). Las plagioclasas muestran una tendencia inversa, con los menores valores en superficie (15% en Ap), intermedios en los horizontes subyacentes (~37% en BA, Bt1 y Bt2), y máximos en la base (~59% en BC y Cr). En el saprolito de este suelo, también se identificaron granos cubiertos con hematita y/o goethita (~15%), mientras que el cuarzo es escaso en todo el perfil (<4 %), disminuyendo gradualmente desde el horizonte Ap al Cr. A diferencia de los anteriores, el Molisol presenta mayor proporción de plagioclasa (~63%) y menor de magnetita (~36%) en todo el perfil, además de la ausencia de cuarzo. La mineralogía determinada se relaciona con el material parental basáltico; no obstante, las diferencias en la proporción de minerales reflejan el grado de evolución de los suelos. En los perfiles más desarrollados (Oxisol y Ultisol), las plagioclasas habrían desaparecido por alteración, mientras que la magnetita y el cuarzo se habrían preservado por su mayor resistencia; este último, además, podría formarse en el solum por precipitación de la sílice liberada durante la meteorización. En el Alfisol, la disminución de magnetita y el incremento de plagioclasa hacia la base del perfil indican una disminución de la intensidad de meteorización con la profundidad. En el Molisol, la abundancia de plagioclasa y la escasez de magnetita reflejan el menor tiempo de exposición a los procesos de meteorización y el consecuente menor grado de desarrollo del suelo.

PALABRAS CLAVE: mineralogía de arenas, génesis de suelos, Misiones.

LOS SUELOS DE LOS VIÑEDOS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Pereyra, F.[1*], Fontana, L.[2], Ragas, D.[1]

[1] Universidad Nacional de Avellaneda, Dpto. de Ambiente y Turismo; [2] Instituto Nacional de Vitivinicultura. fpereyra@undav.edu.ar

RESUMEN: Dentro del concepto de ¨terroir¨ o terruño, los suelos constituyen un componente importante, junto con los aspectos geológicos, climático, hídricos, sumados a la biota y las actividades humanas relacionadas a la vitivinicultura. La provincia de Buenos Aires posee una larga y compleja historia en relación la producción de vinos. En el último siglo pasó de más de 4000 Ha plantadas en 1922 (solo superada en ese momento por Mendoza y San Juan, tanto en superficie como en producción de vinos) a menos de 10 Ha en los ´90, recuperándose en el siglo XXI desde el año 2010 hasta el presente, llegando a casi 200 ha (420000 Kg de uvas). Todo indica que seguirá en aumento, lo que señala un futuro promisorio. Actualmente ocupa el décimo lugar como provincia productora y con un enorme potencial, tanto en cantidad de vino como en variación potencial de terroirs sustancialmente diferentes a los dominantes en Argentina. Una gran variabilidad de cepas caracteriza la actual producción lo que indica una actitud exploratoria a la búsqueda de cuáles serán “los vinos¨ de la PBA. Predominan los blancos, tanto Chardonnay como Sauvignon Blanc y en los tintos (menos del 40%) se incluyen Pinot Noir, Malbec, Merlot y los Cabernets entre otros. Asimismo, la llamada Isabella (o chinche) sigue produciéndose para vinos caseros de baja calidad, llamados pateros en algunos casos, si bien su proporción se va reduciendo año a año. Actualmente la producción de vinos tiene lugar en casi todos los ambientes de la PBA, si bien distribuidos en forma dispar. Es posible plantear la existencia de nueve grandes regiones vitivinícolas bonaerenses, cada una a su vez con subdivisiones: 1) Ventania, 2) Tandilia, 3) Pampa Interserrana, 4) Atlántica, 5) Costa del Río de la Plata, 6) Pampa Ondulada, 7) Pampa Deprimida, 8) Pampa Arenosa y 9) Patagonia. En el presente las principales plantaciones se localizan en los Partidos de Gral. Pueyrredón, Villarino, Suárez, Tornquist, Berisso, Saavedra, Balcarce, Tandil y Pringles, por lo que predominan las dos primeras regiones seguidas de las tercera y cuarta. Un aspecto destacado que diferencia los cultivos de vides la PBA respecto a los otros del país son precisamente los suelos. En el caso que nos ocupa casi la totalidad de los suelos son Molisoles, o sea destaca el predominio de epipedones mólicos: alto contenido de M.O., saturados, neutros. El grado de desarrollo es variable, encontrándose Argiudoles y Hapludoles principalmente, con grados variables de pedregosidad en las zonas serranas, pedemontanas e interserranas (por ejemplo, cuarcitas y areniscas en Ventania y en Balcarce-Sierra de los Padres o granitos-metamorfitas en Tandil y Balcarce). Generalmente, los contenidos de carbonatos son altos, al aparecer calcretes (horizontes petrocálcicos, CKm) o cordones de conchillas en Berisso-Avellaneda (formado Haprendoles). En menor medida se encuentran en Inceptisoles en la zona serrana. Los materiales originarios dominantes en Bs As., son loess, limos loessicos, depósitos aluvio-coluviales y arenas eólicas. En la actualidad nos encontramos caracterizando los suelos y otros componentes de los terroirs de todas las zonas cultivadas de la provincia.

PALABRAS CLAVE: Viñedos, Provincia de Buenos Aires, Suelos.

CARACTERIZACIÓN EDAFOLÓGICA DE LOS SUELOS ANTRÓPICOS DE LA RESERVA COSTANERA SUR, CIUDAD DE BUENOS AIRES

Ragas, D.[1, 2*], Pereyra, F.[1]

[1] Universidad Nacional de Avellaneda, Departamento de Ambiente y Turismo; [2] Universidad de Buenos Aires, FCEN. Departamento de Ciencias Geológicas. * dragas@undav.edu.ar

RESUMEN: Las actividades humanas son complejas y diversas especialmente en zonas urbanas, donde las numerosas interacciones entre los procesos naturales y antropogénicos implican un fuerte impacto sobre el medio físico natural, y en particular, sobre los suelos y sus factores de formación. Los suelos urbanos presentan procesos de formación similares a los que impulsan la pedogénesis de suelos naturales y se suman otros específicos de la urbanización. Sobre estos últimos, son característicos los cambios verticales y laterales tanto espaciales como temporales, además de procesos que llevan a truncamiento de los perfiles, compactación, sellado y/o presencia de elementos en proporciones anómalas respecto a los suelos naturales. Debido a esa gran variabilidad, la caracterización y clasificación de los suelos urbanos es un proceso sumamente complejo. En la Ciudad de Buenos Aires estos aspectos son notorios, especialmente en la zona litoral costera del estuario del Río de la Plata, donde los rellenos a partir de los materiales dragados y otras fuentes diversas, en las que se encuentran materiales de construcción y excavaciones provenientes de la red de subte, han implicado una modificación sustancial. En el presente estudio se analizan las propiedades edáficas de 3 perfiles (P1, P2 y P3) formados directamente sobre material úrbico y de dragado ubicados en la Reserva Costanera Sur (CABA). El área comenzó a rellenarse a mediados de 1960 y en ciertos sectores aún sigue en expansión, por lo que la edad de estos suelos es inferior a los 50 años. Los suelos se encuentran en relieve y material originario antrópico de origen diverso, con presencia de numerosas discontinuidades litológicas. La vegetación es de pastizal y de bosque de alisos de río, la cual se desarrolló en forma natural, incluyendo especies autóctonas y exóticas. Los perfiles analizados poseen horizontes A-Bw, A-2C y A-2Bw-3C. Se observa un elevado contenido de materia orgánica en el horizonte superficial con evidencias claras de melanización y humificación. En algunos casos, se manifiesta el desarrollo de horizontes B e incipientes rasgos de argiluviación. La textura es dominantemente franca, y aquellos que presentan discontinuidad litológica, franca arenosa y franca arcillosa. Los pH son generalmente básicos y poseen rasgos hidromórficos en profundidad (moteados). La Capacidad de Intercambio Catiónico promedio es de 30,4 cmol/kg y la saturación en bases varía entre 40 % y 70 %, a excepción del P3 que poseen saturación en bases de 210,2 % y 98,9 % en los horizontes 2Bw y 3C. Los suelos podrían clasificarse a nivel gran grupo como Hapludoles (Molisoles), Distrudepts (Inceptisoles) y Udifluventes (Entisoles), y a nivel subgrupo como Anthropic o Anthroportic. En función de lo observado puede plantearse una evolución compleja impulsada por las perturbaciones humanas y convergencia genética, para lo cual merece destacarse la velocidad con la que algunas propiedades se han manifestado en dichos suelos, como lo son la diferenciación de los horizontes, las propiedades vinculadas a la melanización e incluso las evidencias de iluviación.

PALABRAS CLAVE: Suelos urbanos, Pedogénesis, Reserva Costanera Sur.

MAPEO DIGITAL DE SUELOS APLICADO AL ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD ESPACIAL EN TERROIRS VITÍCOLAS

Vallone, R.[1*], Corvalán, F.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias - Universidad Nacional de Cuyo. * Alte Brown 500, Chacras de Coria (5505), Luján de Cuyo, Prov. de Mendoza, rosanavallone@gmail.com

RESUMEN: El Mapeo Digital de Suelos (MDS) es una disciplina que vincula las observaciones de campo, resultados de laboratorio y métodos de pedología cuantitativa para inferir patrones espaciales de los suelos en diversas escalas espaciales y temporales. Considerando la gran heterogeneidad espacial de los suelos vitícolas en la Argentina, asociada a múltiples procesos pedogenéticos y variaciones debidas al transporte y sedimentación en zonas áridas, disponer de herramientas que faciliten el análisis de la distribución espacial de las propiedades edáficas es de suma relevancia. El objetivo del presente trabajo consiste en la elaboración de un flujo de trabajo para la aplicación de técnicas de MDS y predicción de variables edáficas que permitan analizar la variabilidad espacial de los suelos en distintos terroirs vitícolas argentinos. A partir de variables ambientales y topográficas vinculadas a los procesos formadores de suelos, para cada zona vitivinícola estudiada se diseñó un diseño de muestreo de suelos utilizando Conditioned Latin Hypercube Method for Sampling. Los datos recopilados fueron armonizados con muestreos precedentes disponibles, sintetizándose dos horizontes de suelo a 0-50 y 50-100 cm para múltiples variables físico-químicas del perfil. Acorde a las características de las variables de estudio, se utilizó Random Forest como herramienta predictiva de variables categóricas (características del paisaje externo asociado) y Quantile Random Forest para propiedades de tipo numérico (variables físico-quimicas principalmente). Para ello fueron tenido en cuenta múltiples variables topográficas (derivadas a partir de modelos digitales de elevación), climáticas, biológicas y propiedades del suelo como variables predictoras, permitiendo vincular las covariables utilizadas con las propiedades analizadas de forma exitosa. Esta metodología fue aplicada a 30 valles vitícolas argentinos, utilizando 2111 sitios de estudio y abarcando 197.168 ha de viñedos. Se ilustra el presente trabajo con los resultados obtenidos para el Oasis del Río Mendoza, los cuales fueron insumo para la zonificación edafo-climática posteriormente realizada.

PALABRAS CLAVE: mapeo digital, terroir, vitivinicultura.

RELACIÓN PAISAJE-SUELO EN EL CHACO OCCIDENTAL SANTIAGUEÑO DEL MEGA ABANICO ALUVIAL DEL RÍO SALADO

Vizgarra, L. A.[1*], Savino, P.[1], Mas, L. I.[2], Barraza, G. A.[1], Contreras, J. D.[2]

[1] EEA INTA Santiago del Estero; [2] EEA INTA Quimilí, Ruta Nacional N° 9, km 1108, Santiago del Estero, Argentina. *vizgarra.lidia@inta.gob.ar

RESUMEN: El estudio de la relación paisaje–suelo mediante el enfoque geopedológico permite integrar información geomorfológica y pedológica en un único producto cartográfico, que sintetiza el modelo de distribución de suelos en el paisaje. Este enfoque se basa en un sistema jerárquico de clasificación taxonómica de geoformas, aplicable a distintos niveles categóricos de análisis de la relación paisaje–suelo. El objetivo de este trabajo fue aplicar el enfoque geopedológico en un área ubicada en el norte de la provincia de Santiago del Estero, con el fin de establecer las relaciones entre el paisaje y los suelos. De acuerdo con sus características geológicas, geomorfológicas y edafoclimáticas, el área de estudio se inscribe en la Cuenca Chacoparanaense, definida como geoestructura. A nivel de ambiente morfogenético, corresponde a un contexto de deposición sedimentaria. Dentro del paisaje geomorfológico, se localiza en el Chaco Occidental dentro del mega abanico del Río Salado–Juramento, específicamente en la paleollanura de inundación de dicho sistema, en la subregión del Chaco Semiárido de la Llanura Chaqueña. La litología está compuesta por materiales fluviales del río Salado y depósitos eólicos de la Formación Urundel. En la categoría forma del terreno se delimitó una superficie de 6.049 ha, donde se identificaron unidades geomorfológicas a escala 1:50.000 mediante el análisis de fotografías aéreas, modelos digitales de elevación e imágenes satelitales LANDSAT y SENTINEL. Posteriormente, se realizaron estudios de campo, describiendo y muestreando perfiles modales para análisis físicos y químicos de laboratorio, lo que permitió clasificar los suelos hasta el nivel de subgrupo según la Soil Taxonomy. Se reconocieron 4 unidades geomorfológicas: 1) Planicie loéssica suavemente ondulada, dominada por Haplustoles énticos de textura franco arenosa a franca en profundidad, medianamente provistos de materia orgánica en el horizonte superficial, desarrollados en un relieve normal. 2) Planicie fluvio-eólica intermedia o de transición, en la que se reconocieron Haplustoles énticos y Haplargides típicos. El primero presenta un horizonte superficial con buena provisión de materia orgánica y de textura franco arcillo limosa a arcillo limosa. Los Aridisoles poseen un horizonte superficial medianamente provisto de materia orgánica y franco arcilloso, salino-sódico. 3) Paleoalbardón y Albardón, en los que se describieron suelos de los Órdenes Entisol y Aridisol, ambos salino-sódicos. Los Torrifluventes típicos son francos limosos en superficie, variando a arcillo limosos y francos en profundidad, medianamente provistos de materia orgánica. Los Haplocambides sódicos están bien provistos de materia orgánica en superficie, y son generalmente francos. 4) Lóbulos de derrame, donde se identificaron Molisoles y Aridisoles. Los Argiustoles arídicos presentan un horizonte superficial bien provisto de materia orgánica y textura arcillosa, sin limitaciones por sales o sodio. Los Haplosalides típicos poseen un horizonte superficial bien provisto de materia orgánica, de poco espesor y arcillo limoso, salino-sódico. Esta información es clave para la planificación territorial y el diseño de prácticas de manejo sustentables adaptadas a las condiciones del paisaje y del suelo.

PALABRAS CLAVE: Geopedología, Santiago del Estero, Chaco occidental.

VOLCANIC SOIL ARCHIVES: DIFFERENTIATING SECTIONS OF SOIL DEVELOPMENT IN PATAGONIAN FORESTS USING XRF CORE SCANNING

Wolf, L.[1], Simon, A.[2], Braun, H.[3], Hill, M.[4*], Geitner, C.[4], Zehetner, F.[1]

[1] Institute of Soil Research, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria; [2] HAWK University of Applied Sciences and Arts, Faculty of Resource Management, Göttingen, Germany; [3] Department of Geology, University of Innsbruck, Innsbruck, Austria; [4] Department of Geography, University of Innsbruck, Austria; * Innrain 52f, 6020 Innsbruck, madeleine.hill@student.uibk.ac.at

RESUMEN: An important mechanism that affects the soil development of Andosols in Northern Patagonia is the recurring disturbance and rejuvenation by volcanic deposits. For a better understanding of these effects, as a first step it is necessary to identify tephra layers at different depths in soil profiles. Therefore, the aim of this study is to assess the potential of X-ray fluorescence (XRF) scans for identification of volcanic layers in forest soils with different stages of soil development in Northern Patagonia. Our study is based on the following hypotheses: 1) High-resolution XRF scans enable the differentiation of abrupt geochemical changes resulting from alternations of volcanic deposits with sections of soil formation. 2) The ratios of highly immobile and comparatively mobile elements are suitable for characterizing pedogenic processes. The four sampled sites are located on flat terrain at an elevation of around 1000 m asl. and cover a north-south gradient (40°40'S to 41°35'S). The undisturbed soil cores with a diameter of 50 mm and a length of up to 1,570 mm were analyzed using a high-resolution XRF scanner (COX Analytics ITRAX Core Scanner, 1 mm resolution), a Multi-Sensor Core Logger (GEOTEK MSCL-S) and a Smartcube Camera Image Scanner at the Austrian Core Facility at the University of Innsbruck, Austria. The full soil profiles were assembled from scans of multiple core fragments, which can lead to signal interference at transitions. XRF data were transformed into centered log-ratio (clr) space to account for the closed-sum effect inherent in compositional data. Additionally, an initial filtering step was also applied to isolate elements showing robust signals. Downcore variations in XRF - derived element intensities were used to identify and delineate tephra layers, with Ti and Zr showing particularly sharp, abrupt changes at tephra boundaries. These shifts are likely to mark volcanic deposition events and often correspond to visible boundaries of soil horizons. Rather mobile elements (e.g. Fe, Ca, Si) indicate pedogenic development, particularly in sections with less volcanic activity. To gather more detailed information about the pedogenetic progress and the expression of andic soil properties, specific depth intervals of the soil cores were sampled. The pedogenetic development will be further characterized by selective dissolution analysis of short-range order minerals. Furthermore, geochemical analyses and mass balance attempts are going to be performed. Additionally, structure and grain size have a significant influence on the scan results. Continuous high-resolution XRF scans of soil cores proved to be suitable for differentiating tephra layers in forest soils of Northern Patagonia. The distinct profiles show clear differences in stratigraphy and pedogenesis that also correspond to visual boundaries. However, qualitative data on element composition offers a more detailed understanding of the deposition process and soil development than visual field interpretation does. The upcoming soil analyses and further interpretation of the scans are expected to provide a more detailed understanding of the layering, pedogenetic processes and general development of Andosols in Northern Patagonian forests.

