

Ciencia del Suelo

Desde 1983

Desde 1983
la revista científica
de la Asociación Argentina
de la Ciencia del Suelo



Ciencia del suelo - online <https://cienciadelsuelo.suelos.org.ar/> publicada semestralmente (junio-diciembre) por la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo

COMISIÓN DIRECTIVA ASOCIACIÓN ARGENTINA DE LA CIENCIA DEL SUELO

Presidente: Ing. Agr. (Dr.) Mario G. Castiglioni

Vicepresidente: Ing. Agr. (MSc) María Rosa Landriscini

Secretario: Ing. RRNN (MSc) Raúl O. Cáceres Díaz

Prosecretaria: Ing. Agr. (Dra.) María V. Basanta

Secretaria de actas: Ing. Agr. (MSc) Patricia F. Carfagno

Tesorero: Ing. Agr. (MSc) Osvaldo A. Barbosa

Protesorero: Ing. Agr. Daniel A. Riscosa

Vocal Titular: Ing. Agr. Mirta G. García (Coordinadora de Comisiones)

Vocal Titular: Ing. Agr. (MSc) Sebastián Vangeli

Vocal Titular: Ing. Agr. (Dr.) Guillermo A. Studdert

Vocal Titular: Ing. Agr. (Dr.) Diego J. Cosentino

Vocal suplente: Ing. Agr. (MSc) Alicia B. Irizar

Vocal suplente: Ing. Agr. Carolina Sotomayor

Vocal suplente: Ing. Agr. (MSc) María Victoria Cremona

Vocal suplente: Ing. Agr. (Dra.) Silvia C. Imhoff

Vocal suplente revisor de cuentas: Ing. Agr. Marcos D. Bongiovanni

Vocal suplente revisor de cuentas: Ing. Agr. (MSc) Federico A. Paredes

Ciencia del suelo - online <https://cienciadelsuelo.suelos.org.ar/> publicada semestralmente (junio-diciembre) por la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo

EDITOR RESPONSABLE CIENTÍFICO

Ing. Agr. (Dr.) Guillermo A. Studdert
(Universidad Nacional de Mar del Plata)
Behring 2519, CABA
revista.cienciadelsuelo@gmail.com

EDITORA TÉCNICA

Helena Rimski-Korsakov
Andrea Herrera Tobon

DISEÑO GRÁFICO

Djasmine Deluca Alfano

COMITÉ EDITORIAL

Antonela Iturri (Universidad Nacional de La Pampa. CONICET)
Bruno J. R. Alves (EMBRAPA. Agrobiología. RJ. Brasil)
Celio Chagas (Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires)
Filipe Behrends Kraemer (Universidad de Buenos Aires – CONICET)
Germán Soracco (Universidad Nacional de La Plata. CONICET)
Juan Cruz Colazo (INTA - Universidad Nacional de San Luis)
Lucas Moretti (INTA – Cerro Azul)
Marta Alfaro Valenzuela (INIA – Remehue. Chile)
Nahuel Reussi Calvo (Universidad Nacional de Mar del Plata. CONICET)
Romina Romaniuk (INTA. Instituto de Suelos. CIRN)
Silvina Vargas Gil (INTA – IPAVE)

EQUIPO TÉCNICO

Revisora de idioma

Viviana Innocentini (Facultad de Ciencias Agrarias, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Buenos Aires. Argentina).

REVISORES DEL VOLUMEN 41 (2)

Barbosa, Osvaldo A.

Barraco, Mirian

Cáceres Díaz, Raúl O.

Carciochi, Walter D.

Cosentino, Vanina

Fernandez López, Carolina

Gómez, Federico

Imhoff, Silvia

Lavado, Raúl S.

Martínez, Juan M.

Murray, Francisco

Noellemeyer, Elke J.

Novelli, Leonardo E.

Rostagno, César M.

Sainz, Daiana

Sterren, María A.

Taleisnik, Edith

Viruel, Emilce

Wingeyer, Ana B.

Zubillaga, Marta S.

Ciencia del suelo - online <https://cienciadelsuelo.suelos.org.ar/> publicada semestralmente (junio-diciembre) por la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo

PROPOSITO Y ALCANCE

Ciencia del Suelo es la revista científica de la Asociación Argentina de Ciencia del Suelo. Es una revista internacional que publica artículos científicos originales en las áreas de las Ciencias del Suelo, del Ambiente y la nutrición Vegetal. Promueve, de manera especial aunque no exclusiva, las investigaciones que conllevan al mayor conocimiento de los suelos de la Argentina y países de Latinoamérica.

Ciencia del Suelo considera manuscritos relacionados a: química, física y biología de suelos; manejo de tierras y aguas; génesis, clasificación, mineralogía y taxonomía de suelos: fertilidad de suelos y nutrición de plantas: contaminación de suelos y medio ambiente; y educación en ciencias del suelo.

Los artículos pueden ser:

- (1) Trabajos: resultados de investigación científica teórica, experimental o de campo que signifiquen un aporte original al conocimiento en suelos;
- (2) Notas científicas: trabajos de menor envergadura pero que representan un avance significativo en el conocimiento o en el desarrollo de una metodología;
- (3) Revisiones o actualizaciones: resumen el estado actual del conocimiento sobre un tema;
- (4) Miscelánea: en esta sección se presentan puntos de vista teóricos, avances en metodología o avances en educación, respaldados y fundamentados por elementos técnicos y bibliográficos actualizados. también trabajos realizados a pedido sobre temas especiales, realizados por invitados de relevancia científica.

Los artículos son revisados por pares, recurriéndose al menos a dos árbitros. El proceso de arbitraje es confidencial, a menos que algún arbitro prefiera lo contrario. Ciencia del Suelo se reserva el derecho de publicar, sugerir modificaciones o rechazar un artículo.

ÍNDICE VOLUMEN 41 2

TABLA DE CONTENIDOS

FE DE ERRATA

MEDICIÓN DE CATIONES INTERCAMBIABLES EN SUELOS AFECTADOS POR SALES DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA PAMPEANA

Carolina Beroisa¹, Nanci Kloster^{1,2}, Laura Antonela Iturri^{1,3}*

¹Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, provincia de La Pampa, Argentina.

²INTA, Estación Experimental Agropecuaria "Ing. Ag. Guillermo Covas", Anguil, provincia de La Pampa, Argentina.

³Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNL Pam), Santa Rosa provincia de La Pampa, Argentina

130

FÍSICA, QUÍMICA Y FÍSICO-QUÍMICA DE LOS SUELOS

EVALUACION DE LAS PROPIEDADES FISICAS DEL SUSTRATO PARA LA PRODUCCIÓN DE PLANTINES DE YERBA MATE

EVALUATION OF THE PHYSICAL PROPERTIES OF THE SUBSTRATE FOR THE PRODUCTION OF YERBA MATE SEEDLINGS

Lorena Alejandra Barbaro^{1}*

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

* Autor de contacto: barbaro.lorena@inta.gob.ar 131

BIOLOGÍA DEL SUELO

CROP DIVERSITY IMPROVES CARBON, NITROGEN AND SOIL BIOLOGICAL FUNCTIONS IN AN AGROECOLOGICAL SYSTEM

DIVERSIDAD DE CULTIVOS MEJORA EL CARBONO, NITROGENO Y LAS FUNCIONES BIOLÓGICAS DEL SUELO EN UN SISTEMA AGROECOLOGICO

Jimena Ortiz¹, Valeria Faggioli¹, Martin Zamora^{1}, Monica Boccolini¹,*

Claudio Lorenzon¹, Vanesa Pegoraro¹, Luciano Gabbarini²

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

² Universidad Nacional de Hurlingham, Argentina.

* Autor de contacto: zamora.martin@inta.gob.ar 144

FERTILIDAD DE SUELOS Y NUTRICIÓN VEGETAL

LA HUELLA DE CARBONO DEL MAÍZ COMO VÍNCULO ENTRE PRODUCCIÓN Y AMBIENTE

CARBON FOOTPRINT OF CORN AS A LINK BETWEEN PRODUCTION AND THE ENVIRONMENT

Rodolfo Bongiovanni^{1}, Leticia Tuninetti², Gabriel Espósito³, Silvina Fiant⁴,*

Karen Poniemán¹, Santiago Álvarez⁴, Nicolás Chiappero³, Nicolás Oliverio³

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

² Instituto Nacional de Tecnología Industrial, Argentina.

³ Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.

⁴ Bolsa de Cereales de Córdoba, Argentina.

* Autor de contacto: bongiovanni.rodolfo@inta.gob.ar 157

FERTILIZACIÓN COMBINADA CON N-P-S-Zn EN AVENA, CEBADA Y TRIGO

COMBINED FERTILIZATION WITH N-P-S-Zn IN OATS, BARLEY AND WHEAT

Marcelo Jose Lopez de Sabando^{1*}, *Juan María Erreguerena*¹, *Ignacio Besteiro*¹,

*Kevin Alejandro Leaden*¹, *Ulises Loizaga*¹, *Martin Diaz-Zorita*²

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Tandil, Argentina

² Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa (La Pampa), Argentina

* Autor de contacto: lopezdesabandom@hotmail.com 180

FACTORES DETERMINANTES DE LAS PÉRDIDAS DE NITRÓGENO POR VOLATILIZACIÓN Y SU EFECTO SOBRE EL RENDIMIENTO DEL MAÍZ

DETERMINANTS OF AMMONIA VOLATILIZATION LOSSES AND THEIR EFFECT ON MAIZE YIELD

*Mirta Toribio*¹, *María Paula Iglesias*^{2*}, *Adrián Correndo*³, *Nicolás Wyngaard*^{2,4},

Nahuel Reussi Calvo^{2,4}

¹ Profertil S.A. Argentina

² Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Argentina

³ Kansas State University. EEUU

⁴ Centro Científico Tecnológico Conicet. Mar del Plata, Argentina

* Autor de contacto: nahuelreussicalvo@mdp.edu.ar 193

MANEJO Y CONSERVACIÓN DE SUELOS Y AGUAS. RIEGO Y DRENAJE

APLICACIÓN DE CACHAZA Y VINAZA PARA LA CORRECCIÓN DE UN SUELO SALINO-SÓDICO DEL PERÚ

APPLICATION OF SUGARCANE BAGASSE AND VINASSE FOR RECLAIMING A SALINE-SODIC SOIL IN PERU

José Emanuel Quintanilla Rosas^{1*}, *Sady Javier García Bendezú*²

¹ Instituto Nacional de Innovación Agraria, Perú.

² Departamento Académico de Suelos, Universidad Nacional Agraria la Molina, Perú.

* Autor de contacto: josequintanillarosas@gmail.com 206

RIESGO DE EROSIÓN EÓLICA EN DIFERENTES SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL SUR DE CÓRDOBA

WIND EROSION RISK IN DIFFERENT PRODUCTIVE SYSTEMS OF SOUTHERN CÓRDOBA

Juan Cruz Colazo^{1,2*}, *Eric Scherger*³, *Rodolfo Torregrosa*⁴, *Cristián Álvarez*⁵,

*Suyai Almirón*⁶

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental San Luis, Argentina.

² Universidad Nacional de San Luis, Argentina.

³ Gentos, Argentina.

⁴ Actividad privada.

⁵ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Agencia de Extensión Rural General Pico, Argentina.

⁶ Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa, Programa Sistema Chacras, Argentina.

* Autor de contacto: colazo.juan@inta.gob.ar 213

COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE UN PAISAJE CON DIFERENTES ESTADOS DEL PASTIZAL EN LA PATAGONIA ÁRIDA

HYDROLOGICAL BEHAVIOR OF RANGELANDS UNDER DIFFERENT DEGRADATION CONDITIONS IN NORTHWESTERN ARID PATAGONIA

Valeria Aramayo^{1*}, *María Victoria Cremona*¹, *Marcelo D. Nosetto*^{2,3}

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Estación Experimental Agropecuaria Bariloche. Argentina

² Grupo de Estudios Ambientales, Instituto de Matemática Aplicada San Luis, Universidad Nacional de San Luis. Argentina

³ Comisión Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Argentina

* Autor de contacto: aramayo.valeria@inta.gob.ar 223

**FERTILIZATION INCREASES SOIL ORGANIC CARBON STOCKS BUT DOES NOT
MITIGATE CLIMATE CHANGE IN THE ARGENTINE PAMPAS**

LA FERTILIZACIÓN AUMENTA EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN LA PAMPA ARGENTINA
PERO NO MITIGA EL CAMBIO CLIMÁTICO

Roberto Alvarez^{1*}

¹ Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina

* Autor de contacto: ralvarez@agro.uba.ar 238

CONTAMINACIÓN DEL SUELO Y CALIDAD DEL MEDIO AMBIENTE

CAMBIOS EN LOS ATRIBUTOS DEL SUELO POR APLICACIÓN CONTINUA DE EFLUENTE PORCINO
CHANGES IN SOIL ATTRIBUTES DUE TO CONTINUOUS APPLICATION OF PIG SLURRY

Vanesa Pegoraro^{1*}, *Omar Bachmeier*², *Claudio Lorenzon*¹, *Belén Conde*¹,
*Jimena Ortiz*¹, *Anne Barbosa*¹, *Marta Zubillaga*³

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina

² Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina

³ Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina

* Autor de contacto: pegoraro.vanesa@inta.gob.ar 261

GUADUA CHACOENSIS BAMBOO BIOCHAR (POACEAE, BAMBUSEAE)

AFFECTED HORTICULTURAL SPECIES IN A SALINE-ALKALINE SOIL

EL BIOCARBÓN DEL BAMBÚ GUADUA CHACOENSIS (POACEAE, BAMBUSEAE) AFECTÓ
A ESPECIES HORTÍCOLAS EN SUELO SALINO-SÓDICO

Julieta Milone^{1,3*}, *Cecilia Casas*^{2,3,4}, *Andrea Susana Vega*^{1,3}

¹ Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Cátedra de Botánica General. Buenos Aires, Argentina.

² Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Cátedra de Edafología, Buenos Aires, Argentina.

³ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

⁴ Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA). Buenos Aires, Argentina

* Autor de contacto: jmilone@agro.uba.ar 273

FE DE ERRATA

En el trabajo:

MEDICIÓN DE CATIONES INTERCAMBIABLES EN SUELOS AFECTADOS POR SALES DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA PAMPEANA

Carolina Beroisa¹, Nanci Kloster^{1 2*}, Laura Antonela Iturri^{1 3}

¹Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, provincia de La Pampa, Argentina.

²INTA, Estación Experimental Agropecuaria "Ing. Ag. Guillermo Covas", Anguil, provincia de La Pampa, Argentina.

³Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNL Pam), Santa Rosa provincia de La Pampa, Argentina.

publicado en Ciencia del Suelo en el número 1 del volumen 41 (41(1):123-129) se deslizó un error en la sección **Materiales y Métodos**.

En el segundo párrafo de la página 125, donde dice:

"... La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó mediante destilación de amonio y valoración (Sparks, 1996). ..."

debe decir:

"... La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó por extracción con acetato de sodio a pH 8,2 y cuantificación de sodio con espectrometría de emisión atómica (Sparks, 1996). ..."

Las autoras del trabajo ofrecen sus disculpas por no haberse dado cuenta de que el texto enviado contenía dicho error.