PALABRAS CLAVE: continuous high-resolution X-ray fluorescence soil core scanning, tephra layers, soil development.

RESÚMENES

ÁREA TEMÁTICA 6: Contaminación del Suelo y Calidad del Medio Ambiente

1654

FITOSANITARIOS PRESENTES EN EL SUELO DE DOS SISTEMAS DE CULTIVOS EN EL LARGO PLAZO

Caprile, A. C.[1*], Moyano, F. [2], Pok, P. S. [2], Pesquero, N.[2], Cristos, D.[2]

[1] INTA EEA Pergamino; [2] INTA ITA; [*] Av Frondizi km 4,5 (ruta 32), CP 2700, Pergamino, Buenos Aires, caprile.ana@inta.gob.ar

RESUMEN: El suelo constituye uno de los principales destinos de los fitosanitarios aplicados tanto en el barbecho como durante el ciclo de los cultivos. Una vez aplicados, estos compuestos pueden quedar retenidos en la matriz edáfica, donde su persistencia está condicionada por sus propiedades fisicoquímicas, así como por las características del suelo que regulan sus funciones ambientales. En este contexto, ciertos principios activos pueden permanecer en el suelo durante períodos prolongados, incluso por varios años. Comprender la dinámica a largo plazo constituye un desafío, dado que intervienen múltiples procesos tanto físicos, químicos como biológicos que afectan su disipación en el suelo. El análisis de ensayos de larga duración permite aportar información clave para entender el comportamiento de los fitosanitarios bajo distintos sistemas de manejo. El objetivo de este trabajo fue comparar la presencia de fitosanitarios retenidos en el suelo bajo dos secuencias de cultivos de largo plazo. Se evaluaron dos tratamientos (monocultivo de soja y rotación de trigo/soja-cultivo cobertura/maíz-cultivo cobertura/soja) de un ensayo de larga duración de comparación de sistemas de cultivos. Se muestreo el suelo en dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) luego de la cosecha del cultivo estival en 2015, 2020 y 2025. En 2015 se eligieron y analizaron 9 principios activos teniendo en cuenta los aplicados en el ensayo, en el 2020 se eligieron 10 principios activos bajo el mismo criterio y también teniendo en cuenta los resultados previos. En 2025, se analizaron 21 principios activos preliminarmente (14 aplicados y 7 que no fueron utilizados en el ensayo desde el inicio 2006). De los 21 principios activos evaluados en 2025 solo 5 fueron aplicados en la última campaña. De los principios activos analizados, fueron detectados 5/9 principios activos. En 2025 la detección de fitosanitarios en el suelo fue limitada y se observó exclusivamente en el sistema de monocultivo de soja, mientras que en la rotación no se registraron detecciones. Las precipitaciones abundantes previas al muestreo podrían haber influido en la baja detección y cuantificación observada, favoreciendo procesos de disipación, redistribución o degradación. De los principios activos aplicados en la campaña 2024/25, solo se detectó ciproconazol. Asimismo, se detectaron clorpirifos y atrazina, a pesar de no haber sido utilizados durante varios años, lo que evidencia su persistencia de largo plazo. En muestreo anteriores atrazina fue frecuentemente detectada se presentó con bajas concentraciones. En contraste, el clorpirifos fue detectado en pocas muestras, aunque en algunos casos con concentraciones relativamente elevadas, lo que plantea interrogantes sobre sus mecanismos de persistencia y movilidad. A lo largo de todos años de muestreo, el ciproconazol se destacó por su presencia recurrente en los primeros centímetros del suelo, posiblemente asociado con su uso frecuente y con su comportamiento ambiental. Si bien en muestreos previos la retención de fitosanitarios fue mayor en la rotación que en el monocultivo de soja, esta tendencia no se repitió en el último muestreo. En conjunto, los resultados resaltan la importancia de estudios de largo plazo para comprender la dinámica ambiental de los fitosanitarios bajo diferentes secuencias de cultivo.

PALABRAS CLAVE: Ensayo de larga duración, Retención, Secuencias de cultivos.

ANÁLISIS GEOAMBIENTAL: ÁMBITO URBANO-RURAL HERNANDENSE

Chiappero, A.[1*], Rodriguez, M. J.[1, 2], Barrera, A.[1], Domingos, C.[1], Perticarari, V.[1], Becker, A.[1, 3]

[1] Instituto A. P. de Cs. Básicas y Aplicadas, UNVM, Av. Arturo Jauretche 1555, Villa María, Córdoba, Argentina; [2] Centro de Investigaciones y Transferencia Villa María, CONICET-UNVM. [3] Instituto Multidisciplinario de Investigación y Transferencia Agroalimentaria y Biotecnológica, CONICET-UNVM. [*]ailychiappero@gmail.com

RESUMEN: El análisis geoambiental es un instrumento de gestión del territorio para determinar el escenario actual y la probabilidad de ocurrencia en el futuro. El principal objetivo es analizar desde el enfoque geoambiental el ámbito urbano-rural de Hernando (Departamento Tercero Arriba, Córdoba). El mismo se ubica en la planicie fluvioeólica central, con el menor porcentaje de cobertura arbórea (0,9%) perteneciente a la Provincia Biogeográfica Pampeana, Distrito del Espinal. Es una ciudad de base agrícola-industrial, con fuerte presencia del sector agropecuario e infraestructura urbana consolidada. Se efectuó descripción morfológica y muestreo del perfil de suelos representativos, natural e intervenidos, de las regiones altas del paisaje. Los datos socioproductivos y las problemáticas geoambientales se relevaron con encuestas-entrevistas a actores sociales clave. Posteriormente se integraron los resultados mediante el análisis geoambiental. Los suelos tanto intervenido como natural, clasificados como Haplustol típico, se desarrollan en un relieve subnormal relacionados a lomas planas que funcionan como divisorias de agua de antiguos drenajes del gran paleoabanico aluvial Ctalamochita. Las pendientes son <1% con escurrimiento lento a medio en dirección NO-SE. El peligro de anegamiento es nulo con Solum poco profundo, bajo desarrollo pedogenético y nivel freático bajo. La permeabilidad en el sitio natural de nuevos loteos (urbano) es de moderada a moderadamente rápida, mientras que en el sector intervenido (rural) disminuye a moderadamente baja. Presentan un epipedón mólico bien provisto de carbono orgánico (intervenido 2,04% - natural 2,41%). El Solum del sitio natural es neutro a ligeramente ácido, y el del intervenido moderadamente ácido a moderadamente alcalino, ambos con abundante carbonato en masa en el material originario. El sitio intervenido es más susceptible a erosión (hídrica-eólica) debido a que el horizonte Ap tiene estructura granular débil y muy friable; además del uso agrícola histórico del suelo. Las direcciones predominantes de los vientos provienen del sector sur (S), nord-noreste (NNE) y noreste (NE). Un 39% de los encuestados confirma que transita o transitó afecciones respiratorias mientras que un 16% afecciones gastrointestinales; que podrían relacionarse con la presencia de aerosoles, partículas en suspensión (27%), además de inundaciones y anegamientos (23%). La presencia de humedad y basurales se percibe como un potencial detonador de problemas de salud. Los resultados obtenidos indicarían que el cambio de uso de suelo afecta a la salud humana, debido a que la baja cobertura vegetal facilita la erosión y la volatilidad de material particulado, como la presencia de agentes tóxicos relacionados a actividades rurales, y la proliferación de microorganismos en ambientes anegados. El análisis geoambiental en el ámbito urbano-rural de Hernando es un importante elemento en la identificación y evaluación de impactos, así como en el estudio de la línea de base que se fundamenta en reconocer, describir formas y procesos de continua transformación del planeta, siendo el ser humano un agente de transformación. Por lo tanto, permite fortalecer la gestión ambiental local en la región de la planicie fluvioeólica central cordobesa.

PALABRAS CLAVE: Erosión, Haplustol típico, Planicie fluvioeólica.

EMISIÓN POTENCIAL DE MATERIAL PARTICULADO (PM10) EN FEEDLOTS DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA PAMPEANA CENTRAL (RSPC), ARGENTINA

De Oro, L. A.[1, 2], Avecilla, F.[1], Panebianco, J. E.[1*], Ramirez Haberkon, N.[1]

[1] Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), cc 300, 6300 Santa Rosa, Argentina; [2] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), 6300 Santa Rosa, Argentina; [3] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), cc 300, 6300 Santa Rosa, Argentina; * juanpanebianco@yahoo.com

RESUMEN: Los feedlots se han expandido en Argentina durante las últimas décadas, especialmente en ambientes áridos y semiáridos con suelos altamente susceptibles a la erosión eólica. Los feedlots emiten diversos contaminantes al aire, entre ellos el material particulado respirable (PM10), generado por el pisoteo del ganado, el tráfico vehicular y el proceso de erosión eólica. A pesar de su relevancia ambiental, la emisión de PM10 desde suelos de feedlot ha sido escasamente estudiada en el país. Por ello, el objetivo de este estudio fue cuantificar la emisión potencial (EP) de PM10 en diferentes superficies de feedlots en suelos de texturas contrastantes de la RSPC. A lo largo de una transecta N-S se seleccionaron tres establecimientos: Feedlot Santa Rosa (FSR), F. General Acha (FGA) y F. Trenel (FT). En cada sitio se tomaron muestras sin disturbar de los primeros 2,5 cm en tres superficies representativas: corral (Co), potrero aledaño (PA) y camino (Ca). La EP se determinó mediante un generador de polvo (EDG; Mendez et al., 2013) clasificado como “Clase C” y diseñado para producir la dispersión mecánica de la muestra. Además, se colectó una muestra de PM10 mediante un precipitador electrostático acoplado al EDG, a la cual se le determinó el contenido de carbón orgánico total (COT) mediante LECO. Se utilizó ANOVA con dos factores y test Fisher para comparar medias ($p<0,05$). La superficie Co presentó la menor EP, con valores de 2,22 ug g-1 en FT, 0,96 ug g-1 en FSR y 0,64 ug g-1 en FGA; mientras que Ca fue la que resgistró la mayor EP, alcanzando valores de 3,33, 3,21 y 1,79 ug g-1 para FT, FSR y FGA, respectivamente ($p<0,05$). El FGA, caracterizado por una textura más arenosa, mostró las menores EP en todas las superficies, seguido por FSR y FT, este último con textura más fina. El contenido de COT fue significativamente mayor ($p<0,05$) en Co (22 - 35%) que en PA y Ca (3 - 10%), para los tres feedlots. En general, se observó una relación potencial negativa entre EP y COT de cada superficie para los tres feedlots ($EP=51,727COT-0,471$; $R2=0,5$; $p<0,05$), lo que indica que el COT favorece la agregación de las partículas finas y reduce la emisión potencial. Sin embargo, aunque la EP en Co fue relativamente baja, debido a los altos contenidos de COT que presentaron, el riesgo asociado a la inhalación del PM10 proveniente de estas superficies podría ser mayor, considerando que los mayores valores de COT pueden estar asociados indirectamente a una mayor actividad microbiana. Más estudios son necesarios en relación a la calidad y composición del material particulado, proveniente de cada superficie, y el posible efecto sobre la calidad del aire y por ende la salud humana y animal.

PALABRAS CLAVE: Emisión de PM10, feedlot, calidad del aire.

EMISIONES DE N_2O EN COLZA Y SU COMPARACIÓN CON ALTERNATIVAS INVERNALES EN ENTRE RÍOS

Gregorutti, V. C.[1, 2*], Gamarra, S. A.[1, 2], Coll, L.[1]

[1]INTA EEA Paraná, Estación Experimental Agropecuaria Paraná, Ruta 11 Km 12,5 (3100), Oro Verde, Entre Ríos. Argentina; [2]Facultad de Ciencias Agropecuarias. UNER. Ruta 11, Km 10. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina; * gregorutti.viviana@inta.gob.ar

RESUMEN: En Argentina, la colza está cobrando protagonismo en las secuencias agrícolas en clima templado, siendo Entre Ríos quien aporta el 40% a la producción nacional. Frente a la creciente demanda de certificaciones de baja huella de carbono, cuantificar las emisiones de óxido nitroso (N_2O) resulta clave para evaluar el impacto ambiental del cultivo y mejorar la eficiencia en el uso del nitrógeno. Por lo cual se planteó como objetivo cuantificar las emisiones de N_2O en un cultivo de colza y compararlas con otras alternativas invernales (trigo y vicia) y una situación de barbecho. En la EEA Paraná del INTA, sobre un suelo Argiudol vértico, se realizó un experimento a campo que incluyó dichos cultivos y una situación de barbecho. Los cultivos colza y trigo fueron fertilizados con 120 kg N ha-1. Se realizaron mediciones de las emisiones de N_2O mediante cámaras estáticas (Clough et al., 2020), en 12 momentos, intensificando los muestreos alrededor de la fertilización nitrogenada.
1658 Se analizaron también los principales impulsores de las emisiones de N_2O en el suelo que son la temperatura, la disponibilidad de nitratos (NO_3-) y la humedad del suelo para lo cual se realizaron muestreos de suelos a 0-10 cm. Las emisiones diarias de N_2O no mostraron diferencias significativas entre tratamientos. El cultivo de colza presentó valores entre 0,2 y 3,9 g ha^{-1} d^{-1}, similares a los observados en trigo, vicia y barbecho, cuyos rangos oscilaron entre 0,18 y 4,05 g ha^{-1} d^{-1}. La emisión acumulada durante el periodo de estudio no presentó diferencias entre la colza y el resto de los cultivos, ni con el barbecho. Considerando la dosis de fertilización aplicada como urea, el factor de emisión calculado fue de 0,0020 kg N-N_2O kg^{-1} N aplicado, equivalente a un 0,20 %. Con respecto al contenido de NO_3- del suelo, el barbecho mostró el mayor valor y se diferenció significativamente ($p<0,001$) del resto de los cultivos. En particular la colza, aunque no se diferenció del trigo y la vicia, mostró mayor valor que estos. La humedad del suelo fluctuó durante el periodo de muestreo, sin diferencias entre tratamientos y con valores menores al 30%. Estos resultados encontrados indican que el cultivo de colza, bajo las condiciones edafoclimáticas evaluadas y con la dosis de fertilización aplicada, no incrementó las emisiones de N_2O en comparación con otras alternativas invernales, posicionándose como una opción compatible con estrategias de manejo orientadas a la mitigación de GEI y a una producción agrícola más sustentable.

PALABRAS CLAVE: GEI, nitrógeno, manejo sustentable.

MONITOREO EN SUELO Y AGUA COMO LÍNEA BASE PARA EL ESTUDIO DE RESIDUALIDAD DE FITOSANITARIOS

Iwasita, B. E.[1*], Kryvenki, M.[1], Hopechek, L.[1], Sosa, R.[1], Ramírez, N.[1]

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Cerro Azul. *Ruta Nacional 14, km 836 (3313), Cerro Azul, Provincia de Misiones. *iwasita.barbara@inta.gob.ar

RESUMEN: El uso de fitosanitarios ha permitido aumentar la productividad y fortalecer la competitividad de los sistemas agropecuarios. Sin embargo, desde una perspectiva de manejo sostenible de los recursos naturales, resulta fundamental realizar estudios que evalúen la residualidad de estos compuestos y comprendan su dinámica en los diferentes ambientes. En este sentido resulta relevante caracterizar matrices como suelo y agua generando información complementaria que ayude a explicar el comportamiento de los principios activos estudiados. Las propiedades del suelo determinarán aspectos como persistencia, movilidad y degradación de los fitosanitarios, mientras que la calidad del agua afectará la solubilidad y destino de estos residuos. El trabajo tuvo como objetivo evaluar y caracterizar parámetros en suelo y agua en dos microcuencas agrícolas, con presencia de Yerba Mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil) como sistema productivo, con el fin de complementar estudios sobre fitosanitarios. Las áreas en estudio corresponden a microcuencas ubicadas en la zona sur (Colonia Liebig - Apóstoles) y centro (Jardín América) de la región yerbatera. Los muestreos se realizaron en mayo de 2025, en época previa a la aplicación de fitosanitarios. Se realizó una selección de puntos de muestreo considerando historial en el manejo de fitosanitarios y diferencias en la tecnificación del manejo del cultivo: cosecha mecanizada o tradicional. Para la caracterización del suelo, se seleccionaron ocho productores en total entre ambas zonas de trabajo, evaluando dos lotes por productor (0–10 cm y 10–20 cm de profundidad). En cada lote se tomaron aproximadamente 20 piques para conformar la muestra a analizar. Se analizó: densidad aparente, humedad, materia orgánica, pH, conductividad eléctrica, nitrógeno total y fósforo extractable en el Laboratorio de INTA EEA Cerro Azul. Para el monitoreo de agua, se identificaron puntos críticos dentro de las microcuencas (nacientes, toma de agua en arroyos, y pozos perforados). Se tomaron muestras de agua en 15 puntos localizados en ambas zonas. Con equipo multiparamétrico se determinaron in situ: pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales y temperatura. En laboratorio se analizaron turbidez, nitritos, nitratos, amonio, fosfatos, dureza y sólidos totales. Además, se registró información ambiental relevante en cada punto observando posibles fuentes de descargas de contaminantes, presencia de vegetación acuática, cultivos cercanos, entre otros aspectos. Los valores encontrados de pH ácido del suelo (4,5 a 5,6) pueden incrementar la solubilidad o degradación de algunos compuestos. La materia orgánica encontrada (2,7 a 4,6 %) favorecería una adsorción moderada a alta de los fitosanitarios, reduciendo la lixiviación. Asimismo, se identificaron puntos con valores altos en fósforo extractable (25,7 a 68,3 ppm) donde puede ocurrir competencia por los sitios de adsorción con algunos principios activos. Se recomienda continuar con muestreos de agua posteriores considerando variación estacional y ciclo de aplicación de productos. Este estudio permitió obtener un primer panorama de los indicadores evaluados en suelo y de la calidad del agua, lo que facilitará futuras correlaciones con los análisis de residuos y una interpretación más completa, además de contribuir a la identificación de posibles ambientes alterados.

PALABRAS CLAVE: muestreo, microcuencas, indicadores.

ESTUDIO DE DIGESTATOS Y BIOCARBONES: APLICACIÓN EN UN SUELO REPRESENTATIVO, PLANICIE FLUVIOEÓLICA CENTRAL CORDOBESA

Martínez, D.[1]*, Galván, M. J.[1, 2], Rodriguez, M. J.[1, 3]

[1]Instituto A. P. de Cs. Básicas y Aplicadas, UNVM, Av. Arturo Jauretche 1555, Villa María, Córdoba, Argentina; [2]Instituto Multidisciplinario de Investigación y Transferencia Agroalimentaria y Biotecnológica, CONICET-UNVM; [3]Centro de Investigaciones y Transferencia Villa María, CONICET-UNVM. * daianam733@gmail.com

RESUMEN: El proceso de digestión anaerobia, transforma los materiales orgánicos en biogás y en un residuo rico en nutrientes conocido como digestato y potencial fertilizante. En Argentina, la producción de biogás se concentra en Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe, utilizando biomasa agropecuaria para la generación de energía eléctrica. El relevamiento nacional permitió estimar cantidad de plantas en funcionamiento, sustratos empleados, producción energética y volumen de digestato generado. El digestato (D), aunque posee alto potencial como fertilizante orgánico; su aplicación directa, en exceso y sin regulación, puede provocar desequilibrios químicos en el suelo, retraso en la germinación y reducción del crecimiento de cultivos, presencia de patógenos y alteraciones en la actividad microbiológica
1660 que afecta la salud general del suelo. En este contexto, la pirólisis surge como una alternativa tecnológica de revalorización para transformar la fracción sólida del digestato en biocarbón (B), un material poroso rico en carbono con capacidad de retener agua, liberar nutrientes gradualmente y contribuir al secuestro de carbono. El objetivo general fue evaluar las características de digestatos y biocarbones de biorrefinerías anaerobias, su aplicación en un suelo representativo de la planicie fluvioeólica central cordobesa, con el fin de analizar su potencial como enmienda orgánica y herramienta de sostenibilidad agrícola. Metodológicamente, se realizó la carbonización de la fracción sólida (FS) de diferentes digestatos para la obtención de biocarbones producidos a distintas temperaturas finales. Se caracterizaron tres tipos de biocarbón elaborados a partir de mezclas de distintas materias primas. Se diseñó un ensayo experimental para la aplicación directa de digestatos, biocarbones y sus combinaciones en diferentes concentraciones sobre un suelo (S) típico de la región. Se evaluaron los efectos físico-químicos y biológicos posteriores al tratamiento en pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico total, materia orgánica, grado de humificación, respiración microbiana y actividad microbiológica del suelo. Los resultados demostraron que las mejores combinaciones fueron SB3 1% - 5% y SDB3 1% - 5%, correspondientes a las FS3 y B3, las cuales se correlacionaron positivamente debido al aporte adicional de nutrientes y materia orgánica proporcionado por el digestato, estimulando la actividad microbiana del suelo. A mayores concentraciones (5%), el biocarbón mostró mayor capacidad para generar alcalinización del suelo (pH 7,02 - 8,01), aumentar la retención y contenido de nutrientes (50% COT), estabilizar compuestos orgánicos del digestato en el suelo, mantener valores moderados de conductividad eléctrica (3000 µS/cm), influir positivamente en la retención de materia orgánica y mejorar la actividad microbiana. La adición de biocarbón, especialmente en combinación con digestatos, mejoró la calidad del suelo, lo que sugiere un beneficio potencial para prácticas agrícolas sostenibles, como fertilizante orgánico y mitigación al cambio climático.

PALABRAS CLAVE: Biorrefinerías anaerobia, pirólisis, Haplustol.

VÍNCULOS QUE PROTEGEN: ALIANZAS ESTRATÉGICAS PARA LA CONSERVACIÓN MEDIANTE PADRINAZGO EN SELVA SERENA, CHACO PARAGUAYO

Meza López, R. I.[1*], Olmedo Franco, A. S.[2], Anaquin, S.[3]

[1] Unidad de Gestión Ambiental. Servicio Agropecuario Neuland. [*] Ciudad de Neuland, Chaco Paraguay. Código Postal:160212, rosa.meza@neuland.com.py; [2] Universidad Americana. Escuela de Posgrado. [3] Departamento Forestal. Servicio Agropecuario Neuland. Chaco Paraguay.

RESUMEN: Esta tesis se encuentra en etapa de desarrollo y tiene como objetivo general diagnosticar las percepciones de actores clave y analizar casos de éxito que permitan fundamentar el diseño y la validación de un modelo operativo sostenible de padrinazgo ambiental para la conservación de la Reserva Natural Selva Serena, en Neuland, Chaco Paraguayo. En Paraguay, a pesar de los avances en políticas de conservación, las áreas naturales protegidas —públicas y privadas— enfrentan limitaciones significativas en términos de financiamiento, gestión y participación comunitaria, lo que impulsa al sector privado a explorar mecanismos alternativos para sostener la conservación a largo plazo. La Reserva Natural Selva Serena, con una superficie aproximada de 2.200 hectáreas, constituye un refugio estratégico de biodiversidad del Chaco central, albergando especies de fauna en peligro de extinción como *Catagonus wagneri* (tagua), y conservando ambientes donde el suelo cumple un rol fundamental como soporte de la vegetación nativa, la regulación hídrica y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos. La integridad de estos suelos resulta clave para la estabilidad de los ecosistemas chaqueños, particularmente frente a procesos de degradación asociados al cambio de uso del suelo en la región. El mantenimiento y la protección de la reserva demandan recursos permanentes destinados a vigilancia, infraestructura, investigación, educación ambiental y turismo sostenible, así como al manejo y conservación de sus recursos naturales, incluidos los suelos. En este contexto, el padrinazgo ambiental se plantea como una alternativa estratégica de financiamiento innovadora, que articula al sector público, privado y la sociedad civil, incorporando el valor ambiental, ecológico y funcional de los servicios ecosistémicos asociados al suelo y a la biodiversidad. Este modelo propone que empresas, instituciones o individuos se conviertan en padrinos de áreas o componentes clave del ecosistema, contribuyendo con recursos financieros o materiales para la protección, investigación y manejo sostenible de la reserva, fortaleciendo así las alianzas estratégicas orientadas a la conservación integral del territorio.

PALABRAS CLAVE: Padrinazgo ambiental, Conservación de suelos, Reservas naturales.

DEGRADACIÓN Y CONTAMINACIÓN DEL SUELO EN UNA CUENCA HÍDRICA PROTEGIDA: DIAGNÓSTICO AMBIENTAL EN LA RESERVA FINCA LAS COSTAS (SALTA, ARGENTINA)

Morán, C. G.[1], Tapia, A. E.[1*], Pistán, L. J.[2, 3], Valdez, T. N.[1]

[1] Cátedra de Práctica de Formación III, Facultad de Ciencias Naturales; [2] Cátedra de Edafología Agrícola, Facultad de Ciencias Naturales; [3] Cátedra de Geomorfología, Facultad Regional Orán; Avenida Bolivia 5150 – Salta Capital;* carla.m.2630@gmail.com

RESUMEN: La Reserva Natural Finca Las Costas, ubicada al Sur de San Lorenzo (Salta, Argentina), constituye la principal cuenca productora de agua potable que abastece aproximadamente al 30 % de la ciudad de Salta. A pesar de su categoría de área protegida, según la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN), la intensificación de actividades antrópicas ha generado procesos de degradación y contaminación del suelo que comprometen la calidad ambiental y la función reguladora del sistema suelo-agua. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el estado del recurso suelo y analizar los principales factores de contaminación y deterioro ambiental presentes en la cuenca. El estudio se abordó desde una perspectiva territorial y ambiental integrada, combinando la fotointerpretación mediante SIG, inventario forestal en parcelas de 1000 m² y aplicación de Matriz de Leopold para la evaluación de impactos ambientales. El área se caracteriza por un régimen monzónico, con precipitaciones medias anuales de 815 mm, y eventos de alta intensidad que favorecen el escurrimiento superficial y el transporte de sedimentos. Los suelos predominantes, correspondientes a la Asociación San Lorenzo, presentan textura media en superficie y fina en profundidad, pobremente drenados y contenidos moderados a altos de materia orgánica. Sin embargo, se identificaron limitaciones como compactación del suelo por sobrepastoreo, disminución de la capacidad de infiltración, pérdida de cobertura vegetal, aumento del escurrimiento superficial y formación de cárcavas. Se identificaron fuentes de contaminación y degradación incluyendo: (i) microbasurales y disposición inadecuada de residuos sólidos; (ii) extracción de áridos con alteración de cauces y remoción de horizontes superficiales; (iii) tala selectiva y extracción de mantillo; (iv) actividades de curtiembre con potencial emisión de sulfuro de hidrógeno y residuos orgánicos; y (v) urbanización y barrios privados con generación de efluentes y fragmentación del paisaje. Estas actividades incrementan la carga de sedimentos y contaminantes hacia los cursos de agua, afectando la calidad hídrica y la funcionalidad del suelo. La evaluación integral de impactos ambientales indicó efectos negativos significativos sobre los componentes suelo, agua y paisaje, siendo el suelo el medio más afectado. Se concluye que la cuenca presenta un proceso progresivo de pérdida de calidad ambiental asociado a la degradación física y contaminación difusa del suelo. Resulta prioritario implementar un plan de gestión que incluya control de fuentes contaminantes, regulación de carga animal, restauración de áreas erosionadas y monitoreo sistemático de indicadores edáficos y de calidad de agua, a fin de garantizar la sustentabilidad de la reserva hídrica y la seguridad ambiental local.

PALABRAS CLAVE: calidad ambiental, contaminación del suelo, degradación.

EXPERIMENTO DE MICROCOSMOS SOBRE LA RETENCIÓN VERTICAL DE MICROPLÁSTICOS EN HOJARASCA Y SUELO FRUTÍCOLA.

Nistal, A.[1, 2*], Coviella, C.[3], Gomez, J.[1, 2]

[1]Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), La Plata (CP: 1900). Buenos Aires, Argentina. [2]Grupo de Estudio en Líquenes Argentinos (GELA), Departamento de Cs. Básicas, Universidad Nacional de Luján, Luján (CP: 6700), Buenos Aires, Argentina. [3]NEDES (CONICET-UNLu) Universidad Nacional de Luján, Luján (CP: 6700), Buenos Aires, Argentina. *aye.nistal@gmail.com

RESUMEN: Los suelos agrícolas se han identificado como sumideros de microplásticos (MPs), con la deposición atmosférica emergiendo como una vía significativa de entrada. A pesar de que esta problemática está registrada en suelos urbanos y de cultivos anuales, existe un vacío de conocimiento en sistemas perennes como las parcelas frutales, donde la capa de hojarasca podría jugar un papel crucial como filtro. Evaluamos, mediante microcosmos en invernadero, la capacidad de retención de la hojarasca y la migración vertical de microplásticos en un suelo con características frutícolas bajo deposición atmosférica simulada. Se realizaron dos experimentos independientes (A y B) donde se aplicaron cinco tratamientos de dosis crecientes de microfibras fluorescentes (de 6 a 110 MPs) en macetas con suelo comercial y una capa de hojarasca proveniente de parcelas reales. Tras el período de exposición simulada con flujo de aire (15 días, 9 m s^{-1}), se cuantificó la abundancia de MPs en la hojarasca, y a dos profundidades de sustrato diferentes 0–4 cm y 4–8 cm. Los análisis estadísticos (Kruskal-Wallis) permitieron agrupar los datos de ambos experimentos en las fracciones de suelo, confirmando una alta consistencia experimental. Los resultados revelaron un efecto de dosis significativo ($p \leq 0{,}00022$) sobre la cantidad de MPs por gramo de peso seco recuperado en la capa de hojarasca, lo que indica que esta funciona como el sumidero. La fuerte correlación dosis-respuesta en esta capa superficial sugiere que la estructura de la hojarasca atrapa eficientemente la mayoría de las partículas depositadas, actuando como un filtro orgánico. Por el contrario, la migración vertical de MPs fue extremadamente baja. En la fracción 0–4 cm se detectó un efecto de dosis marginal ($p \sim 0{,}038$), sugiriendo una leve y variable incorporación inicial al sustrato, la cual se debilitó al remover valores atípicos. Crucialmente, en la fracción 4–8 cm, no se detectó ningún efecto significativo de la dosis aplicada ($p \geq 0{,}076$), lo que muestra la ausencia de penetración de las microfibras a esta profundidad. Esta limitada movilidad concuerda con estudios de larga duración. Nuestros hallazgos refuerzan la conclusión de que la dinámica vertical de MPs en parcelas estaría dominada por la retención superficial en la hojarasca. Esto subraya la importancia de considerar la hojarasca en la evaluación de riesgos, ya que la persistencia de los MPs en esta capa puede tener implicaciones directas para la biota que participa en su descomposición. El estudio aporta evidencia inédita sobre el papel de la hojarasca en la filtración de MPs atmosféricos en agroecosistemas, sugiriendo que las prácticas de manejo agronómico que afectan el destino de la hojarasca influirán directamente en la dispersión de estos contaminantes emergentes.

PALABRAS CLAVE: microplásticos, hojarasca, microcosmos.

ESTUDIO DEL FÓSFORO EXTRACTABLE EN PERFILES DE SUELOS EN PRODUCCIONES HORTÍCOLAS DE ESCOBAR (AMBA)

Paladino, I. R.[1*], Irigoin, J.[2]

[1] Instituto de Investigación y Desarrollo Tecnológico para la Agricultura Familiar Región Pampeana (IPAF Pampeano-INTA)-Est. Exp. Gorina. (MDA) Calle 501 y 149, Joaquín Gorina, Buenos Aires; [2] Instituto de Suelos- INTA. *paladino.ileana@inta.gob.ar

RESUMEN: La producción hortícola en el AMBA se sustenta con una gran utilización de insumos que generan importantes problemas de contaminación y degradación de los suelos. Los principales procesos detectados son la alcalinización, la salinización y la sobrefertilización con fósforo. Este último proceso tiene su origen en el uso desmedido de camas avícolas frescas, las cuales se utilizan sin un análisis previo del suelo ni de la enmienda. Dichas camas suelen tener muy elevados contenidos de fósforo, de manera que al incorporarlas al suelo los valores de fósforo extractable (Pext) suelen incrementarse más del doble con una sola aplicación, a lo cual se suma la alta residualidad del fósforo. El objetivo de este trabajo fue analizar el Pext superficial y en profundidad, en suelos de establecimientos hortícolas del partido de Escobar. Se muestreó el secum por horizonte genético en calicatas de 4 sitios bajo producción hortícola a campo con aporte de enmiendas y en 4 sitios sin uso, linderos a lotes productivos y se analizó el Pext (Bray & Kurtz N1). Los valores de Pext en el horizonte superficial estuvieron entre 157 mg kg^{-1} hasta 515 mg kg^{-1}, muy por encima de los documentados para suelos prístinos en la región (10 mg kg^{-1}). Se observó que los suelos sin uso presentaron valores promedio en superficie de 217,2 mg kg^{-1} similares a los suelos bajo producción, con un promedio de 260,3 mg kg^{-1}. El aumento de Pext en los suelos sin uso guarda relación con el movimiento de fósforo por escurrimiento superficial. El agua de escorrentía arrastra tanto el fósforo soluble (disuelto) como el fósforo adherido a las partículas de suelo que se erosionan depositándose en otros sitios. Los elevados valores representan una alerta en relación con un posible aumento de fósforo en cuerpos de agua cercanos y el consecuente peligro de eutrofización. Por otro lado, al analizar los horizontes sub-superficiales de cada perfil se observa, una fuerte disminución del Pext en los horizontes Btss, con mayores contenidos de arcilla, para luego volver a incrementarse en la base del perfil (horizontes BC y C) donde el contenido de arcilla disminuye. Esto se relaciona con la alta retención de fósforo de los suelos estudiados: Argiudoles vérticos y Vertisoles, ricos en arcillas expandibles que pueden fijar el fósforo al complejo arcillo-húmico por medio del calcio, catión abundante en estos suelos. El Pext en la base del perfil representa entre el 4 y el 10% del Pext en superficie en los sitios sin uso y entre el 10 y 23% en los sitios productivos. En general, la pérdida de fósforo por lixiviación es mínima en comparación con la escorrentía superficial, sin embargo, cuando las adiciones son tan elevadas como ocurre en los establecimientos hortícolas, los valores de fósforo se ven incrementados en la base del perfil (>1 m de profundidad). Es decir, la capacidad de retención de fósforo es superada con el consecuente peligro de contaminación del acuífero freático. Son necesarios estudios a nivel de paisaje para comprender la dinámica del fosforo en la región.