Equipo Editorial
Ciencia del Suelo

EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUSTRATO PARA LA PRODUCCIÓN DE PLANTINES DE YERBA MATE

Lorena Alejandra Barbaro^{1*}

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

RESUMEN

El sustrato es uno de los principales insumos para la producción de plantines de Yerba Mate (YM) (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.) y sus propiedades deben ser adecuadas según el sistema de cultivo. El objetivo de este trabajo fue analizar los sustratos elaborados con compost de corteza de pino (CCP) y turba de *Sphagnum* (T), y evaluar el efecto de las propiedades físicas sobre la calidad morfológica de los plantines de YM producidos en bandejas alveoladas. El ensayo estuvo conformado por cinco tratamientos: 100% T; 75% T + 25% CCP; 50% T + 50% CCP; 25% T + 75% CCP y 100% CCP. Para cada sustrato se analizó: pH, conductividad eléctrica (CE), densidad aparente (Dap), espacio poroso total (EPT), capacidad de retención de agua (CRA), porosidad de aireación (PA) y granulometría. En 45 plantines por tratamiento se midieron: longitud y diámetro tallo, masa seca aérea (MSA) y radical (MSR) y se calculó el índice de robustez (IR) y de calidad de Dickson (ICD). Los análisis estadísticos utilizados fueron: análisis de componentes principales, análisis de varianza y Test de Tukey ($P < 0,05$). Todos los sustratos tuvieron el pH y la CE dentro del rango adecuado (5,5 a 6,8 y $< 1 \text{ dS m}^{-1}$). A mayor porcentaje de T, la CRA aumentó y la PA disminuyó con diferencias entre los sustratos ($P < 0,0001$). Los plantines desarrollados en los sustratos: 75% T + 25% CCP, 50% T + 50% CCP y 25% T + 75% CCP tuvieron mayor MSA y con 100% T tuvieron menor MSR. Los menores IR fueron para los plantines de los sustratos: 25% T + 75% CCP y 100% CCP. Los plantines de los sustratos 75% T + 25% CCP, 50% T + 50% CCP y 25% T + 75% CCP tuvieron mayor ICD. En conclusión, los plantines de YM más robustos y de calidad se obtuvieron en los sustratos con: $\text{EPT} > 85\%$, $\text{CRA} \leq 55\%$, $\text{PA} \geq 35\%$ y $\text{Dap} \leq 200 \text{ kg m}^{-3}$.

Palabras clave: *Ilex paraguariensis*, corteza de pino, porosidad de aireación, capacidad de retención de agua.

EVALUATION OF THE PHYSICAL PROPERTIES OF THE SUBSTRATE FOR THE PRODUCTION OF YERBA MATE SEEDLINGS

ABSTRACT

The substrate is one of the main inputs for the production of Yerba Mate (YM) seedlings (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.) and its properties must be adequate according to the cultivation system. The objective of this work was to analyze physical properties of substrates made with pine bark compost (CCP) and *Sphagnum* peat (T) and to evaluate their effects on the morphological quality of YM seedlings produced in alveolar plastic trays. The trial consisted of five treatments: 100% T; 75% T + 25% CCP; 50% T + 50% CCP; 25% T + 75% CCP and 100% CCP. The following variables were analyzed for each substrate: pH, electrical conductivity (EC), bulk density (Dap), total pore space (EPT), water retention capacity (CRA), aeration porosity (PA) and granulometry. Stem length and diameter, aerial dry mass (MSA) and root dry mass (MSR) were measured on 45 seedlings per treatment and the robustness index (IR) and Dickson quality index (ICD) were calculated. The statistical analyses used were principal component analysis, analysis of variance and Tukey's test ($P < 0.05$). All the substrates had pH and EC values within an adequate range (5.5 to 6.8 and $< 1 \text{ dS m}^{-1}$). The CRA increased and the PA decreased in response to increasing amounts of T, with significant

* Autor de contacto:
barbaro.lorena@inta.gob.ar

Recibido:
22-06-23

Recibido con revisiones:
13-09-23

Aceptado:
19-09-23

differences among treatments ($P < 0.0001$). Seedlings grown under 75% T + 25% CCP, 50% T + 50% CCP and 25% T + 75% CCP had higher MSA while those under 100% T had lower MSR. The lowest IR was identified in seedlings under 25% T + 75% CCP and 100% CCP. The seedlings under 75% T + 25% CCP, 50% T + 50% CCP and 25% T + 75% CCP showed higher ICD. In conclusion, YM seedlings with the highest quality and robustness were obtained in substrates with $EPT > 85\%$, $CRA \leq 55\%$, $PA \geq 35\%$ and $Dap \leq 200 \text{ kg m}^{-3}$.

Keywords: *Ilex paraguariensis*, Pine bark, aeration porosity, water holding capacity.

INTRODUCCION

La Yerba Mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.) es una especie nativa que pertenece a la familia Aquifoliácea, cuya área de distribución natural es en Brasil, Argentina y Paraguay (Ceconi et al., 2007). En Argentina, se producen 209.276,90 has de Yerba Mate, de las cuales el 87% corresponde a la provincia de Misiones (Instituto Nacional de Yerba Mate [INYM], 2022). Para su consumo las hojas maduras cosechadas pasan por un proceso industrial donde son desecadas y luego molidas, transformándose en un producto llamado "yerba mate" o simplemente "yerba" (Dellacassa et al., 2007). La yerba se consume principalmente como infusión mediante el mate (infusión con agua caliente), tereré (infusión con agua fría) o té. Además, se emplea en cosmética, gastronomía y para fines medicinales (Cardozo & Morand, 2016; Croge et al., 2021).

En las últimas décadas la extracción de hojas de Yerba Mate de áreas nativas fue reemplazada por el cultivo intensivo (Gabira et al., 2020a). El incremento de este cultivo llevó a un aumento de la demanda de plantines, como también, estudios para mejorar las prácticas de manejo para lograr un óptimo establecimiento de plantas a campo. En este sentido, desde 2016 al 2022 según los reportes del INYM (INYM, 2022; INYM, 2016) hubo un incremento del 21% de la superficie cultivada, que según la distancia de plantación requirieron de 2.220 a 4.000 plantines/ha (Burtnik, 2006), es decir, un total de 97.657.088 a 175.800.340 plantines.

Los plantines de Yerba Mate son producidos en viveros y la etapa inicial es la obtención y adecuación de los propágulos, los cuales pueden ser estacas o semillas (Llera y Medina, 2017). En el último caso, la siembra se realiza en almácigos con sustrato debido a su largo período de germinación que es entre dos a cinco meses (Eibl et al., 2022). Luego, a partir de que la plántula presenta los cotiledones desplegados hasta un máximo de 4 a 6 hojas (Duboc, 2015; Eibl et al., 2022; Prat Kricun, 1993) se replica en macetas, tubetes o bandejas alveoladas con sustrato. En el vivero los plantines son puestos bajo media sombra (50 a 80%) y fertilizados con fertilizante de liberación lenta incorporado al sustrato o mediante un plan nutricional con fertiriego. La última etapa es la rusificación del plantín durante 20 a 45 días, donde están al aire libre y se disminuye gradualmente el porcentaje de sombra hasta conseguir la adaptación del mismo a las condiciones de cultivo (Capellari, 2017; Eibl et al., 2022). El tiempo que transcurre desde la germinación en el almácigo hasta llegar a un plantín en condiciones para llevarlo a campo es de siete a ocho meses (Burtnik, 2006).