PALABRAS CLAVE: Contaminación, Sobrefertilización, Retención de fósforo.

PLAN DE REMEDIACIÓN DE UN BASURAL A CIELO ABIERTO EN LA LOCALIDAD DE BALLESTEROS, CÓRDOBA

Pérez, D.[1]*, Rodriguez, M. J.[2, 3], Grumelli, M.[1], Becker, A.[1, 2, 4]

[1] Departamento de Geología, FCEFQyN, UNRC, Ruta Nac. 36-km 601, Río Cuarto, Córdoba, Argentina; [2] Instituto A. P. de Cs. Básicas y Aplicadas, UNVM, Av. Arturo Jauretche 1555, Villa María, Córdoba, Argentina; [3] Centro de Investigaciones y Transferencia Villa María, CONICET-UNVM; [4] Instituto Multidisciplinario de Investigación y Transferencia Agroalimentaria y Biotecnológica, CONICET-UNVM.
*danielapaolaperez0406@gmail.com

RESUMEN: La presente investigación aborda la problemática ambiental asociada al basural a cielo abierto de la localidad de Ballesteros, departamento Unión, provincia de Córdoba. Mediante la perspectiva geoambiental se propone la evaluación integral del área urbana y periurbana, considerando su contexto geomorfológico, edáfico y uso del suelo con el objetivo de generar insumos para un plan de remediación del suelo. La metodología implementada combina tareas de gabinete, campo y laboratorio. Se relevaron y describieron perfiles de suelos representativos, analizaron propiedades físicoquímicas y determinaron concentraciones de metales pesados mediante espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). Los principales resultados evidencian que la zona presenta un clima templado subhúmedo de tipo monzónico, que la cartografía geoambiental permite integrar unidades geopedológicas con los usos actuales del suelo urbano y periurbano de Ballesteros, donde el análisis del basural a cielo abierto confirma que la detección de metales pesados como el cobre (256,442 ug/g) y el cobalto (256, 442 ug/g) superan los niveles de referencia para uso agrícola (40 ug/g para Co y 150 ug/g para Cu) y residencial (50 ug/g para Co y 100 ug/g para Cu), según decreto 831/93 de la Ley Nacional 24.051 sobre residuos peligrosos. Este estudio demuestra que el basural a cielo abierto en Ballesteros constituye un pasivo ambiental significativo que requiere una acción inmediata. En respuesta a esta problemática se generó un plan de remediación integral y recomendaciones para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU), incluyendo la fitorremediación y enmiendas químicas como alternativas sostenibles para la recuperación del suelo degradado. Las herramientas cartográficas desarrolladas y las recomendaciones propuestas son insumos fundamentales para la toma de decisiones informadas, el ordenamiento territorial y el desarrollo de políticas ambientales que promuevan un uso del suelo más sostenible en la localidad.

PALABRAS CLAVES: geoambiental, contaminación, metales pesados.

USO AGRONÓMICO DE PURINES EN LA PAMPA: HACIA UNA FERTILIZACIÓN SOSTENIBLE Y SEGURA PARA EL SUELO

Rodriguez, L.[1*], Schenkel, C.[1]

[1] AER INTA Guatraché, *Sarmiento 188, Guatraché, La Pampa, (6311), rodriguez.laura@inta.gob.ar

RESUMEN: Los purines de tambo representan una fuente importante de nutrientes para los suelos agrícolas, especialmente nitrógeno y fósforo, y su uso agronómico contribuye al reciclado de residuos orgánicos generados en sistemas lecheros. Sin embargo, su aplicación requiere un manejo cuidadoso, ya que puede afectar propiedades químicas del suelo (pH, CE y nitratos) y generar riesgos de contaminación ambiental si no se controla adecuadamente. El ensayo, de larga duración, tiene como objetivo evaluar el efecto del uso agronómico de purines de tambo en el sudeste de La Pampa sobre las propiedades físicas y químicas del suelo y la producción forrajera. Los resultados presentados corresponden a la primera campaña, mostrando los efectos iniciales de la aplicación de purines. El estudio se realizó en suelos franco arenosos con perfil poco profundo y presencia de tosca entre 60 y 80 cm, pH alcalino (7,8–8,5), baja capacidad de retención de nutrientes y fósforo disponible limitado (3,1–5,6 ppm en los primeros 20 cm). La materia orgánica superficial fue de1,6%, reflejando la limitada fertilidad natural del suelo. Previo a la siembra, los análisis de nitratos mostraron concentraciones elevadas en los primeros 20 cm (61,8–65,2 mg/kg), disminuyendo hacia 40–60 cm (47,7 mg/kg). Tras la aplicación de purines, los tratamientos con dosis, equivalents a 30 y 60 kg N/ha respectivamente, presentaron contenidos de nitratos de 17,95–21,68 mg/kg en 0–10 cm, con decremento hacia capas más profundas, indicando que una única aplicación no generó acumulación significativa en horizontes inferiores. La conductividad eléctrica (CE) mostró valores moderados (0,25–0,45 dS/m) sin diferencias significativas entre tratamientos, sugiriendo que la salinidad no fue un problema a corto plazo. El pH permaneció estable, mostrando que la aplicación de purines no altera la alcalinidad del suelo en aplicaciones únicas. Si bien los purines aportan nutrientes y pueden mejorar la fertilidad y la actividad biológica del suelo, el manejo inadecuado, como exceso de dosis o aplicación en suelos saturados, aumenta el riesgo de contaminación de aguas subterráneas y superficiales por nitratos, así como desequilibrios de fósforo y potasio. Sin embargo, dado que el estudio se realizó en zona semiárida y con la tosca cercana al horizonte superficial, el riesgo de lixiviación hacia capas profundas es bajo, favoreciendo la retención de nutrientes en la zona aprovechable por las raíces. La planificación de la dosis, el muestreo previo del suelo y la selección del momento de aplicación son fundamentales para maximizar los beneficios agronómicos y minimizar riesgos ambientales. En conclusión, los resultados parciales de la primera campaña indican que el uso agronómico de purines en suelos franco arenosos del sudeste de La Pampa puede incrementar la disponibilidad de nutrientes y mejorar la producción forrajera. Bajo condiciones de baja lixiviación, esta práctica resulta eficiente y segura cuando se aplica con manejo responsable. El seguimiento a largo plazo permitirá evaluar los efectos continuos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo y la producción forrajera, asegurando la sustentabilidad y seguridad ambiental del sistema.

PALABRAS CLAVE: uso agronómico, purines, contaminación.

1666

EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS HERNANDENSES: UN FACTOR DE RIESGO EN LA SALUD HUMANA

Rodriguez, M. J.[1, 2*], Ávalos, J.[3], Chiappero, A.[1], Barrera, A. V.[1], Pinotti, L.[4, 5], Fernández, A. R.[2], Becker, A.[1, 6]

[1] Instituto A. P. de Cs. Básicas y Aplicadas, UNVM, Av. Arturo Jauretche 1555, Villa María, Córdoba, Argentina; [2] Centro de Investigaciones y Transferencia Villa María, IAPCH, CONICET-UNVM. [3] Profesional independiente; [4] Departamento de Geología, FCEFQyN, UNRC; [5] Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente, FCEFQyN, CONICET-UNRC; [6] Instituto Multidisciplinario de Investigación y Transferencia Agroalimentaria y Biotecnológica, IAPCBA, CONICET-UNVM. *mjrodriguez@unvm.edu.ar

RESUMEN: Los metales se distribuyen en el suelo entre fracciones con distinto grado de labilidad. El análisis geoquímico es importante para establecer valores de referencia de metales tóxicos con vistas a la creación de una legislación que regule el uso del suelo. La Asociación Internacional de Geología Médica reconoce la influencia del entorno geológico en la salud humana. Argentina carece de estudios geoambientales y transdisciplinarios a escala local del fondo geoquímico de suelos para la gestión ambiental. Es imprescindible evaluar, desde la perspectiva geoambiental, niveles de referencia de metales pesados en suelos de la planicie fluvioeólica Hernandense. Su historia geobiótica se identifica en la geomorfología del paleoabanico aluvial Ctalamochita que se extiende en una serie de paleocauces cubiertos por loess desde el piedemonte de la sierra Chica. Sobre esta planicie evolucionaron suelos de bajo desarrollo pedogenético con escasa cobertura arbórea (0,9%) de la Provincia Biogeográfica Pampeana, Distrito del Espinal. Es una ciudad de base agrícola-industrial, con fuerte presencia del sector agropecuario e infraestructura urbana consolidada. Metodológicamente se implementó un análisis geoambiental previo de gabinete, relevamiento a campo del paisaje y perfiles de suelos representativos y determinaciones físicoquímicas: carbono orgánico, pH, conductividad eléctrica y densidad aparente, así como concentraciones de metales pesados mediante espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente. Resultados preliminares evidencian que los Haplustoles típicos, representativos de lomas planas asociadas a depósitos de loess, evidencian que los valores medidos a dos profundidades (0-10 y de 10-20 cm), tanto en sitio natural como intervenido, no exceden el límite máximo permitido para uso residencial como agrícola de acuerdo al decreto 831/93 de la Ley Nacional 24051. Respecto de los Haplustoles típicos en fase anegable, representativos de las vías de escurrimiento temporarias de antiguos drenajes del paleoabanico aluvial Ctalamochita, tampoco exceden el límite máximo permitido para los diferentes usos. En cuanto a los valores entre sitio natural e intervenido de los diferentes ambientes geopedológicos, se observa que en los suelos de lomas planas no existe variación en la concentración de metales, lo cual podría deberse al manejo agroecológico del sitio intervenido. En cambio, en suelos de vías de escurrimiento, a pesar de no exceder el límite permitido, existe aumento de los valores en el sitio intervenido agrícola tradicional respecto del natural. Los procesos geológicos asociados a las actividades humanas pueden redistribuir los metales en el ambiente y afectar la salud humana. Es necesario mantener y/o aumentar la cobertura vegetal y arbórea, debido a la historia recurrente en la región de las problemáticas socioambientales asociadas a inundaciones, erosión hídrica como eólica; lo cual contribuiría a la mitigación de estos riegos naturales, y también a mejorar la calidad de las propiedades del suelo. La biodisponibilidad y movilidad de metales como zinc, plomo y cadmio son mayores en condiciones ácidas, así como las propiedades físicas, cantidad y tipo de coloides del suelo son los factores más importantes en su control.

PALABRAS CLAVE: Geoambiental, Haplustol típico, Planicie fluvioeólica.

VOLATILIZACION DE AMONIACO Y EFICIENCIA DE USO DE NITRÓGENO EN PRADERA PERMANENTE

Salazar, F.[1], Guzmán, A.[1], Beltrán, I.[1], Hube, S. [1], Ramírez, L. [1]

[1]Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro de Investigación Remehue, Ruta 5 Norte Km 8, Osorno, Chile. fsalazar@inia.cl

RESUMEN: La volatilización de amoníaco (NH_3) es una de las principales vías de pérdida de nitrógeno (N) en sistemas agropecuarios a nivel mundial, existiendo poca información publicada en Latinoamérica. Esta pérdida en parte puede explicar la baja eficiencia de uso de N por la aplicación de fertilizantes nitrogenados en sistemas agropecuarios. El objetivo del estudio fue determinar el efecto de dosis crecientes de nitrógeno en las pérdidas por volatilización de amoníaco y la eficiencia de uso de N en una pradera permanente. El ensayo se realizó en el Centro Regional de Investigación Remehue, Osorno, Chile, en un suelo volcánico Trumao de la serie Osorno (Typic Hapludand) con una pradera permanente bajo corte y condiciones de secano. Los tratamientos fueron dosis crecientes de N como urea distribuyendo la dosis en tres aplicaciones: dos primavera y 1 otoño. Se evaluaron 5 tratamientos: N75, N150, N300 y N400 kg N ha^{-1} y un tratamiento Control (N0), en un diseño de bloques completos al azar con cinco repeticiones. Se midieron las emisiones de NH_3 a través de cámaras dinámicas de flujo continuo por 14 días post aplicación, y rendimiento de la pradera determinando eficiencia de uso de N. Las emisiones de NH_3 se cuantificaron de muestras de aire colectadas en una solución de ácido ortofosfórico 0,02 M, y analizadas por colorimetría. Las tasas de emisión y pérdidas acumuladas fueron calculadas con la concentración de N-NH_4 en las muestras por el tiempo de evaluación y superficie aplicada. Los datos fueron analizados por ANDEVA y comparación de medias (RStudio). Los resultados preliminares muestran una mayor tendencia en la eficiencia de uso de N del tratamiento N150 (60,5%±0,05), comparado con N75 (53,7%±0,09), N450 (52,3%±0,02) y N300 (44,0%±0,03), sin embargo no hubo diferencias estadísticas ($p>0,05$). Las pérdidas por volatilización de amoníaco muestran tasas de emisiones con pics 4-5 días posterior a la aplicación de urea. Las pérdidas totales acumuladas están siendo analizadas y serán presentadas en el congreso. Estudios previos han mostrado bajo las mismas condiciones edafoclimáticas pérdidas entre un 2% a 26% del N aplicado como urea, lo cual depende principalmente de la fuente de N y condiciones climáticas pre y post aplicación. Los valores obtenidos de eficiencia de uso están dentro del rango reportado para praderas permanentes con fertilización a base de urea en praderas, que muestran que una parte importante del N puede ser potencialmente perdida al ambiente, principalmente como NH_3, o alternativamente fijada al suelo. Bajo las condiciones del estudio no se pudo determinar un efecto de la dosis de N aplicada en eficiencia de uso de N y con pérdidas por volatilización de NH_3 mayormente post aplicación. Para una mayor eficiencia de uso y reducir las pérdidas al ambiente de N será importante implementar medidas de mitigación, en especial bajo condiciones predisponentes para la volatilización de NH_3, en donde estrategias de fertilización y uso de inhibidores del ciclo de N son claves para un mejor uso del N y menor impacto al ambiente. Agradecimientos a proyectos FONTAGRO 20641 y Ministry of Primary Industries-NZ, 20641.

PALABRAS CLAVE: amoníaco, eficiencia uso de nitrógeno, pradera permanente.

PÉRDIDA DE HERBICIDAS VÍA ESCORRENTÍA EN SECUENCIAS DE CULTIVO BAJO SIEMBRA DIRECTA

Seehaus, M. S.[1*], Van Opstal, N. V.[1], Gabioud, E. A.[1], Melgares, E.[1], Sasal, M. C.[1], Wingeyer, A. B.[1], Wilson, M. G.[1], Repetti, M. R.[2]

[1] Departamento Recursos Naturales y Gestión Ambiental INTA EEA Paraná, Ruta 11, km. 12.5. 3100. Paraná, Entre Ríos, Argentina; [2] PRINARC- Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral. Santiago del Estero 2654. 3000. Santa Fé – Argentina. [*]seehaus.mariela@inta.gob.ar

RESUMEN: La escorrentía se considera una de las principales vías de contaminación por agroquímicos en cuerpos de agua superficiales. En Entre Ríos esta problemática adquiere relevancia dado su perfil agrícola y predisposición a la erosión hídrica. El presente estudio se propuso i) cuantificar la pérdida de herbicidas vía escorrentía (fracción líquida y particulada), luego de una pulverización terrestre, y ii) relacionar los resultados con las características fisicoquímicas de las moléculas analizadas. Se trabajó en parcelas de escorrentía de INTA Paraná sobre un suelo Argiudol ácuico (serie Tezanos Pinto) en 3 secuencias de cultivo: soja continua (S), soja con trigo como cultivo de cobertura (S-CC) y maíz–trigo/soja (M-T/S). Los herbicidas aplicados fueron 2,4-D, glifosato, piroxasulfona y cletodim, asociados a un barbecho químico (mayo 2023). Se tomó una muestra integrada de escorrentía, compuesta por 5 tormentas (175 mm) que comenzaron 8 días posteriores a la pulverización. S perdió mas agua y suelo via escorrentía respecto a las secuencias restantes, aun considerando que todas se encontraban postcosecha de cultivos estivales (soja en S y S-CC y maíz en M-T-S). Cletodim no fue detectado ni en el agua ni en los sedimentos de la escorrentía, mientras que 2,4-D se detectó solo en el agua. Para cletodim los resultados podrían estar relacionados con su corta vida media (menor a las restantes moléculas), su alta solubilidad y baja adhesión al suelo (Koc), implicando su rápido accionar y disipación. Para 2,4-D, la no detección en sedimentos podría explicarse por su alta solubilidad y bajo Koc. Las concentraciones de glifosato en la fracción líquida fueron mayores en M-T/S, respecto a S y S-CC, hallándose una correlación negativa entre éstas y el volumen de escorrentía (r= -0,67). Las cantidades de los herbicidas en el agua no se diferenciaron estadísticamente entre secuencias, aunque correlacionaron en forma positiva con el volumen de escorrentía (r >0,8). En los sedimentos, piroxasulfona solo se detectó en S, mientras que para glifosato las mayores concentraciones fueron en S-CC y M-T/S, ocurriendo lo inverso al analizar las cantidades: M-T/S<S-CC<S. La cantidad de sedimentos del evento se correlacionó negativamente con la concentración de glifosato en los mismos (r= -0,77), mientras que ocurrió lo inverso al relacionarlo con las cantidades perdidas (r= 0,84). Los resultados para glifosato reflejan no solo su mayor concentración en el caldo aplicado, sino también su alta solubilidad en paralelo a un alto Koc. Esto explicaría su mayor porcentaje de reparto en sedimentos en comparación a los restantes herbicidas. Piroxasulfona es la única molécula no-iónica utilizada y presenta baja solubilidad, aun así presentó mayor porcentaje de reparto en el agua de la escorrentía, movilizándose en sedimentos sólo en S - la secuencia con mayor pérdida de suelo. Los resultados ponen en evidencia que la magnitud del evento de escorrentía y el proceso erosivo influyeron significativamente en los hallazgos. Además, destacan la alta vulnerabilidad a la erosión hídrica de la zona de estudio con los tratamientos durante el período de barbecho, así como el riesgo potencial de contaminación difusa hacia cuerpos de agua superficiales.

PALABRAS CLAVE: Escorrentía, Herbicidas, Secuencias de cultivo.

PROCESOS DE DEGRADACIÓN Y POTENCIAL CONTAMINACIÓN DEL SUELO DEL DIQUE CAMPO ALEGRE, SALTA.

Tapia, A. E.[1*], Pistán, L. J.[2, 3], Valdez, T. N.[1], Morán, C. G.[1], Cabrera, M. P.[2, 4]

[1]Cátedra de Manejo de Pasturas y Bosques, Facultad de Ciencias Naturales; [2]Cátedra de Edafología Agrícola, Facultad de Ciencias Naturales; [3] Cátedra de Geomorfología, Facultad Regional Orán; [4] Cátedra de Suelos, Facultad de Ciencias Naturales. Avenida Bolivia 5150 – Salta Capital;
* carla.m.2630@gmail.com

RESUMEN: El Dique Campo Alegre, ubicado en el departamento La Caldera (Salta), se encuentra en una cuenca sometida a distintas presiones antrópicas que inciden sobre la calidad del suelo y del ambiente, con potencial impacto sobre el recurso hídrico. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la calidad ambiental del área de influencia del embalse, enfocándose en los procesos de degradación y potencial contaminación del suelo vinculado al uso del territorio. El estudio se desarrolló mediante un enfoque descriptivo, integrando análisis bibliográfico, cartografía temática mediante sistemas de información geográfica y relevamientos de campo orientados a la caracterización de suelos, pendientes, cobertura vegetal y usos del suelo. Se consideraron además variables hidrológicas y climáticas para interpretar los procesos de escurrimiento superficial y transporte de sedimentos en la cuenca de aporte. Los resultados indican que los suelos predominantes presentan un desarrollo incipiente, con perfiles A–C o A–AC–C, texturas medias, bajo contenido de materia orgánica y pendientes variables, lo que los hace altamente susceptibles a procesos de erosión hídrica y degradación ambiental. Se identificaron sectores con pérdida de cobertura vegetal, compactación superficial y aumento del escurrimiento, asociados principalmente a prácticas agrícolas intensivas, riego superficial, expansión urbana, extracción de áridos y uso recreativo no planificado. Estas condiciones favorecen el transporte de sedimentos y contaminantes difusos, tales como agroquímicos y residuos sólidos, hacia los cursos de agua que alimentan el embalse. Se concluye que los procesos de degradación y potencial contaminación del suelo en la cuenca constituyen un factor determinante de la calidad ambiental del Dique Campo Alegre. En este sentido, la conservación del suelo resulta clave para la protección del recurso hídrico, siendo necesario implementar prácticas de manejo y ordenamiento territorial que reduzcan la degradación edáfica y minimicen los riesgos de contaminación ambiental.

PALABRAS CLAVE: calidad ambiental, contaminación del suelo, uso del suelo.

APORTES PARA EL MONITOREO AMBIENTAL DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS

Trucco, A.[1*], Wagner, M.[1, 2], Montemerlo, A.[2], Zaldarriaga Heredia, J.[1, 2], Camiña, J. M.[1, 2], Azcarate, S. M.[1, 2]

[1] Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de la Pampa – CONICET, [2] Facultad Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa; * Rivadavia 236, L6302 Santa Rosa, Prov. de La Pampa, truccoalejandrina@gmail.com

RESUMEN: La contaminación por hidrocarburos constituye una de las principales amenazas para la calidad del suelo en regiones con actividad petrolera, debido a sus efectos persistentes sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del sistema edáfico. Estas alteraciones impactan negativamente en la estructura, permeabilidad y disponibilidad de nutrientes, comprometiendo la productividad primaria, los procesos biogeoquímicos y la funcionalidad ecosistémica. En contextos territoriales sensibles, como aquellos próximos a cursos de agua estratégicos, el riesgo ambiental adquiere una dimensión adicional vinculada a la posible transferencia de contaminantes hacia otros compartimentos del ambiente. El yacimiento Medanito SE, ubicado en 25 de Mayo (La Pampa), presenta infraestructura petrolera con varios años de operación, lo que incrementa la probabilidad de derrames o pérdidas crónicas. Al formar parte integral de la cuenca del río Colorado, refuerza la necesidad de implementar estrategias de monitoreo que permitan una evaluación temprana y eficiente del estado del suelo, como herramienta clave para la prevención y la toma de decisiones en materia de gestión ambiental. En este trabajo se evaluó un enfoque alternativo para la detección y cuantificación de hidrocarburos totales del petróleo (HTP) en suelos superficiales, orientado al desarrollo de herramientas de monitoreo ambiental de aplicación ágil y potencial uso en campo. Se analizaron 69 muestras provenientes de sectores impactados por actividades petroleras y de áreas en proceso de biorremediación. Como referencia, los HTP fueron determinados mediante el método EPA 9071B (extracción Soxhlet). Complementariamente, se aplicaron técnicas basadas en la adquisición de imágenes digitales y en la medición espectral por reflectancia en el infrarrojo cercano de onda corta, permitiendo identificar patrones asociados a la presencia de hidrocarburos en la matriz del suelo. Los datos espectrales e información colorimétrica extraída de las imágenes fueron procesados mediante herramientas quimiométricas. Se implementaron modelos de clasificación mediante análisis discriminante por mínimos cuadrados parciales (PLS-DA) para diferenciar muestras contaminadas de no contaminadas. Sobre el conjunto de muestras identificadas como contaminadas, se desarrollaron modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales (PLS) para la cuantificación de HTP. Los resultados obtenidos mostraron errores de predicción inferiores al 10 %, evidenciando una adecuada capacidad para diferenciar suelos contaminados de no contaminados y una estimación confiable de los niveles de HTP dentro del rango evaluado. La solidez de los modelos desarrollados permite proyectar la integración de esta información en un sistema portátil compuesto por un sensor óptico de reflectancia, un módulo de captura de imágenes digitales y un software con algoritmos previamente calibrados sobre una base de datos validada frente a métodos de referencia. Esta arquitectura sensor–software–base de calibración posibilitaría la obtención de diagnósticos en tiempo real directamente en campo. En conjunto, los hallazgos respaldan la aplicabilidad de herramientas analíticas rápidas y de bajo impacto ambiental como apoyo a programas de vigilancia y control en territorios con actividad hidrocarburífera.

PALABRAS CLAVE: contaminación del suelo, hidrocarburos, monitoreo ambiental.

IMPACTO DEL MOVIMIENTO DE SUELOS PARA CIMENTACIONES, DEGRADACIÓN EDÁFICA Y SUS CONSECUENCIAS ECOLÓGICAS Y ECONÓMICAS

Villanueva, C. A.[1*], Bressa, M. E.[2]
[1]Universidad Nacional del Sur, Departamento de Economía, Bahía Blanca. [2]Universidad Nacional del Comahue, (CRUB), Depto de Biologia.* Quintral 1250, (8400) San Carlos de Bariloche, Rio Negro. carovillanueva82@hotmail.com.

RESUMEN: El suelo constituye un sistema natural complejo, resultado de la interacción entre factores físicos, biológicos y temporales, y cumple funciones esenciales como soporte de ecosistemas, regulación hídrica y base para todas las actividades humanas. En los procesos de urbanización, el movimiento de suelos asociado a la cimentación de edificaciones representa una de las principales fuentes de degradación edáfica, generando impactos técnicos, ecológicos y económicos significativos. Este trabajo analiza dichos impactos desde una perspectiva interdisciplinaria, integrando aportes de la edafología, los estudios de impacto ambiental, además de cuestiones sociales y económicas. La remoción de horizontes superficiales, la compactación inducida por maquinaria pesada y la modificación del régimen hídrico alteran las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, reduciendo su porosidad, permeabilidad y capacidad de soporte. Estas transformaciones afectan procesos ecosistémicos clave como la infiltración de agua, el ciclado de nutrientes y el mantenimiento de la biodiversidad del suelo, modificando el ambiente. Desde el punto de vista geotécnico, dichas alteraciones incrementan la probabilidad de patologías constructivas, tales como asentamientos diferenciales, subsidencias, inestabilidad de laderas y fallas estructurales, especialmente cuando no se realizan estudios geotécnicos adecuados, tal como lo establecen las directrices del reglamento CIRSOC 401. Los estudios de impacto ambiental (EIA) constituyen una herramienta fundamental para identificar, evaluar y mitigar los efectos negativos del movimiento de suelos durante la etapa de construcción. Estos estudios permiten anticipar riesgos asociados a la erosión, pérdida de cobertura vegetal, fragmentación de hábitats y alteración de servicios ecosistémicos, así como proponer medidas de manejo y conservación del suelo. La evaluación ambiental es crucial para un área urbana que se encuentra bordeada por un parque nacional, donde se debe considerar tanto la fase de obra, caracterizada por excavaciones profundas, rellenos y generación de residuos, como la fase de operación, en la que la impermeabilización del terreno y la sobrecarga estructural continúan afectando el funcionamiento natural del suelo como también medidas correctoras, de mitigación o compensatorias de algún tipo en el caso que sea necesario. En contextos de expansión urbana y financiarización inmobiliaria, el suelo suele ser concebido principalmente como un recurso económico, priorizando la rentabilidad de corto plazo por sobre su función ecológica y social. Esta lógica favorece prácticas constructivas intensivas que externalizan los costos ambientales, trasladándolos a las comunidades locales y a las generaciones futuras. Desde una perspectiva económica, los impactos del movimiento de suelos no se limitan a los costos directos de excavación y cimentación, sino que incluyen gastos asociados a la reparación de daños estructurales, obras de recalce, medidas de mitigación ambiental y pérdida de servicios ecosistémicos. Se propone que una gestión integral del suelo, basada en estudios geotécnicos rigurosos, evaluaciones de impacto ambiental y una planificación territorial que reconozca al suelo como patrimonio natural, resulta esencial para reducir los impactos negativos del movimiento de suelos. La incorporación de criterios de sostenibilidad en el diseño y ejecución de las obras permite minimizar patologías constructivas, proteger los ecosistemas y optimizar los costos económicos a largo plazo, contribuyendo a un desarrollo urbano más equilibrado y resiliente.

PALABRAS CLAVE: suelo, cimentaciones, impacto ambiental.

RESÚMENES

ÁREA TEMÁTICA 7: Enseñanza de la Ciencia del Suelo

UN LABORATORIO SOBRE LA TIERRA

Aparicio, F.[1], Vojkovic, M.[1], Villamor, O.[1], Panizza, S.[1], Badini, V.[1], Ocampo, R. A.[1], Bellora, G.[2, 3], Villarreal, R.[2, 3], Lozano, L. A.[2, 3], Palazzolo, M.[2, 3], Salazar, M. P.[2*], Polich, N.[2, 3], Soracco, C. G.[2, 3]

[1] Universidad Nacional de La Plata; [2] Laboratorio de Física de Suelos (LAFIS), Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata; [3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET. [*] salazar.paz@gmail.com

RESUMEN: El suelo es un componente esencial de todos los ambientes terrestres y, aunque cumple múltiples funciones y es el sostén diario bajo nuestros pies, se encuentra poco visibilizado. Esto es especialmente cierto en ambientes urbanos, donde niños y adultos no suelen tener un contacto demasiado cercano con el suelo. Además, al hablar de cuestiones ambientales suele ser una temática bastante relegada, y los y las educadores ambientales contamos con poco material a la hora de abordar el suelo desde una perspectiva ambiental amplia. La promoción de la cultura científica, y en particular de temáticas de ciencias ambientales, es una forma de brindar herramientas para en el futuro tomar, como comunidad, decisiones hacia formas de producción y de planeamiento territorial más sustentables, que nos permitan vivir en ambientes más sanos y justos. Las producciones destinadas a niñas y niños en edad escolar permiten introducir estas temáticas en una edad en que todo son interrogantes y ganas de descubrir, a la vez que lo afectivo y lo sensible son un factor principal en la construcción de sentido y apropiación de saberes. Resulta entonces importante divulgar cuestiones vinculadas al suelo, sus funciones y su valor socio-cultural, así como problematizar sobre distintos factores que los amenazan. Bajo el título “Un laboratorio sobre La Tierra”, este proyecto (seleccionado en la Convocatoria de Ideas-Proyecto de la Cultura Científica "Construir soberanía: la ciencia como derecho" año 2024, de la Dirección de Promoción de la Cultura Científica, Secretaría de Ciencia y Técnica de la UNLP) consistió en la elaboración de una serie de cortometrajes con técnica mixta de filmación y animación, sobre el suelo y sus funciones desde una perspectiva de la educación ambiental. Se abordaron las siguientes temáticas: i) el suelo como regulador del régimen hídrico y purificador del agua, ii) biodiversidad: los organismos del suelo y sus funciones, iii) fertilidad del suelo y degradación, iii) aspectos socio-culturales: acceso a la tierra, arraigo cultural, el territorio como espacio donde construimos nuestra vivienda y cultivamos nuestros alimentos, iv) cambios de uso del suelo: efecto del avance desmedido de las ciudades. Los objetivos de esta serie son: i) divulgar cuestiones vinculadas al suelo, sus funciones ecosistémicas y su valor socio-cultural, y problematizar sobre distintos factores que los amenazan, ii) sensibilizar sobre la complejidad y belleza de los procesos que ocurren en la naturaleza y el ambiente, como una forma de contribuir al crecimiento de individuos más empáticos y comprometidos con el cuidado del ambiente y la justicia socio-ambiental, iii) valorar y poner en evidencia distintos saberes (ancestrales, cotidianos, comunitarios, académicos, científicos) y formas de construir saberes (desde la práctica, la intuición, lo afectivo), indagando y poniendo en valor los saberes de los niños, iv) mostrar algunos aspectos del trabajo cotidiano de los científicos (trabajo en equipo, diversidad de género, interacción con la comunidad), desmitificando así los estereotipos que existen sobre la figura del científico (una persona, generalmente varón, que trabaja sola, aislada en un laboratorio) y volviéndolos así más cercanos en el imaginario de niñas y niños.

PALABRAS CLAVE: Educación ambiental, Recursos didácticos, Audiovisual.

LA ENSEÑANZA EDAFOLÓGICA EN CLAVE DE ACCESIBILIDAD. EXPERIENCIAS DIDÁCTICAS PARA ESTUDIANTES SORDOS.

Bonafina, C.[1, 2*], Deluca Alfano, D.[2, 3.], Abalsamo, S.[1, 4], Luna Laguna K.[1], Vreis C., Olivares Antonello, C.

[1] Cátedra de Edafología. Departamento de Recursos Naturales y Ambiente. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires; [2] Área de Educación Agropecuaria y Ambiental. Secretaría Académica. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires; [3] Subsecretaría de Vinculación con Escuelas Medias y el CBC. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires; [4] Centro Educativo Nivel Secundario N° 66 Veteranos de Guerra de Malvinas. Distrito Escolar 16. Ministerio de educación Ciudad Autónoma Buenos Aires; * bonafina@agro.uba.ar.

RESUMEN: En el marco del proyecto de extensión Monolitos Edafológicos: una Herramienta Pedagógica para la Enseñanza de la Ciencia del Suelo, de la Facultad de Agronomía de Universidad de Buenos Aires, iniciado en 2018, se visitó en 2025, con docentes y alumnos del proyecto, la escuela CENS Nº 66 - Veteranos de Guerra de Malvinas- ubicada en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Este establecimiento educativo secundario de modalidad adultos posee estudiantes en su mayoría sordos, aunque el centro en cuestión no se encuentra bajo la órbita de la educación especial. La visita tuvo por objetivo acercar la enseñanza de la Ciencia del Suelo a contextos que requieren adecuar recursos y estrategias didácticas. Para ello se diseñó una propuesta que incluyó diversos momentos y materiales. Se trabajaron con 3 grupos de alumnos que rotaron en 3 postas simultáneas para los temas: Color, Textura y Movimiento de agua. Cada posta contó con una intérprete de lengua de señas (ILSA/E). Sobre el tema Color, se presentaron muestras de suelo de situaciones contrastantes, las cuales luego debieron ubicarse en un mapa. Finalmente, los alumnos compararon el color de la muestra sobre una tarjeta Munsell adaptada para trabajar sobre láminas y elegir correspondencia, lo que permitió reconocer su codificación. Para la posta textura se adaptó el método de textura al tacto en una infografía que evidenció los pasos a realizar, en simultáneo se explicó a qué se atribuye la sensación al tacto de cada una. Por último, para el movimiento de agua se diseñaron dos experiencias: una mostraba la percolación de texturas contrastantes y otra el efecto de cobertura del suelo sobre la erosión. En definitiva, los estudiantes pudieron acceder a experiencias concretas sobre parámetros de suelos. Sus consultas y comentarios enriquecieron la propuesta gracias al diálogo mediado por las intérpretes, quienes al ser consultadas luego del encuentro comentaron lo valioso del aporte. Asimismo, los alumnos de la facultad que participaron de la experiencia advirtieron un genuino interés por parte de los estudiantes. De esta manera se hizo posible compartir un espacio para la enseñanza de la Ciencia del Suelo con recursos adaptados en perspectiva de accesibilidad.