En base a lo mencionado el sustrato es uno de los insumos principales en un vivero de plantines de Yerba Mate, éste sirve de anclaje a las raíces del plantín y en cuyo espacio poroso se almacena el agua, los nutrientes y se intercambian gases (Carmona y Abad Berjón, 2008; Valenzuela 2013). Para que estas funciones se cumplan el sustrato debe estar formulado con uno o más componentes que finalmente proporcionen las propiedades químicas y físicas adecuadas. Estas propiedades están condicionadas por el sistema de cultivo, es decir, la altura, volumen y forma del recipiente; tipo de sistema de riego, características del agua de riego, requerimientos de la especie, la época del año y duración del ciclo, entre otros (Abad Berjón et al., 2004; Valenzuela, 2013; Vence, 2008).

Entre las principales propiedades químicas se mencionan el pH y la conductividad eléctrica (CE) (Barbaro et al., 2018; Othman et al., 2019). Es recomendable que el sustrato tenga un pH ligeramente ácido (5,3 a 6,8), para que los nutrientes se encuentren disponibles, y una CE baja, para que no existan problemas de toxicidad por sales (Abad Berjón et al.; 2004, Patil et al., 2020). Con respecto a las propiedades físicas, deben permitir un equilibrio apropiado de aire y agua para que las raíces desarrollen en forma saludable. En este sentido, la distribución del tamaño de las partículas establece la distribución del tamaño de los poros y, como consecuencia, el porcentaje de poros con aire y agua que contendrá el sustrato (Carlile et al., 2015). Una forma de expresar la distribución del tamaño de las partículas es mediante el índice de grosor (IG). Este índice se define como el porcentaje acumulado en peso o volumen de partículas con diámetro $> 1 \text{ mm}$ (Abad Berjón et al., 2004, p.120-121). Por otro lado, la típica curva de liberación de agua de los sustratos está establecida según De Boodt et al. (1972) en un rango de valores de tensión entre 0 a 10 kPa. El punto

cero de tensión es el máximo contenido de humedad (saturación) cuyo valor coincide con el espacio poroso total (EPT). La porosidad de aireación (PA) es el volumen de aire del sustrato y la capacidad de retención de agua (CRA) es el agua retenida en el sustrato sometido a una tensión de 1 kPa; el agua fácilmente disponible es el volumen de agua liberada por el sustrato a una succión entre 1 a 5 kPa y el agua de reserva, es el volumen de agua liberada a tensiones entre 5 a 10 kPa (De Boodt et al., 1972; Martínez Farré, 1992; Vence et al., 2008;). Según Abad Berjón et al. (2001) el sustrato para un contenedor debe poseer un EPT mayor a 85% y el rango aceptable como óptimo de PA debería estar entre 20 a 30% y de CRA entre 55 a 70%. Pero estos valores son orientativos, ya que como se mencionó anteriormente las propiedades adecuadas del sustrato dependerán del sistema de cultivo elegido (Barbaro y Karlanian, 2020). Además, se destaca que las características físicas del sustrato suelen ser más relevantes que las químicas ya que, una vez establecido el cultivo aquellas no podrán modificarse (Abad Berjón et al., 2005, p. 303).

Uno de los sustratos utilizados en viveros de plantines de Yerba Mate es el compost de corteza de pino (CCP) (Capellari, 2017; Eibl et al., 2022), elaborado a partir de materiales provenientes de aserraderos y descortezadoras de madera. La CE en general es baja y los valores de pH son inferiores a 5,8 (Barbaro et al., 2019). Por lo tanto, si se lo utiliza en forma pura, a veces es conveniente realizar un ajuste previo con adición de calcáreos como el carbonato de calcio (CaCO_3) y la dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) (Altland y Jeong, 2016). Con respecto a sus propiedades físicas, varían según la distribución del tamaño de las partículas. Barbaro et al. (2019) analizaron diferentes tipos de CCP, entre los cuales, uno tenía un IG de 62% y otro de 81%, en consecuencia, sus respectivos valores de PA fueron 54% y 64%, y de CRA fueron 35% y 27%. Por lo tanto, es importante realizar un análisis físico previo para poder decidir con criterio si se lo podría utilizar en forma pura o en un determinado porcentaje en una mezcla según el sistema de cultivo empleado.

Por otro lado, para que los plantines logren establecerse, crecer y desarrollarse vigorosamente en el sitio de plantación deben tener una adecuada calidad, la cual está dada por sus propiedades morfológicas y fisiológicas (Rodríguez Trejo, 2008, p. 109-124). Entre las primeras algunas comúnmente medidas son la longitud y el diámetro del tallo, índice de robustez (altura/diámetro del tallo), índice de calidad de Dickson (ICD) entre otros (Sáenz Reyes et al., 2014; Villalón Mendoza et al., 2016).

El objetivo de este trabajo fue analizar las propiedades de sustratos elaborados con diferentes proporciones de CCP y turba de *Sphagnum*, y posteriormente evaluar el efecto de las variables físicas sobre la calidad morfológica de los plantines de Yerba Mate producidos en bandejas alveoladas.

MATERIALES Y METODOS

Ensayo

El ensayo se realizó en las instalaciones de la Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul, Misiones (EEA CA) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina (27° 39' 23,5" S; 55° 26' 13,8" O). Se instaló el 26/08/2022 y finalizó el 13/04/2023.

Estuvo conformado por cinco tratamientos, correspondientes a sustratos formulados con turba de *Sphagnum* (T) y compost de corteza de pino (CCP) en distintas proporciones para obtener diferentes propiedades físicas: 1) 100% T; 2) 75% T + 25% CCP; 3) 50% T + 50% CCP; 4) 25% T + 75% CCP y 5) 100% CCP. La unidad experimental fue el plantín. Cada tratamiento estaba conformado por tres bandejas alveoladas distribuidas mediante un diseño experimental completamente aleatorizado. De cada bandeja al finalizar el ensayo, se extrajeron 15 plantines al azar, dando un total de 45 repeticiones (plantines) por tratamiento.

Los sustratos se formularon con T de origen europeo (con pH corregido) comercializada por la empresa Kekkilä® y CCP elaborado por la empresa Decoppet ubicada en la localidad de Virasoro (Corrientes, Argentina). A todos los sustratos se incorporó 3 kg m⁻³ de fertilizante de liberación lenta Basacote® Plus 9M (16% N, 8% P₂O₅, 12% K₂O, 2% MgO, 5% S, 0,4% Fe, 0,05% Cu, 0,06% Mn, 0,02% Zn, 0,02% B, 0,015% Mo). Los sustratos del tratamiento 4 y 5 tenían valores de pH inferior a 5, por lo tanto, se corrigió incorporando 3 g de dolomita (MICARGENTINA®) por litro de sustrato. Se mezcló semanalmente para su homogeneización y a los 30 días los valores de pH fueron constantes y se encontraron en el rango adecuado (5,3-6,8) según Abad Berjón et al. (2001).

Las bandejas alveoladas utilizadas contenían 25 celdas (5 x 5) de 9 cm de alto y 100 cm³ cada una (Carluccio®). En cada celda se trasplantó una plántula de Yerba Mate obtenidas en el invernadero de la EEA

CA a partir de semilla (PG 538/90 CA538-90) en cajones de 15 cm de alto rellenos con CCP bajo riego por aspersión. Las plántulas utilizadas tuvieron, en promedio, 0,025 g de masa seca total, con uno a dos pares de hojas verdaderas.

El ensayo se realizó bajo un invernáculo con media sombra al 50%. Las bandejas se colocaron directamente sobre una mesada con un sistema de riego por aspersión instalado a 1,35 m de altura desde la superficie de la mesada. El riego fue automático y se suministró a las 9, 11, 14 y 16 horas. Cada riego duró 5 minutos, y cada microaspersor tuvo un caudal de 35 l h⁻¹. Se colocaron tres microaspersores cada 1 m lineal. A partir de los tres meses, también se regó manualmente debido a que los plantines tenían mayor cantidad de hojas y dificultaban la llegada del agua asperjada al sustrato. Para el agua de riego utilizada se registró un pH de 6,64 y conductividad eléctrica (CE) de 0,11 dS m⁻¹.