PALABRAS CLAVE: enseñanza edafológica, accesibilidad, recursos didácticos adaptados.

TALLERES DIDÁCTICOS PARA LA ENSEÑANZA DEL SUELO EN EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA ESTUDIANTES DE NIVEL MEDIO.

Cabrera, M. P.[1, 2*], Pistán, L. J.[1, 3], Sastre, J. E.[1, 2]

[1] Cátedra de Edafología Agrícola, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta; [2] Cátedra de Suelos, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta; [3] Cátedra de Geomorfología, Facultad Regional Orán, Universidad Nacional de Salta;
[*] edafoagricolaunsa@gmail.com

RESUMEN: Mediante la Educación Ambiental se busca propiciar espacios para que las generaciones futuras hagan un análisis crítico de las condiciones ambientales, actuales y futuras. En este marco, haciendo énfasis en la importancia del suelo, se desarrolló el proyecto de extensión universitaria con participación estudiantil, "Aprendiendo a cuidar el suelo de mi comunidad", cuyo objetivo fue realizar talleres, para que, mediante el aprendizaje del suelo, se promueva la conciencia ambiental sobre este recurso y el ambiente en general. Esto se alinea con el Objetivo de Desarrollo Sostenible 4 (ODS) de Naciones Unidas, Educación de Calidad. Los talleres se realizaron durante los años 2024 y 2025 en el Laboratorio de Análisis de Suelo de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Salta, donde asistieron docentes y alumnos de comunidades educativas de nivel medio de la ciudad de Salta y localidades aledañas, particularmente, escuelas técnicas con orientación agropecuaria. Los ejes pedagógicos que favorecieron la comprensión integral de este recurso fueron las propiedades del suelo, sus funciones y el impacto ambiental de su degradación. Se utilizó como estrategia didáctica, experimentos que permitieron visualizar propiedades y procesos en muestras de suelos de sus respectivas localidades. Entre los materiales utilizados se destaca el uso de indicadores colorimétricos como el BTA (azul de bromo timol) y fenolftaleína para la determinación de pH. Para la identificación de algunas sales, a través de precipitados, se utilizó cloruro de bario para sulfatos y nitrato de plata para cloruros. Mediante la observación de reacciones de burbujeo, a través del uso de agua oxigenada y ácido clorhídrico, se determinó la presencia de materia orgánica y carbonatos respectivamente. La solución de violeta de genciana permitió visualizar el proceso de intercambio catiónico en función de diferentes texturas. Se enfatiza el impacto visual y la curiosidad investigativa que genera en los estudiantes. La observación de las numerosas reacciones que ocurren en los suelos da cuenta de su complejidad. Esta metodología promovió un aprendizaje significativo al conectar los conceptos teóricos con la experiencia, fortaleciendo las capacidades de observación, interpretación e investigación. Se destaca el valor de este tipo de experiencias sencillas y llamativas como estrategia didáctica útil para promover la cultura por el cuidado de nuestros recursos naturales.

PALABRAS CLAVE: propiedades del suelo, educación, extensión universitaria.

PROCESO DE ADAPTACIÓN DE RECURSOS DIDÁCTICOS PARA LA ENSEÑANZA EDAFOLÓGICA EN ESTUDIANTES SORDOS

Deluca Alfano, D.[1, 2*], Bonafina, C.[1, 3*], Abalsamo, S.[3, 4], Luna Laguna, K.[3]

[1] Área de Educación Agropecuaria y Ambiental. Secretaría Académica. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires; [2] Subsecretaría de Vinculación con Escuelas Medias y el CBC. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires; [3] Cátedra de Edafología. Departamento de Recursos Naturales y Ambiente. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires; [4] Centro Educativo Nivel Secundario N° 66 Veteranos de Guerra de Malvinas. Distrito Escolar 16. Ministerio de educación Ciudad Autónoma Buenos Aires; * ddeluca@agro.uba.ar, bonafina@agro.uba.ar

RESUMEN: En el marco del proyecto de extensión Monolitos Edafológicos: una Herramienta Pedagógica para la Enseñanza de la Ciencia del Suelo, de la Facultad de Agronomía de Universidad de Buenos Aires, se realizó un proceso de adaptación de recursos didácticos para estudiantes sordos. Las adaptaciones implicaron la accesibilidad en el uso de colores y tipografías para asegurar que el contenido fuera comprensible para todas las personas. Para ello se utilizó alto contraste, se evitó que el color fuera la única forma de comunicar información al incorporar iconos y textos breves. Asimismo se incorporaron conceptos fáciles de leer con textos a tamaños adecuados, fuentes tipográficas sin serifa (sans-serif) y se evitó el uso de fuentes cursivas o manuscritas para beneficiar y mejorar la experiencia general. De este modo, el proceso realizado respondió al concepto de *diseño universal,* que implica desplegar estrategias de diseño de entornos, procesos, programas, servicios, bienes, objetos, productos, instrumentos, herramientas y dispositivos, para que puedan ser utilizados por todas las personas. La adaptación resultó necesaria dado que en el establecimiento educativo cursan sus estudios secundarios personas con y sin discapacidad, y posee una población mayoritaria de adultos sordos e hipoacúsicos. Por ello, previo a la visita, se llevó a cabo un proceso específico de adaptación de los recursos didácticos y el material elaborado con fuerte apoyo visual. Este proceso implicó un trabajo interdisciplinario entre profesionales especializados en edafología, docentes del establecimiento educativo y una profesional en diseño. Se realizaron reuniones previas a la actividad para conocer el modo de enseñanza de la escuela y desde allí diseñar las propuestas didácticas. De este modo, el objetivo principal fue la generación de materiales y los cambios necesarios en los modos de enseñanza. Es decir, la relectura de los materiales que comúnmente se aplican en las clases de grado y la adecuación de los procesos en cuanto a tiempo y duración de cada experiencia. Otro cambio clave en la metodología acorde al encuentro fue la ejecución de una exposición dialogada con pausas para dar tiempo a las intérpretes de lengua de señas (ILSA/E). Por último, la actividad tuvo una dinámica de cierre grupal, con una puesta en común para favorecer la comprensión y el espacio de retroalimentación por parte de los alumnos.

PALABRAS CLAVE: enseñanza edafológica, recursos didácticos, diseño universal.

JERARQUÍA CURRICULAR DEL SUELO EN LA EDUCACIÓN SECUNDARIA BÁSICA BONAERENSE

Fritz, F. G.[1*]

[1] Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires; * Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, ffritz@agro.uba.ar

RESUMEN: El suelo constituye un recurso estratégico para la producción, la regulación ambiental y la provisión de servicios ecosistémicos; sin embargo, su abordaje en los sistemas educativos formales ha sido históricamente fragmentado. Este trabajo analiza la presencia curricular y la jerarquía del concepto "suelo" en el Diseño Curricular de la Educación Secundaria de la Provincia de Buenos Aires, comparando el Ciclo Básico (Expediente N° 5802-2.508.332/07) de la modalidad Bachiller y Ciclo Básico Agrario de la modalidad Educación Técnico Profesional (Resolución N° 5654/24). La metodología consistió en un análisis documental cualitativo de los diseños curriculares oficiales de 1°, 2° y 3° año, cuantificando la frecuencia del término "suelo" y examinando su tratamiento en los espacios curriculares, su nivel de profundidad conceptual y su jerarquía relativa frente a otros recursos naturales (agua, aire, biodiversidad, energía, minerales). En la orientación Bachiller, la presencia del suelo es escasa y multidimensional. En 1° año, el término aparece una sola vez, circunscrito al espacio de Educación Física y vinculado a actividades motrices en el ambiente natural, sin tratamiento conceptual ni disciplinar. En 2° año, el suelo aparece nueve veces, principalmente en Ciencias Naturales y Geografía, asociado a los biomas, la Revolución Verde, el uso de fertilizantes y los procesos de deterioro ambiental. En este nivel, el abordaje alcanza una profundidad explicativa y sistémica, al vincular el suelo con clima, vegetación, relieve y sistemas productivos. En 3° año, el término aparece cuatro veces, en Geografía y Ciencias Naturales, en relación con las condiciones físico-naturales para la producción y las consecuencias socioambientales del monocultivo de soja, con un nivel descriptivo-explicativo y sin desarrollo sistemático del suelo como recurso ecosistémico. Esto demuestra que en la orientación Bachiller el suelo ocupa un lugar secundario frente a otros recursos naturales, particularmente el agua y la biodiversidad, que presentan mayor frecuencia y profundidad conceptual. Desde el punto de vista metodológico el suelo se aborda de manera fragmentaria y generalmente subordinada a problemáticas productivas o ambientales más amplias, sin constituirse como eje estructurante del currículo. En la modalidad "Agrotécnica", el término "suelo" aparece nueve veces en el Ciclo Básico Agrario y se aborda explícitamente en Ciencias Naturales, Producción Agropecuaria, Geografía, Ambiente y Agrosistemas. El suelo se presenta como contenido transversal, con niveles de profundidad descriptivo (propiedades físicas y químicas), explicativo (manejo, fertilización, conservación) y sistémico (integración en agrosistemas, agroecología y economía circular). En esta modalidad, el suelo adquiere mayor jerarquía curricular, compartiendo centralidad con el agua y la biodiversidad, aunque el recurso hídrico mantiene una presencia más extendida. Los resultados evidencian una marcada asimetría en la jerarquización del suelo entre orientaciones, con un tratamiento limitado y no sistemático en el Bachillerato y un abordaje más profundo e integrado en la formación "Agrotécnica". Este hallazgo plantea la necesidad de fortalecer la alfabetización edáfica en la educación secundaria general, incorporando el suelo como componente clave de la educación ambiental, territorial y productiva, y promoviendo un abordaje que reconozca sus funciones ecosistémicas y su rol en la sustentabilidad de los sistemas productivos.

PALABRAS CLAVE: Diseño curricular, Educación secundaria, Alfabetización edáfica.

GUÍA PARA EJECUCIÓN DE SISTEMATIZACIÓN CON TERRAZAS DE EVACUACIÓN

Kinderknecht, A.[1*], Saluzzio, M.[1], Ormaechea, M.[1], Sivilla, N.[1]

[1] Facultad de Ciencias Agropecuarias UNER. * Ruta Provincial 11, km 10.5, (3101) Oro Verde, Prov. De Entre Ríos, adrian.kinderknecht@uner.edu.ar

RESUMEN: La erosión hídrica es el principal problema de degradación de suelos en Entre Ríos afectando el 82 % de la superficie sin incluir ríos e islas. La baja capacidad de infiltración de los suelos sometidos a uso agrícola genera abundante lámina escurrida que, concentrada en la pendiente, provoca erosión en surcos y cárcavas. La sistematización con terrazas de evacuación controla estos tipos de erosión ya que disminuye la longitud de la pendiente interponiendo canales (terrazas) que evacúan el excedente hídrico a velocidades no erosivas. La capacitación de técnicos para desarrollar trabajos de sistematización, en un principio fue desarrollada por el INTA Paraná. En 1986 se publicó el Manual de Sistematización de Tierras para control de Erosión Hídrica y Aguas Superficiales Excedentes, corregido y actualizado en 1989, que fue bibliografía básica utilizada por los técnicos. A partir de 1988 se comienza a cursar la cátedra Conservación de Suelos en la FCA (UNER), cuyo objetivo es capacitar alumnos en práctica de sistematización con terrazas y canales colectores. Desde entonces se viene trabajando entre las dos instituciones en investigación y capacitación, lo que ha sido clave para lograr 600.000 hectáreas sistematizadas en la provincia. Luego de la publicación del citado manual, hubo importantes avances tecnológicos tales como relevamientos con GPS, drones, LIDAR; actualización en factores de la RUSLE; metodologías de diseño en programas SIG; actualización en las curvas I-D-R; métodos de cálculo de caudales y dimensionamiento de terrazas y canales; métodos de construcción y nuevas maquinarias. Estos avances no han quedado registrados en una única bibliografía, por este motivo hemos generado esta Guía. Nuestro objetivo es brindar a estudiantes avanzados y profesionales una guía práctica, ágil, actualizada e interactiva, para poder desarrollar todas las tareas inherentes a la sistematización. La guía describe la problemática de la erosión en Entre Ríos, explicando sus causales, desde el paisaje ondulado, las características intrínsecas de los suelos, las prácticas y manejos que favorecen a la erosión laminar, en surcos y cárcavas. Las etapas descritas son: 1- Relevamiento de información del lote: se detallan páginas y softwares para recabar información del lote a sistematizar. 2- Relevamiento planialtimétrico: se detallan los distintos tipos de relevamientos. 3- Cálculo de pérdida de suelo: a través de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos y cada uno de sus factores actualizados. 4- Diseño del proyecto: consideraciones para armar un proyecto de sistematización, uso del software QGIS y Autocad. 5- Cálculos hidrológicos e hidráulicos: se detallan los pasos para determinar lluvias de diseño, escurrimientos y caudales pico que deberá evacuar cada terraza y canal colector en sus distintos tramos. Cálculo de dimensionamiento de canales y terrazas. 6- Replanteo a campo: se explican las metodologías, uso de instrumental y técnicas para marcar terrazas y canales colectores, como así también la dirección de construcción. 7- Control y mantenimiento: se describen los puntos principales a tener en cuenta para el correcto funcionamiento del sistema. 8- Costos de Sistematización: se detalla cómo realizar los cálculos estimativos de la construcción y mantenimiento. https://fca.uner.edu.ar/servicios-a-terceros/guia-sistematizacion-con-terrazas-de-evacuacion/

PALABRAS CLAVE: erosión, conservación, terrazas.

CRAYONES DE SUELO COMO HERRAMIENTA EXTENSIONISTA PARA LA EDUCACIÓN ESCOLAR

Martins, V. M.[1*], Reinig, M. R.[1], Pessoa, D. F.[1]

[1] Universidad Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Campus Marechal Cândido Rondon, Brasil;
* vanda.martins@unioeste.br.

RESUMEN: En el marco del proyecto de extensión universitaria O Solo na Escola (UNIOESTE, Marechal Cândido Rondon, Paraná, Brasil), se desarrolló un "giz de cera de suelo" (crayón/pastel sólido) para ampliar las posibilidades de trabajo con suelos en la educación básica en espacios escolares y en los laboratorios didácticos del campus. En muchas actividades artísticas con niños, la pintura con suelo (geotinta) favorece la exploración y el diálogo sobre el ambiente, pero también puede demandar más tiempo de preparación, limpieza y recursos. El formato de crayón busca mantener el potencial pedagógico del uso de suelos, con una manipulación más directa, portátil y de rápida aplicación. El procedimiento base consiste en recolectar suelo, secarlo al aire, macerarlo y tamizarlo para obtener la fracción fina (limo + arcilla). En el primer ensayo se utilizó un Latossolo Vermelho (SiBCS) derivado de basalto del municipio de Marechal Cândido Rondon, clase equivalente a Ferralsol (WRB) y Oxisol (Soil Taxonomy). La parafina (aprox. 100 mL) se fundió mediante calentamiento indirecto en baño de agua y se incorporó la fracción fina del suelo (aprox. 30 g), con agitación constante. La mezcla se vertió en moldes impresos en 3D, se selló con cinta y se enfrió con el molde sumergido en agua fría para acelerar el fraguado y reducir la decantación del material sólido. El resultado fue un crayón con aspecto y desempeño general similar a los crayones comerciales, con variación de color según el suelo utilizado. Posteriormente, se elaboraron otros colores con muestras de distintos lugares, ajustando la relación parafina:suelo según las características de cada muestra. Los crayones vienen siendo utilizados en acciones de divulgación científica, talleres en escuelas y atendimientos educativos en el espacio del proyecto en el campus, como recurso para promover el reconocimiento del suelo como componente del paisaje y patrimonio local, estimular la curiosidad científica y fortalecer prácticas de aprendizaje activo. La propuesta dialoga con experiencias educativas previas que emplean suelo y cera/parafina para fabricar "soil crayons" en contextos de enseñanza. Como próximos pasos, se prevén ensayos más sistemáticos para evaluar cobertura, dureza, resistencia, uniformidad y aceptación por parte de estudiantes y docentes, así como la posible incorporación futura de ceras naturales, aún no probadas.

PALABRAS CLAVE: Extensión universitaria, Educación en Suelos, Materiales Didácticos.

1680

TALLER DE SUELOS PARA SISTEMAS INTENSIVOS DEL CHACO

Pérez, G. L.[1*], Carnicer, S.[1], Rusas, V. A.[2], Sotelo, C. E.[1]

[1] Instituto Agrotécnico - Universidad Nacional del nordeste; * Av. Las Heras 727, Resistencia – Chaco. CP 3500. glp@comunidad.unne.edu.ar; [2] Estación experimental Agropecuaria INTA Colonia Benítez-Chaco. CP 3505.

RESUMEN: La horticultura en la provincia del Chaco no logra cubrir la demanda local de hortalizas, por lo que aproximadamente el 70 % del abastecimiento debe ser complementado con producción proveniente de provincias vecinas. Esta situación responde, entre otros factores, a la escasa tecnificación de los sistemas productivos, la limitada implementación de políticas públicas que incentiven la producción local y, en numerosos casos, a la falta de asistencia técnica sostenida que permita aprovechar mejor los recursos disponibles. En este contexto, la Universidad Nacional del Nordeste (UNNE) desarrolla anualmente proyectos de investigación y extensión orientados a problemáticas relevantes para la región del Nordeste Argentino (NEA). Desde el Instituto Agrotécnico de la UNNE se abordó específicamente la temática del suelo en sistemas productivos hortícolas, reconocido como un recurso frecuentemente limitante debido al uso intensivo que caracteriza a esta actividad. La extensión agropecuaria constituye una modalidad de educación no formal basada en experiencias prácticas in situ, que promueve la aplicación de conocimientos científicos simplificados y contextualizados a la realidad productiva, favoreciendo el aprendizaje a partir de la propia experiencia. En este marco, se desarrollaron talleres participativos sobre conservación del suelo con el objetivo de brindar herramientas concretas para la preservación del recurso en predios donde la agricultura intensiva ha generado distintos grados de degradación. Estas actividades se plantearon, además, como espacios de formación práctica para estudiantes universitarios, quienes participaron en la planificación, organización y ejecución de los talleres, así como en la interacción directa con productores y otros actores del territorio. El objetivo principal fue generar instancias de vinculación, capacitación y aprendizaje colectivo, promoviendo la reflexión crítica sobre prácticas de manejo sustentables y la toma de conciencia respecto a las acciones necesarias para conservar el suelo. Los talleres contaron con la participación de productores, estudiantes de escuelas rurales, estudiantes universitarios y público interesado, y se desarrollaron en las localidades de Fontana, Resistencia, Puerto Tirol, General Castelli y General Pinedo. Las actividades se organizaron en dos instancias: una etapa teórica, orientada a los principios básicos de la conservación del suelo, y una fase práctica con experiencias demostrativas en campo, que incluyeron análisis cualitativos comparativos entre suelos saludables y degradados, seguidos de una puesta en común y debate sobre lo observado. La participación estudiantil en estas instancias favoreció el aprendizaje significativo, el desarrollo de competencias profesionales y el fortalecimiento del compromiso social universitario. A partir de estas experiencias, los participantes lograron identificar problemáticas presentes en sus suelos asociadas a manejos inadecuados, así como reconocer alternativas técnicas para revertir los procesos de degradación y avanzar hacia sistemas productivos más sustentables y ambientalmente responsables. Los talleres realizados en las chacras de los productores demostraron ser un ámbito apropiado para la discusión y difusión de prácticas de conservación del suelo, ya que el aprendizaje en el propio entorno productivo resulta significativo tanto para los productores como para los estudiantes.

PALABRAS CLAVE: Enseñanza, Extensión, Horticultura.

IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA SACAU EN PEDOLOGÍA: TRANSFORMACIÓN CURRICULAR Y CRÉDITOS EN LA CARRERA GEOLOGÍA

Puchulu, M. E.[1*], Bossolasco, M. L.[1]

[1]Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. Universidad Nacional de Tucumán. Miguel Lillo 2025, San Miguel de Tucumán, (4000), Provincia de Tucumán. *marile@csnat.unt.edu.ar

RESUMEN: La formalización del Sistema Argentino de Créditos Académicos Universitarios (SACAU), establecida por la Resolución 2025-556-APN-SE#MCH, representa un cambio significativo en la educación superior argentina al introducir el Sistema de Crédito de Referencia del Estudiante (CRE) como unidad que mide el tiempo total de trabajo académico requerido para alcanzar los objetivos formativos. Este enfoque supera los modelos tradicionales centrados únicamente en las horas de clase presenciales, ya que incorpora tanto las horas de interacción pedagógica con acompañamiento docente (como clases teóricas, prácticas de campo y de laboratorio) como las horas de trabajo autónomo del estudiante, que incluyen la preparación de trabajos escritos, evaluaciones, exámenes, proyectos y otras actividades académicas. El objetivo principal de esta transformación es adecuar la duración de las carreras universitarias a las dinámicas actuales de producción y circulación del conocimiento, promoviendo una mayor flexibilidad curricular y favoreciendo la movilidad estudiantil a nivel nacional e internacional. En el caso de la carrera de Geología, el SACAU busca aportar mayor transparencia y previsibilidad a las trayectorias académicas, asegurando que el esfuerzo real que demandan asignaturas de alta complejidad, como Pedología, sea reconocido formalmente y resulte comparable entre distintas universidades. Para la implementación del SACAU en la Universidad Nacional de Tucumán se estableció que un CRE equivale a 25 horas totales de trabajo académico. El proceso de conversión de la carga horaria se desarrolló en dos etapas: en primer lugar, se realizaron consultas a estudiantes mediante encuestas y se generaron instancias de reflexión crítica con los docentes para analizar las exigencias académicas de cada asignatura. Esto permitió definir factores de conversión entre horas nominales y horas reales, transformando las horas previstas en el plan de estudios en horas efectivas de trabajo. En segundo lugar, se efectuó la conversión a créditos dividiendo la carga horaria real por el valor institucional del CRE. En el caso específico de la asignatura Pedología, debido a la elevada demanda de prácticas de campo y laboratorio y al importante componente de trabajo autónomo, se aplicó un factor de 1,5, correspondiente a una complejidad considerada baja, pero con alta exigencia práctica. Como resultado, la carga horaria se ajustó de 120 horas nominales a 180 horas reales, equivalentes a 7,2 CRE. Este valor reconoce explícitamente actividades que antes no se contabilizaban formalmente, como el muestreo y descripción de suelos, las determinaciones analíticas, el procesamiento de datos y la elaboración de informes técnicos. En síntesis, la implementación del SACAU implica repensar la enseñanza de la Pedología desde un modelo que valora el esfuerzo integral del estudiante y asigna crédito al estudio independiente, con el fin de lograr un diseño curricular más coherente con los resultados de aprendizaje esperados, sin perder de vista que, conforme a la Resolución CE N° 1966/25, las carreras reguladas y de riesgo deben mantener los estándares de calidad exigidos por la normativa vigente. Finalmente, el sistema facilita el reconocimiento de créditos en instancias de intercambio académico, fortaleciendo la formación profesional y la integración de la Geología argentina, y en particular de la Pedología, en el ámbito internacional.

PALABRAS CLAVE: créditos, pedología, transformación curricular.

"VESTIGIOS AUTÓCTONOS": TECNOLOGÍA SOCIO-ARTÍSTICA PARA UNA PEDAGOGÍA AMBIENTAL SOBRE EL PATRIMONIO NATURAL DEL CTALAMOCHITA

Rodriguez, M. J.[1, 2], Muzart, E.[2, 3*], Mufari, A.[2, 3], Curatitoli, M. C.[2], Galván, M. S.[2], Smolinsky, A. P.[2], Roqué Buguñá, P.[2], Siragusa, C.[2, 3]

[1] Instituto A. P. de Cs. Básicas y Aplicadas, UNVM, Av. Arturo Jauretche 1555, Villa María, Córdoba, Argentina; [2] Centro de Investigaciones y Transferencia Villa María, IAPCH, CONICET-UNVM; [3] Instituto A. P. de Cs. Humanas, UNVM. * eric.muzart@unvm.edu.ar

RESUMEN: La preocupación sobre el estado de la naturaleza fue el motivo principal del acuerdo internacional de 1972 en la Convención del Patrimonio Mundial, Natural y Cultural para identificarlos y protegerlos mediante distintos instrumentos. Argentina, escenario con multiplicidad de percepciones y tensiones; donde Territorio es refugio del proceso social, económico, político, ambiental y cultural, se materializa en espacio y tiempo donde la Territorialidad es la que le otorga sentido al proceso: acción que crea y delimita al territorio. El abordaje bio-artístico es fundamental por su dimensión estético-conceptual. Es el vehículo que pone en escena problemáticas actuales vinculadas a lo ético, lo estético, lo social o lo cultural y teniendo como base la Ley Nacional Argentina 27.621 de Educación Ambiental Integral, se plantean dichas intervenciones tecno-artísticas y pedagógicas para impulsar la construcción del conocimiento y conciencia socioambiental local en la cuenca del Ctalamochita. El área se localiza en Villa María (Córdoba), donde la dinámica hidrogeológica se asocia a abanicos aluviales coalescentes con predominancia de Molisoles, Alfisoles y Entisoles de uso mixto y escasos fragmentos del Espinal. Metodológicamente se desarrolló el montaje de la muestra interactiva e inmersiva Vestigios autóctonos: patrimonio natural a orillas del Ctalamochita mediante diversos procesos y producciones surgidas del Laboratorio interdisciplinario de relevamiento, experimentación y co-creación en bio(eco)arte. Su apertura al público constituye la ejecución del prototipo de una Tecnología Socio-Artística para sensibilizar sobre el patrimonio natural autóctono de la ciudad mediante una interfaz de dos territorialidades, la virtual y la física, facilitando una interactividad no solo con los recursos narrativos que componen la muestra, sino también visibilizando y revalorizando entornos naturales locales, sus particularidades y valoraciones. Además, plantea una dinámica participativa e inmersiva que pretende emular una prolongación del campo perceptivo de los espectadores en relación a ambientes que recorren y ocupan en la cotidianidad, pero desde una diégesis artificial. Se destaca la relocalización, transgresión del territorio y el desplazamiento de la lógica ocular-centrista de la expectación en pantallas clásicas hacia experiencias inmersivas de los cuerpos que proponen las prácticas de realidad aumentada. De lógica flexible en su montaje, permitiendo recorridos múltiples en el territorio urbano a partir de fragmentaciones posibles de su estructura en favor de acciones pedagógicas y de visibilización expandida (micro-muestras en espacios naturales) sobre el patrimonio natural, focalizado en el entramado socioambiental donde se enlazan prácticas comunitarias de recreación, el ecosistema nativo y subjetividades afectivas del territorio. Desde un abordaje geocultural las prácticas artísticas habilitan la intersección de lo geográfico con lo cultural y posibilita el trabajo interdisciplinario con el desarrollo de dispositivos de vinculación comunitaria y pedagogías socioambientales para la valoración del patrimonio natural de la cuenca del Ctalamochita en/desde la ciudad de Villa María.

PALABRAS CLAVE: Territorio, Pedagogías socioambientales, Bio-Arte.

INFILTRACCIÓN – UN JUEGO DE MESA PARA LA ENSEÑANZA DE LAS FUNCIONES ECOSISTÉMICAS DEL SUELO

Salazar, M. P.[1], Bellora, G.[1], Villarreal, R.[1, 2], Lozano, L. A.[1, 2], Palazzolo, M.[1, 2], Polich, N.[1, 2*], Soracco, C. G.[1, 2]

[1] Laboratorio de Física de Suelos (LAFIS), Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata; [2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET. *polichnicolas@gmail.com

RESUMEN: "InfiltrAcción – Un juego de ciencia y acción" es un juego de mesa cooperativo que gira en torno al suelo y su rol de capturar, purificar y transportar agua hasta la napa, fundamental en la conservación del agua dulce, la prevención de inundaciones y el sustento de la vida en La Tierra. Este juego fue elaborado en el Laboratorio de Física de Suelos de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de La Plata, donde un grupo de docentes, investigadores y becarios doctorales nos dedicamos a investigar el movimiento del agua en el suelo, y el impacto que tienen distintas prácticas agrícolas sobre el mismo. Además, coordinamos el Proyecto de Extensión Universitaria "Recursos Didácticos en Educación ambiental, propuestas lúdicas para contar nuestro ambiente". Interesados en la comunicación de la ciencia, la educación ambiental y el juego, diseñamos este juego de mesa. Existe consenso en el hecho de que jugar es una actividad humana primigenia, un espacio donde podemos encontrarnos con otros para divertirnos, estimulando la curiosidad, el humor, la capacidad de elegir y el uso de la imaginación. El juego es una de las formas en que nos conocemos y conocemos el mundo, fomentando por tanto el desarrollo de habilidades cognitivas, sociales, motrices y de comunicación. Más aún, el juego abre un campo donde los sujetos pueden actuar (en el sentido de poner el cuerpo y hacer cuerpo), y toda acción abre al imaginario la posibilidad de trasformación, posicionándonos y reafirmándonos como sujetos capaces de co-crear el mundo en el que queremos convivir. Los juegos en el contexto de aula o taller, nos permiten abordar temáticas de interés, integrando las dimensiones racionales, emocionales y afectivas, en actividades que ponen a los estudiantes en un lugar de partícipes activos en la construcción e intercambio de saberes. Convencidos del valor intrínseco de jugar, decidimos armar un juego que ponga en el imaginario de los participantes al suelo como un sistema vivo esencial para el desarrollo de la vida. El objetivo del juego es generar una red de poros que permita drenar el agua de lluvia, conduciéndola hasta la napa subterránea, antes de que la superficie se inunde. A la vez, introduce algunos conceptos como compactación y contaminación del suelo, así como la función de las raíces, lombrices y microorganismos en la generación de poros y bio-remediación, y puede ser usado como disparador por docentes y educadores ambientales para introducir diversos temas ambientales.

PALABRAS CLAVE: Recursos didácticos, Educación ambiental, Didáctica de las ciencias.

CUIDAR AL SUELO PARA CUIDAR AL FUTURO: UNA MIRADA EDUCATIVA AL PROBLEMA DE LOS RSU

Valdez, T.N.[1*], Pistán, L.J.[2,3], Tapia, A.E.[1], Morán, C.G.[1], Gutiérrez, A.E.[1], Cabrera, M.P.[2,4]

[1]Cátedra de Manejo de Pasturas y Bosques, Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Salta *Avenida Boliva 5150, (4404), Prov. de Salta, valdeztamara.n@gmail.com [2] Cátedra de Edafología Agrícola, Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Salta.[3] Cátedra de Geomorfología, Facultad Regional Orán. Universidad Nacional de Salta. [4]Cátedra de Suelos, Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Salta.

RESUMEN: El manejo inadecuado de los residuos sólidos urbanos (RSU) constituye una problemática ambiental creciente, con impactos directos sobre la calidad del suelo y del ambiente, especialmente en ambientes periurbanos. La disposición incorrecta de residuos y su acumulación favorecen procesos de contaminación del suelo, alteración de sus propiedades y deterioro ambiental, lo que hace necesaria la implementación de estrategias que promuevan la concientización ambiental. En este contexto, el objetivo general del presente trabajo fue analizar una experiencia educativa orientada a la sensibilización ambiental y a la comprensión de los efectos de los RSU sobre el suelo, desarrollada en el proyecto de extensión universitarita con participación estudiantil denominado *"Residuos sólidos urbanos y sus consecuencias para los suelos"*. La experiencia se llevó a cabo mediante un taller con modalidad teórico-práctica dirigido a estudiantes del Colegio Secundario Puerta de Díaz N° 5148, de la ciudad Coronel Moldes, Salta. En el cual se abordaron problemáticas ambientales locales asociadas a la generación y gestión de residuos y los impactos que la gestión ineficiente provoca sobre la calidad de los suelos en municipios del Valle de Lerma, una región que presenta un marcado nivel de degradación debido a basurales a cielo abierto. Se incorporaron instancias de análisis y reflexión, uso de recursos audiovisuales y actividades dinámicas participativas, adaptadas a los intereses y conocimientos previos de los estudiantes. Durante la jornada, los participantes identificaron y clasificaron residuos secos y húmedos, diferenciaron materiales reciclables de los no reciclables y analizaron ejemplos concretos de separación en origen. Se introdujo el compostaje como estrategia clave de valorización de los residuos orgánicos, destacando su aporte a la recuperación de suelos degradados mediante el incremento de materia orgánica, estabilización del pH, mejora de la estructura del suelo, mayor capacidad de retención de agua y una consecuente reducción del riesgo de erosión. También se plantearon beneficios ecológicos del compost como insumo en prácticas agrícolas sostenibles. El equipo extensionista: docentes y estudiantes de Ingeniería Agronómica e Ingeniería en Recursos Naturales y Medio Ambiente, desarrolló material didáctico, guio las actividades y promovió el intercambio reflexivo entre los participantes. Pasos fundamentales para la curricularización de la extensión universitaria, logrando integrar contenidos de Edafología Agrícola y Suelos con una problemática real y tangible, con formación integral del estudiantado en actividades pedagógicas, de divulgación y de articulación comunitaria. Entre los resultados obtenidos, se observó un incremento en la comprensión de la relación entre los residuos sólidos urbanos y la contaminación del suelo, la identificación del compostaje como una práctica posible y replicable. Asimismo, se observó gran participación de los estudiantes y capacidad para identificar problemáticas ambientales de su entorno inmediato, estableciendo vínculos entre el uso del suelo, la gestión de residuos y el cuidado del ambiente. Finalmente, se propusieron futuras actividades de seguimiento, como experiencias piloto de compostaje y la replicación del taller en otras instituciones de Coronel Moldes. La actividad refuerza el compromiso de la Universidad Nacional de Salta con la educación ambiental, consolidando el vínculo entre la academia y la comunidad mediante acciones de impacto directo.

PALABRAS CLAVE: residuos sólidos urbanos, compostaje, educación ambiental.