Al finalizar el ensayo (230 días) se midió a cada plantín la longitud del tallo (cm), el diámetro basal del tallo (mm), los gramos de masa seca aérea (MSA) y radical (MSR) (secado en estufa a 60 °C hasta peso constante). Además, se calculó el índice de robustez (IR): longitud (cm)/ diámetro (mm) y el índice de calidad de Dickson (ICD): (MSA+MSR (g))/ ((longitud (cm)/ diámetro (mm)) + (MSA (g)/MSR (g))) (Dickson et al., 1960).

Análisis de los sustratos evaluados

Antes de rellenar las bandejas se tomó una muestra de 12 litros de cada sustrato formulado y se trazó dos líneas oblicuas tomando 3 litros de dos cuartos opuestos, conformando una submuestra de 6 litros. En cada submuestra se ajustó el porcentaje de humedad (% peso) a un 50% (± 2) y se analizaron las siguientes variables por triplicado en el Laboratorio de Sustratos de la EEA CA: pH y conductividad eléctrica (CE), densidad aparente (Dap), espacio poroso total (EPT), capacidad de retención de agua (CRA), porosidad de aireación (PA) y granulometría. Para pH y CE, en una relación 1 + 5 v/v: en un frasco de 250 mL se colocaron 150 mL de agua destilada y se llevó a 180 mL con el agregado de sustrato. Se agitó durante 10 minutos y se dejó reposar 15 minutos, luego se realizaron las mediciones en la solución con un medidor de pH (Ion 700, Oakton Instruments, USA) y un conductímetro (Dist 4, Hanna Instruments, Argentina) (Barbaro et al., 2019). La Dap, EPT, CRA y PA se determinaron con el método de De Boodt mediante una mesa de tensión a 1 kPa utilizando el sistema de "lechos de arena" (De Boodt et al., 1973). La granulometría se determinó mediante una tamizadora vibratoria con una serie de tamices de 4,76; 3,35; 2,0; 1,0 y 0,59 mm, durante 10 minutos en forma intermitente, los resultados se expresaron en porcentaje y se agruparon según el tamaño de partículas > 3,35 mm, entre 3,35 a 1 mm y < 1 mm (Ansorena Miner, 1994, p. 107-108). Además, se calculó el índice de grosor (IG), sumando el porcentaje acumulado de partículas con diámetro > 1 mm.

Análisis estadísticos

Los resultados de las variables evaluadas en los sustratos y en los plantines se sometieron a análisis de varianza y Test de Tukey para comparación de medias ($P < 0,05$). Para analizar la interdependencia de las variables medidas e identificar los sustratos con propiedades físicas adecuadas, se utilizó el análisis de componentes principales, del cual se obtuvo un Biplot conformado por dos componentes generadas por la combinación lineal de las variables: IG, densidad aparente, EPT, PA, CRA de los sustratos e ICD, IR, longitud y diámetro del tallo de los plantines. El software estadístico utilizado fue el programa InfoStat versión 2009 (Di Rienzo et al., 2009).

RESULTADOS Y DISCUSION

Propiedades químicas de los sustratos evaluados

La corrección del pH realizada a los sustratos con 25% T + 75% CCP y 100% CCP fue eficiente, todos los sustratos se encontraron dentro del rango adecuado: 5,5 a 6,8 (Abad Berjón et al., 2001), aunque hubo diferencias significativas ($P < 0,0001$) (Tabla 1). Por debajo de este rango, pueden presentarse deficiencias de N, K, Ca y Mg; mientras que por encima, puede disminuir la solubilidad del Fe, P, Mn, Zn y Cu (Barbaro et al., 2018, p. 4-6; Altland & Jeong, 2016). Gabira et al. (2020b) evaluaron sustratos formulados con corteza de pino y 25%, 50% o 75% de residuo de carbón o lodos de depuradora para la producción de plantines de Yerba Mate y observaron que a mayor porcentaje de estos componentes el pH se incrementó entre 8 a 9,2 y 9,5 a 10,1 respectivamente. En consecuencia, los plantines tuvieron menor longitud y diámetro del tallo con respecto al sustrato con corteza de pino puro (pH: 6,7).

Tabla 1. pH y conductividad eléctrica (CE) de los sustratos evaluados.

Table 1. pH and electrical conductivity (EC) of the evaluated substrates.

Sustratos	pH		CE (dS m ⁻¹)	
	Mean	SD	Significance	Mean
100%T	6,09	± 0,01	a	0,57 ± 0,02
75%T+25%CCP	5,99	± 0,01	ab	0,56 ± 0,05
50%T+50%CCP	5,78	± 0,02	c	0,57 ± 0,02
25%T+75%CCP	5,86	± 0,05	bc	0,60 ± 0,02
100%CCP	5,78	± 0,10	c	0,51 ± 0,01

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$) para el test de Tukey. T: Turba de *Sphagnum*. CCP: compost de corteza de pino. * Se indican valores de las variables \pm desvío estándar.

Different letters between rows of the same column indicate significant differences ($P < 0.05$) for the Tukey test. T: *Sphagnum* peat. CCP: pine bark compost. * Values of the variables \pm standard deviation are indicated.

Los valores de CE fueron $< 1 \text{ dS m}^{-1}$ (1+5 v/v), límite establecido para la metodología empleada (Barbaro et al., 2021), pero hubo diferencias significativas entre los sustratos ($P < 0,0001$) (Tabla 1). Sustratos con elevada CE podrían disminuir el desarrollo de las plantas debido a desbalances nutricionales y/o efectos fitotóxicos. En este sentido, Gabira et al. (2020b) también observaron que en los sustratos con corteza de pino y diferentes proporciones de lodo de depuradora había un incremento de la CE ($> 2,0 \text{ dS m}^{-1}$) obteniendo en general menor longitud y diámetro del tallo que en los sustratos formulados con corteza de pino y residuo de carbón en la misma proporción.

Todos los sustratos evaluados tuvieron valores de pH y CE dentro de los rangos de referencia. Siqueira Walter et al., (2022) evaluaron plantines de Yerba Mate en diferentes contenedores con un sustrato formulado con T, vermiculita y residuos orgánicos con un valor de pH: 5,5 y CE: $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ y concluyeron que todos los plantines presentaron un crecimiento apropiado. Asimismo, Zavistanovicz et al. (2017) obtuvieron plantines de Yerba Mate con los promedios más altos de altura, diámetro del tallo, área foliar, MSR y MSA en un sustrato compuesto por suelo del subsuelo, estiércol de ganado y cascarilla de arroz carbonizada con un pH: 6,4 y una CE: $0,6 \text{ dS m}^{-1}$. En ambos casos los valores de pH y CE coinciden con el rango mencionado. En base a los resultados obtenidos el efecto de los sustratos sobre la calidad morfológica de los plantines de Yerba Mate podría atribuirse principalmente a las propiedades físicas.

Propiedades físicas de los sustratos evaluados

La densidad aparente de todos los sustratos fue baja (Tabla 2), se recomienda una densidad aparente inferior a 400 kg m^{-3} (Abad Berjón et al., 2001). Una densidad baja permite que las labores de mezclado del sustrato, cargado en los recipientes y traslado sean menos dificultosas.

Tabla 2. Densidad aparente (Dap.), porcentaje de partículas > 3,35 mm, entre 3,35 a 1 mm y < 1 mm e índice de grosor (IG) de los sustratos evaluados.

Table 2. Bulk density (Dap.), percentage of particles > 3.35 mm, between 3.35 and 1 mm and < 1 mm and thickness index (IG) of the evaluated substrates.