DECOMPONOLOGY: UN JUEGO PARA ANALIZAR LA DINÁMICA DEL CARBONO EN EL SUELO

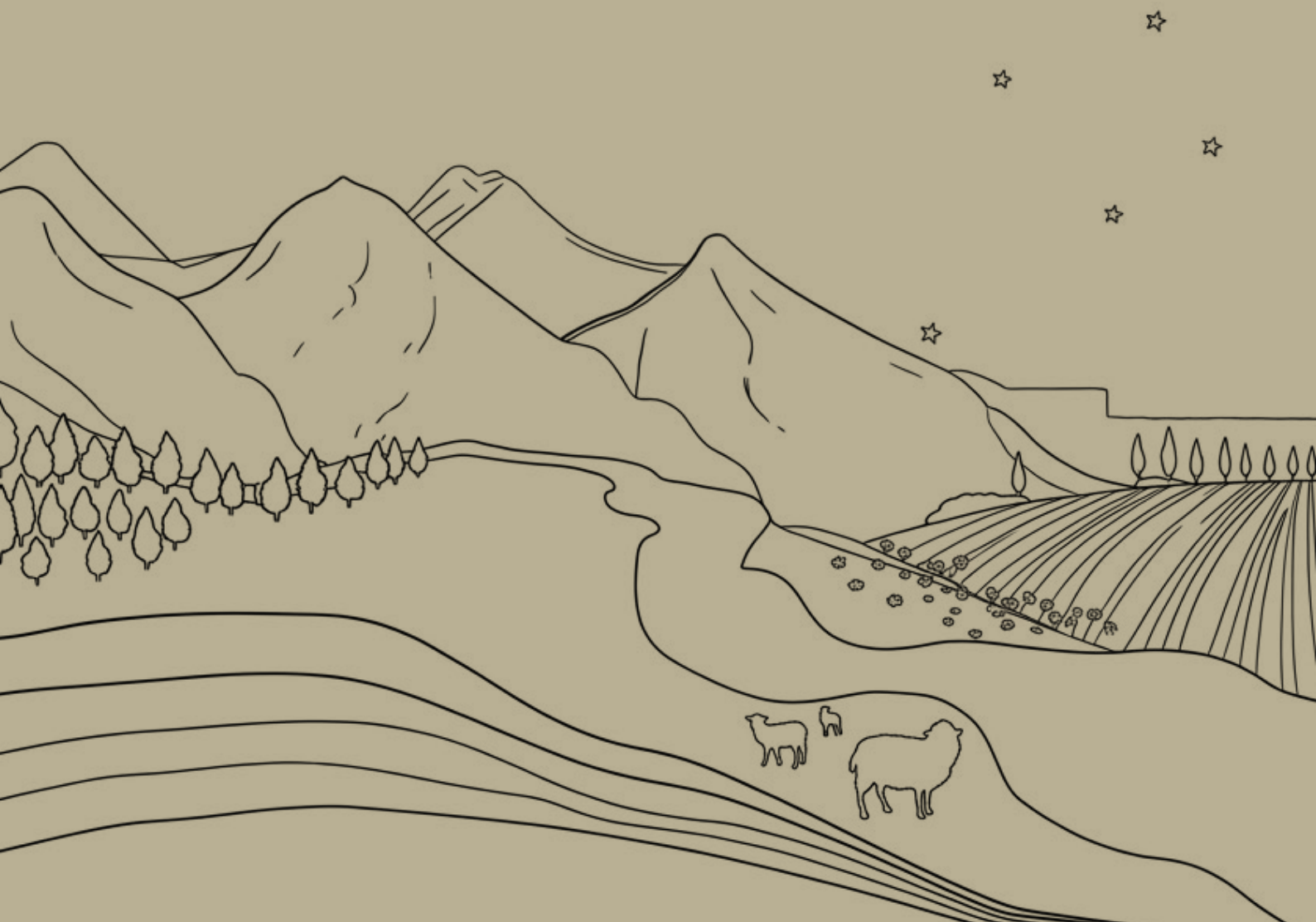
Vivanco, L.[1, 2*], Pinto, P.[3], Bazzoni, B.[1], Berenstecher, P.[1, 4], Casas, C.[1, 4], López Zieher, X.[1], Méndez, M. S.[1, 5], Omacini, M.[1, 2], Piñeiro, P.[1, 2, 6, 7], Yahdjian, M. L.[1, 2], Piazza, M. V.[8*]

[1] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Argentina; [2] Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas vinculadas a la Agronomía (IFEVA), CONICET-FAUBA; [3] University of Wisconsin-Madison, Estados Unidos; [4] Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Uruguay; * vivanco@agro.uba.ar; get.descomponologos@agro.uba.ar

RESUMEN: Comprender la dinámica del carbono del suelo requiere integrar procesos de descomposición y transformación mediada por la biota edáfica, en interacción con mecanismos de estabilización en la matriz órgano-mineral y con procesos abióticos, naturales o modulados por actividades antrópicas. En este contexto, desarrollamos *Decomponology*, un juego de mesa que convierte conceptos actuales sobre dinámica y estabilización del carbono en una experiencia tangible e interactiva. Representa la materia orgánica del suelo distribuida en compartimentos interconectados: restos vegetales >2 mm, materia orgánica particulada (POM), disuelta (DOM) y asociada a minerales (MAOM). La estabilidad del carbono surge de la interacción con la biota y la matriz órgano-mineral, mediante mecanismos de protección como agregación y asociación mineral, con distinta dinámica de formación, transformación y persistencia. Cada compartimento se representa en un tablero codificado por colores según su grado de protección, e incluye reservorios externos como la atmósfera y las aguas subterráneas y superficiales. Los participantes utilizan fichas que simbolizan el carbono que ingresa al suelo desde distintos residuos vegetales. Una vez en el suelo, cada ficha interactúa con ruletas que definen su destino dentro o fuera del tablero, y representan transformaciones por la biota edáfica (fragmentación, bioturbación y transformación metabólica, incluido el uso del carbono en la respiración) e incorporan la incertidumbre propia del sistema. Durante la partida se intercalan cartas que simbolizan factores abióticos y disturbios naturales o antrópicos (labranza, deforestación, inundaciones o cambios climáticos) y modifican el destino de las fichas en cada turno. Cada compartimento otorga puntajes según el nivel de protección del carbono, mientras que la atmósfera y las aguas subterráneas implican puntajes negativos; gana quien logra estabilizar más carbono en el suelo. Con reglas simples y una breve explicación inicial, *Decomponology* promueve la experimentación y el razonamiento sistémico. El juego pone en evidencia que la DOM funciona como compartimento de transición y rápido recambio, mientras que la MAOM representa el mayor nivel de protección y puntaje, mostrando que su formación requiere transformaciones previas y depende de la capacidad de saturación de la matriz del suelo. La dinámica lúdica hace visibles conceptos como agregación, saturación mineral y eficiencia en el uso del carbono, y muestra los posibles efectos de los disturbios y el manejo de los ecosistemas, facilitando el intercambio y la discusión sobre la salud del suelo y la sostenibilidad del uso. Al traducir procesos abstractos en acciones concretas, el juego ofrece una estrategia accesible y entretenida para comunicar la dinámica del carbono del suelo y vincular ciencia, educación y toma de decisiones.

PALABRAS CLAVE: materia orgánica del suelo, integración de conocimientos, aprendizaje basado en juegos.

CAPÍTULO 6
GIRA EDAFOLÓGICA



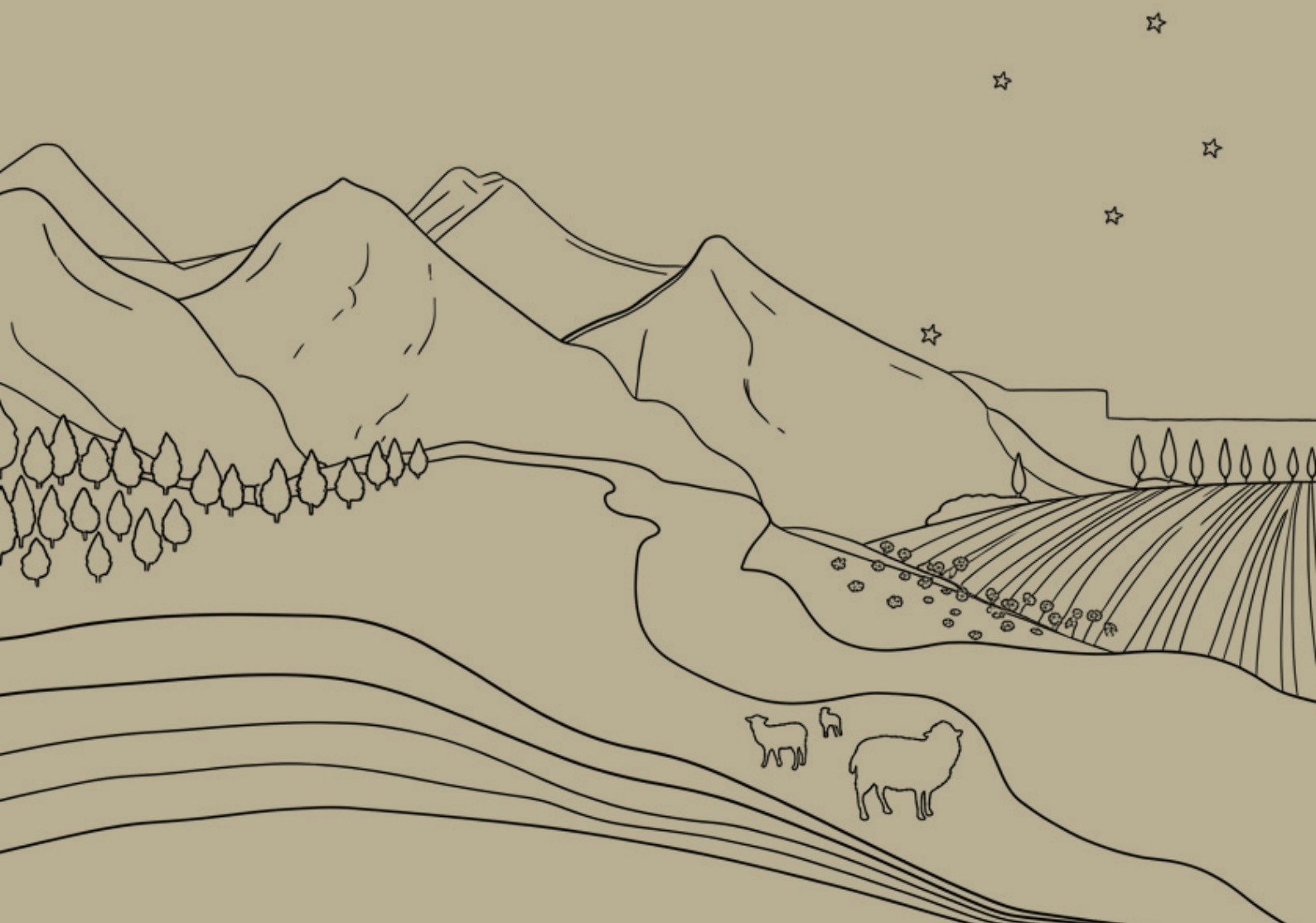
SUELOS DE PATAGONIA ANDINA: GIRA EDÁFICA XXX CACS

Comisión Organizadora XXX CACS 2026

RESUMEN: La Región Andino-Patagónica, en los alrededores de la ciudad de San Carlos de Bariloche, se caracteriza por un marcado gradiente pluviométrico. Desde el límite con la República de Chile hasta la naciente del río Limay (extremo este del lago Nahuel Huapi), el registro de precipitación anual disminuye de 3.000 a 600 mm en aproximadamente 60 km lineales. La vegetación y los suelos expresan esta variación en un paisaje modelado principalmente por la acción glaciaria hace unos 15.000 años, sobre el cual se depositan continuamente materiales volcánicos de diferente composición mineralógica y granulometría. En la porción más húmeda (> 1.000 mm), la alofanización da lugar a Andisoles que permiten el desarrollo del Bosque Subantártico. Estos suelos se presentan como una capa continua de espesor variable según la exposición y la pendiente. Es común la presencia de diferentes tefras que, originadas en distintos momentos y volcanes, se superponen con los procesos edafogenéticos. La incorporación de materia orgánica, formando complejos muy estables, origina un epipedón melánico. Por otro lado, la alta retención de humedad favorece la disponibilidad de agua para la vegetación durante los meses secos del verano. En la zona más seca (< 500 mm), los suelos originados por aportes volcánicos se distribuyen en el paisaje de manera discontinua y con menores espesores. El material es generalmente más fino y retransportado por los vientos dominantes del oeste. Es común encontrar en el perfil, junto a la ceniza volcánica, materiales fluviales y glacilacustres. En este ambiente, las especies herbáceas y arbustivas de la estepa están adaptadas a crecer bajo condiciones de déficit hídrico superficial. Son frecuentes Molisoles con escasa diferenciación de horizontes. En situaciones donde el drenaje se encuentra impedido, son comunes los suelos hídricos, conocidos regionalmente como mallines. Estos se forman por el aporte continuo de materia orgánica, presentando distintos grados de descomposición y rasgos redoximórficos según la variación de los niveles de napa freática a lo largo del año. Estos ambientes poseen una alta producción vegetal y concentran la actividad agropecuaria, tanto en la cordillera como en la estepa.

PALABRAS CLAVE: Andisol, Molisol, suelo hídrico.

CAPÍTULO 7
TALLERES



TALLER DE ESTABILIDAD DE AGREGADOS "EL AP, BT Y CK DE LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS. DE DÓNDE VENIMOS Y HACIA DÓNDE VAMOS"

Behrends Kraemer, F.[1, 2*], Colazo, J. C.[3, 4*]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. [2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas – CONICET. [3]EEA San Luis, INTA, Villa Mercedes. [4]Departamento de Cs. Agropecuarias, Universidad Nacional de San Luis.* filipebk@agro.uba.ar; colazo.juan@inta.gob.ar

RESUMEN: La estabilidad de agregados (Ea) constituye una propiedad clave del suelo y un verdadero indicador de su calidad, dado que regula de manera crítica múltiples servicios ecosistémicos. Procesos como el secuestro de carbono, la infiltración y retención del agua, la eficiencia en el uso de fertilizantes y la resistencia a la erosión están intrínsecamente vinculados a la arquitectura del suelo y a su capacidad para sostenerla en el tiempo. En este taller se abordarán: **(i) Fundamentos y mecanismos de la Ea**. Se presentarán las definiciones centrales, los mecanismos implicados y su interacción con factores biológicos, físicos y químicos. Se discutirá cómo estos mecanismos se expresan diferencialmente según el tipo de suelo y manejo, influyendo en la elección metodológica. Asimismo, considerando la amplia heterogeneidad edáfica de Argentina, se revisará la diversidad de procedimientos empleados para evaluar Ea, desde la toma de muestras hasta la presentación de resultados, y las implicancias de dicha variabilidad. Un componente crítico será la discusión conceptual: ¿cómo denominamos esta propiedad? ¿Estabilidad estructural, estabilidad de agregados, estabilidad de fragmentos? Esta reflexión permite delimitar con precisión qué evalúa cada enfoque y cuáles son sus alcances y limitaciones. Además, se diferenciarán explícitamente los métodos en condiciones húmedas y secas, dado que responden a mecanismos distintos. **(ii) Análisis bibliométrico.** Se evaluará cómo y en qué campos de la ciencia aparece la determinación de Ea, su trayectoria global y nacional, y sus perspectivas futuras. Aunque Argentina es un actor relevante en la producción de commodities, ocupa el puesto 20 en publicaciones sobre esta propiedad. Sin embargo, se ubica en el 7.º lugar en estudios que aplican el método de Le Bissonnais (1996). Se discutirán las causas históricas y regionales que llevaron a la adopción diferencial de determinados métodos en distintas zonas del país. **(iii) Necesidad y factibilidad de la normalización.** El uso de técnicas diferentes —o de un mismo método, pero con variaciones procedimentales— plantea el interrogante sobre la conveniencia de avanzar hacia algún grado de estandarización. Si bien una normalización completa no parece viable ni necesariamente deseable, dada la diversidad de tipos de suelos, objetivos analíticos y componentes culturales asociados a cada enfoque, el conocimiento profundo de los mecanismos evaluados por cada método es esencial para orientar esta discusión**. (iv) Propuesta metodológica integral.** Se revisará el proceso completo, desde el muestreo a campo hasta las determinaciones en laboratorio, y se debatirá qué parámetros deberían normalizarse o, al menos, consignarse para garantizar la comparabilidad y la correcta interpretación de resultados. Se incluirán demostraciones experimentales de los principales mecanismos asociados a la estabilidad, facilitando la conexión entre teoría y observación directa. Finalmente, se promoverá un espacio de intercambio entre participantes para fortalecer colectivamente los conceptos asociados a la Ea y su relevancia para la toma de decisiones. Invitamos a investigadores, técnicos y productores a sumarse a este diálogo fundamental para el futuro de nuestros suelos.

PALABRAS CLAVE: Bibliometría, mecanismos de agregación, métodos.

Universidad Nacional de Río Negro

XXX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo

Compilación de Andrea Soledad Enriquez; Marina González Polo ; Martín Alejandro Luna.
Primera edición. - Viedma:Universidad Nacional de Río Negro;
CABA : Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo - AACS, 2026.

Libro digital, PDF - (Congresos y Jornadas)
Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-631-6822-06-2

1. Suelos. I. Enriquez, Andrea Soledad , comp. II. González Polo, Marina, comp. III.Luna, Martín Alejandro, comp.
CDD 631.4

© Universidad Nacional de Río Negro, 2026.
Belgrano 526, Viedma, Río Negro, Argentina.

© De la compilación, Andrea Soledad Enriquez, 2026.
© De la compilación, Marina González Polo, 2026.
© De la compilación, Martín Alejandro Luna, 2026.

© De cada artículo, sus respectivos autores y/o autoras, 2026.

Queda hecho el depósito que dispone la Ley 11.723.

Dirección editorial: Ignacio Artola
Coordinación editorial: Diego Martín Salinas
Imagen de tapa: Editorial UNRN, 2026.

Licencia Creative Commons. BY-NC-ND
Usted es libre de compartir, copiar, distribuir, ejecutar
y comunicar públicamente esta obra bajo las condiciones de:
Atribución - No-comercial - Sin obra derivada

UNRN

Universidad Nacional
de **Río Negro**

ISBN 978-631-6822-06-2