Sustratos	Dap. (kg m ⁻³)	Tamaño de partículas						IG (%)		
		> 3,35 (%)		3,35-1mm (%)		<1mm (%)				
100%T	115 ± *4,36	c	8,02 ± 0,32	d	24,85 ± 0,24	e	67,13 ± 0,56	a	32,87 ± 0,56	e
75%T+25%CCP	195 ± 7,57	a	14,73 ± 0,13	c	33,64 ± 0,87	d	51,63 ± 0,90	b	48,37 ± 0,08	d
50%T+50%CCP	131 ± 7,64	c	18,12 ± 0,25	b	41,25 ± 0,17	c	40,63 ± 0,08	c	59,37 ± 0,31	c
25%T+75%CCP	162 ± 1,53	b	19,68 ± 0,14	a	44,17 ± 0,19	b	36,16 ± 0,31	d	63,84 ± 0,19	b
100%CCP	184 ± 7,23	a	20,13 ± 0,08	a	49,02 ± 0,16	a	30,85 ± 0,19	e	69,15 ± 0,90	a

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$) para el test de Tukey. T: Turba de *Sphagnum*. CCP: compost de corteza de pino. *Se indican valores de las variables ± desvío estándar.

Different letters between rows of the same column indicate significant differences ($P < 0.05$) for the Tukey test. T: *Sphagnum* peat. CCP: pine bark compost. *Values of the variables ± standard deviation are indicated.

Con respecto al porcentaje de tamaño de partículas (Tabla 2), los sustratos con 100% CCP y 25% T + 75% CCP tuvieron mayor porcentaje de partículas > 3,35 mm y el sustrato con 100% CCP obtuvo mayor porcentaje de partículas entre 3,35 a 1 mm, en ambos casos se diferenciaron de los restantes sustratos ($P < 0,0001$). Por lo tanto, a mayor porcentaje de CCP incluido en la formulación del sustrato mayor fue el IG. En cambio, el sustrato con 100% T tuvo mayor porcentaje de partículas < 1 mm con diferencias significativas ($P < 0,0001$), y se observó que a mayor porcentaje de T el IG disminuyó. La distribución, composición, estructura interna, forma y tamaño de partícula están directamente relacionados con la CRA y PA, en este sentido, tamaños de partículas < 1 mm aumentan la CRA (Anicua Sánchez et al., 2009; Gayosso Rodríguez et al., 2021;).

Los valores de EPT de los sustratos evaluados superaron al de referencia, >85% (Abad Berjón et al., 2004, p. 118), con diferencias significativas ($P < 0,0001$) (Figura 1). El sustrato con 100% T y 75% T + 25% CCP tuvieron los valores más altos y el sustrato con 100% CCP y 25% T + 75% CCP más bajos. El EPT es un dato básico para la descripción del sustrato o componente, pero no da información con respecto al tamaño de dichos poros y como está repartido entre aquel espacio ocupado por agua y aire (Barbaro et al., 2019, Vence, 2008). Por lo dicho, en la figura 1 se observa que la CRA y la PA tuvieron diferencias significativas entre los sustratos (ambos $P < 0,0001$). A mayor porcentaje de T en el sustrato la CRA aumentó y la PA disminuyó, el sustrato con 100% T tuvo el mayor valor de CRA y el sustrato con 100% CCP el mayor valor de PA. La T es un componente muy empleado como sustrato por su alta CRA, la cual varía según su grado de descomposición y textura (Martínez y Roca, 2011). Pérez Cabrera et al. (2021) evaluaron el uso de biochar de cáscara de arroz en mezcla con diferentes proporciones de T (Sunshine mix), con un valor de CRA: 71,85% y en base al análisis de tamaño de partículas mostrado, el IG era de 39%, ambos valores cercanos a la T empleada en el presente trabajo. Por otro lado, el CCP también es un componente de sustrato muy utilizado debido, entre otros factores, a la contribución de poros con aire (Kaderabek, 2017). En este sentido, Barbaro et al. (2017) formularon sustratos con T y 30, 40, 50 o 60% de CCP con un valor de IG: 56% (calculado en base al análisis de tamaño de partículas mostrado) y resultó que a mayor proporción de CCP, la PA de las mezclas aumentó de 33% a 50% aproximadamente.

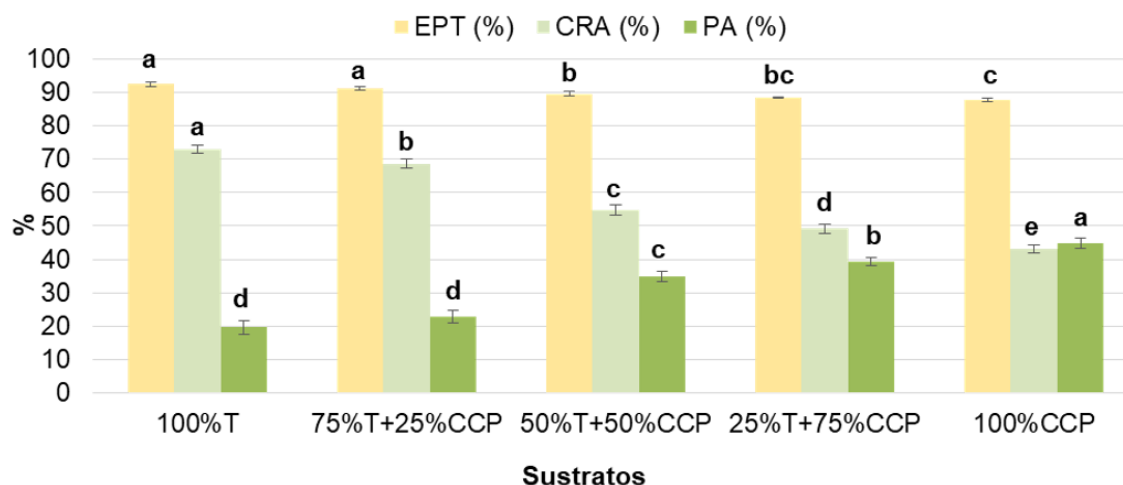


Figura 1. Espacio poroso total (EPT), capacidad de retención de agua (CRA) y porosidad de aireación (PA) de los sustratos evaluados. Letras distintas entre columnas de un mismo color indican diferencias significativas ($P < 0,05$) para el test de Tukey. T: Turba de Sphagnum. CCP: compost de corteza de pino. Barras verticales en cada punto indican intervalo de confianza de 95%.

Figure 1. Total pore space (EPT), water retention capacity (CRA) and aeration porosity (PA) of the evaluated substrates. Different letters between columns of the same color indicate significant differences ($P < 0.05$) for the Tukey test. T: Sphagnum peat. CCP: pine bark compost. Vertical bars at each point indicate a 95% confidence interval.

Los resultados demuestran que los materiales utilizados para formular los sustratos se complementaron eficientemente y se lograron sustratos con propiedades químicas similares, pero con propiedades físicas diferentes, lo cual permitió poder evaluar el efecto de estas propiedades sobre el desarrollo de los plantines de Yerba Mate en bandejas alveoladas.

Cabe destacar que en este caso se utilizó T y CCP para formular los sustratos, pero ambos pueden ser reemplazados por otros componentes obteniendo sustratos con propiedades similares. Está comprobado que la selección de los sustratos debe efectuarse sobre la base de un análisis de laboratorio más que sobre los materiales que los componen, tipo o denominación de los mismos (Valenzuela, 2013). En este sentido, la fibra de coco posee propiedades similares a la T (Both et al., 2022; Ilahi & Ahmad, 2017.) e incrementa la CRA en sustratos con corteza de pino (Basiri Jahromi et al., 2020), y la cascarilla de arroz incrementa la PA, por ejemplo, al mezclar con lombricompost (Cruz Crespo et. al, 2019) o fibra de coco (Bartz et al., 2017).

Calidad morfológica de los plantines de Yerba Mate

Los plantines desarrollados en el sustrato con 75% T + 25% CCP, 50% T + 50% CCP y 25% T + 75% CCP tuvieron mayor MSA y se diferenciaron de los desarrollados en los sustratos con 100% T y 100% CCP ($P < 0,0001$) (Tabla 3). La MSR de los plantines desarrollados en el sustrato con 100% T tuvo menor valor y se diferenció de los plantines desarrollados en el sustrato con 75% T + 25% CCP, 50% T + 50% CCP y 25% T + 75% CCP ($P: 0,0002$) (Figura 2). A mayor cantidad de masa seca, la probabilidad de sobrevivencia del plantín al trasplante es mayor (Morales Pérez, 2018), pero tanto la parte aérea como la radical deben estar equilibradas e influyen sobre el ICD.

Tabla 3. Masa seca aérea (MSA) y radical (MSR) de los plantines de Yerba Mate desarrollados en los sustratos evaluados.

Table 3. Aerial (MSA) and root (MSR) dry mass of Yerba Mate seedlings grown in the evaluated substrates.

Sustratos	MSA (g)		MSR (g)	
100%T	2,88 ± *0,12	b	0,42 ± 0,05	b
75%T+25%CCP	4,38 ± 0,20	a	0,68 ± 0,10	a
50%T+50%CCP	4,24 ± 0,25	a	0,64 ± 0,03	a
25%T+75%CCP	3,81 ± 0,27	a	0,66 ± 0,03	a
100%CCP	2,78 ± 0,18	b	0,55 ± 0,04	ab

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas (P < 0,05) para el test de Tukey. T: Turba de *Sphagnum*. CCP: compost de corteza de pino. *Se indican valores de las variables ± desvío estándar.

Different letters between rows of the same column indicate significant differences (P < 0.05) for the Tukey test. T: Sphagnum peat. CCP: pine bark compost. *Values of the variables ± standard deviation are indicated.

Los plantines con mayor longitud del tallo (Tabla 4) fueron los desarrollados en los sustratos con 75% T + 25% CCP y 50% T + 50% CCP con diferencias significativas con los restantes tratamientos (P < 0,0001). Según Eibl et al. (2022) la longitud del tallo adecuada de un plantín de Yerba Mate debería ser entre 25 a 30 cm, según Capellari (2017, p. 111) entre 15 a 20 y según Marques et al. (2013) entre 15 a 25 cm. Por lo tanto, estableciendo un rango entre 15 a 30 cm los plantines con mayor longitud mencionados superaron el límite conveniente. En estos casos, se recomienda realizar una poda de formación cortando el ápice del plantín un mes antes de llevarlo al campo (Marques et al., 2013).

Tabla 4. Longitud y diámetro del tallo, Índice de robustez (IR) e Índice de calidad de Dickson (ICD) de los plantines de Yerba Mate desarrollados en los sustratos evaluados.

Table 4. Stem length and diameter, robustness Index (IR) and Dickson Quality Index (ICD) of Yerba Mate seedlings grown in the evaluated substrates.

Sustratos	Longitud (cm)		Diámetro (mm)		IR		ICD	
100%T	26,83 ± *1,53	c	3,75 ± 0,14	b	7,26 ± 0,23	bc	0,23 ± 0,03	b
75%T+25%CCP	37,23 ± 1,37	a	4,30 ± 0,14	a	8,75 ± 0,42	a	0,33 ± 0,03	a
50%T+50%CCP	35,37 ± 0,71	ab	4,46 ± 0,09	a	7,96 ± 0,30	ab	0,33 ± 0,01	a
25%T+75%CCP	31,70 ± 1,85	b	4,46 ± 0,09	a	7,19 ± 0,55	bc	0,34 ± 0,03	a
100%CCP	28,43 ± 0,92	bc	4,16 ± 0,21	a	6,87 ± 0,36	c	0,28 ± 0,01	ab
Valores de referencia**	15 a 30		3 a 5		< 8		> 0,2	

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas (P < 0,05) para el test de Tukey. T: Turba de *Sphagnum*. CCP: compost de corteza de pino. *Se indican valores de las variables ± desvío estándar. **Fuente: Eibl et al. (2022); Gabira et al. (2020a), Capellari (2017, p. 111) y Llera y Medina (2017, p. 159).

Different letters between rows of the same column indicate significant differences (P < 0.05) for the Tukey test. T: Sphagnum peat. CCP: pine bark compost. *Values of the variables ± standard deviation are indicated. **Source: Eibl et al. (2022); Gabira et al. (2020a), Capellari (2017, p. 111) and Llera and Medina (2017, p. 159).

En cuanto al diámetro del tallo (Tabla 4), los plantines desarrollados en el sustrato con 100% T tuvieron el menor valor y se diferenciaron con los restantes tratamientos ($P < 0,0001$). Eibl et al. (2022) mencionan que un plantín de Yerba Mate debería tener un diámetro entre 3 a 5 mm. Pero Llera y Medina (2017) y Capellari (2017) recomiendan un valor de 4 mm, estos autores aclaran que si el diámetro es menor, el plantín queda expuesto a la acción del viento y el movimiento del tallo podría provocar una lesión a la altura del cuello cuya consecuencia podría ser la muerte. Todos los plantines se encontraron dentro del rango de diámetro del tallo adecuado según Eibl et al. (2022). Sin embargo, los plantines del tratamiento con 100% T tuvieron menos de 4 mm de diámetro.

Pero estas variables poseen más relevancia si se las relaciona mediante el IR, cuyo valor debería ser menor o igual a 8 para que el plantín esté equilibrado (Eibl et al., 2022). Valores inferiores indican plantines más robustos, bajos y gruesos. En cambio, valores superiores sugieren una desproporción entre la longitud y el diámetro del tallo. Los plantines desarrollados en el sustrato con 75% T + 25% CCP tuvieron mayor valor y se diferenciaron de los plantines desarrollados en los sustratos con 100% T, 25% T + 75% CCP y 100% CCP ($P < 0,0001$) (Tabla 4). Los plantines de los sustratos con 25% T + 75% CCP y 100% CCP presentaron los menores valores, por lo tanto, fueron los de mejor proporción entre la longitud y el diámetro del tallo.

Por otro lado, el ICD reúne varios atributos morfológicos en un solo valor y se usa como índice de calidad, valores mayores a 0,2 resultará una mejor calidad del plantín (Castro et al., 2016; Ricardi et al., 2020). En este sentido, los plantines desarrollados en los sustratos con 75% T + 25% CCP, 50% T + 50% CCP y 25% T + 75% CCP tuvieron los valores más altos (Tabla 4) y se diferenciaron de los plantines desarrollados en el sustrato con 100% T ($P: 0,0008$). Por lo tanto, estos sustratos lograron plantines con mayor desarrollo y formación balanceada.

Selección de los sustratos con las propiedades físicas adecuadas

Teniendo en cuenta las variables físicas mediadas a los sustratos y las variables morfológicas medidas a los plantines desarrollados en cada sustrato, en la figura 2 se presenta un gráfico biplot conformado por dos componentes principales (CP) que explican el 98% de la variabilidad de los datos (la CP1 explicó el 65% y la CP2 el 34%).

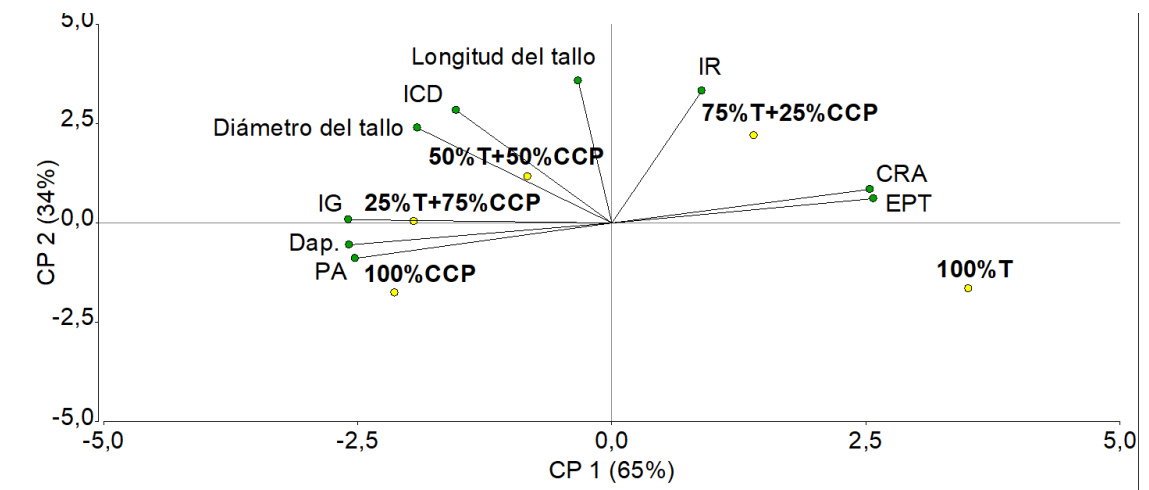


Figura 2. Biplot conformado por dos componentes (CP1 y CP2) generados por la combinación lineal de las variables físicas de los sustratos evaluados: densidad aparente (Dap), espacio poroso total (EPT), porosidad de aireación (PA), capacidad de retención de agua (CRA), índice de grosor (IG). Además, las variables morfológicas de los plantines desarrollados en cada sustrato: longitud y diámetro del tallo, índice de robustez (IR) e índice de calidad de Dickson (ICD).

Figure 2. Biplot of two components (CP1 and CP2) generated by the linear combination of the physical variables of the evaluated substrates: bulk density (Dap), total pore space (EPT), aeration porosity (PA), retention capacity of water (CRA) and thickness index (IG). Besides, the morphological variables of the seedlings in each substrate: stem length and diameter, robustness index (IR) and Dickson quality index (ICD).

La CP1 separó dos grupos, por un lado, los sustratos que tenían mayor IG, PA y densidad aparente, donde se desarrollaron plantines que tuvieron mayor ICD, longitud y diámetro del tallo, por el otro, sustratos que tenían mayor CRA y EPT con plantines que tuvieron mayor IR. La CP2 separó por un lado los sustratos con mayor PA y densidad aparente y, por el otro, los sustratos con mayor CRA, EPT cuyos plantines tuvieron mayor longitud y diámetro del tallo, IR e ICD.

Las variables que se destacaron en la CP1, la cual explicó la mayor variabilidad, fueron, por un lado, la densidad aparente, el IG, la PA, y el diámetro del tallo, por otro, el EPT y la CRA (Tabla 5). Se deduce entonces que los sustratos con 75% T + 25% CCP y 100% T presentaron mayor CRA y EPT, y menor densidad aparente, PA, IG y diámetro del tallo que los sustratos con 50% T + 50% CCP, con 25% T + 75% CCP y con 100% CCP. Los sustratos con 50% T + 50% CCP y con 25% T + 75% CCP estuvieron más asociados a las variables morfológicas de los plantines.

Tabla 5. Autovectores de las variables analizadas para las componentes principales 1 y 2 (CP1 y CP2).

Table 5. Eigenvectors of the variables analyzed for principal components 1 and 2 (CP1 and CP2).

Variables	CP1	CP2
Longitud del tallo	-0,05	0,57
Diámetro del tallo	-0,30	0,38
IR	0,14	0,53
ICD	-0,24	0,45
EPT	0,41	0,10
CRA	0,40	0,13
PA	-0,40	-0,14
Dap.	-0,41	-0,09
IG	-0,41	0,01

IR: índice de robustez, ICD: índice de calidad de Dickson, EPT: espacio poroso total CRA: capacidad de retención de agua, PA: porosidad de aireación, Dap.: densidad aparente, IG: índice de grosor.

IR: robustness index, ICD: Dickson quality index, EPT: total pore space, CRA: water retention capacity, PA: aeration porosity, Dap.: bulk density, IG: thickness index.

Considerando que la capacidad de contendedor (CC) es el máximo volumen de agua que es retenida por el sustrato en un contenedor de altura h una vez saturado y dejando drenar libremente (Vence et al., 2013), un mismo sustrato en un contendedor de mayor altura tendrá una PA más alta y una CC más baja que uno de menor altura y viceversa (Owen & Altland, 2008; Milks, et al., 1989). Por tal motivo, para los contenedores de poca altura como tubetes o bandejas alveoladas son convenientes sustratos más aireados. Por lo tanto, los sustratos con 50% T + 50% CCP y con 25% T + 75% CCP tuvieron una proporción de poros con aire y agua más adecuada para el sistema de cultivo empleado que aquellos con mayor proporción de T. Un sustrato con baja PA puede ocasionar una deficiencia de oxígeno en la zona cercana a la raíz y aumentar la susceptibilidad a los patógenos (Othman et al., 2019). Los sustratos mencionados coinciden con los rangos de las variables físicas recomendadas por Abad Berjón et al. (2001) en cuanto al EPT (> 85%) y densidad aparente (<400 kg m⁻³), pero los valores de CRA fueron inferiores (55%-70%) y los de PA superiores al rango adecuado (20-30%), cuya relación (CRA/PA) fue entre 1 a 1,6. Asimismo, Siqueira Walter et al. (2022) utilizaron en sus ensayos con tubetes plásticos y biodegradables de 110 cm³, un sustrato formulado con T, vermiculita y cascarilla de arroz carbonizada cuya densidad aparente era: 200 kg m⁻³, la CRA: 49,5% y la PA: 30,4%, es decir, una relación CRA/PA: 1,6, y resultó que los plantines de Yerba Mate tuvieron un IR < 8 e ICD > 0,2. También Gabira et al. (2020a) evaluaron el desarrollo de plantines de Yerba Mate en tubetes de 110 cm³ y observaron que los plantines producidos en los sustratos comerciales (Agrinobre® y Carolina Soil®) tuvieron características biométricas más altas que los producidos en los sustratos formulados con residuos de la industria de Yerba Mate y fibra de coco, por un lado debido a que el pH se correlacionó negativamente con todos los parámetros morfológicos y por el otro, al bajo EPT. Igualmente, Quiroz et al. (2014)

utilizaron un sustrato con bajo EPT (49,3%), para evaluar el desarrollo de *Acacia dealbata* Link en bandejas alveoladas con volúmenes de celdas entre 24 a 100 cm³ y resultó que los plantines tuvieron un IR entre 11,4 a 13,5 y un ICD < 0,2, es decir, plantines de baja calidad. Lo cual confirma la necesidad de emplear sustratos con alto EPT y una relación de poros con aire y agua adecuada.

En conclusión, considerando un sistema de cultivo para la producción de plantines de Yerba Mate que consistió en el uso de bandejas alveoladas (9 cm de alto y 100 cm³) se requirieron sustratos con las siguientes propiedades físicas: un EPT > 85%, una CRA ≤ 55%, una PA ≥ 35%, relación CRA/PA entre 1 a 1,6, un IG ≥ 60% y una densidad aparente ≤ 200 kg m⁻³, con el pH y la CE dentro del rango de referencia (5,5 a 6,8 y < 1 dS m⁻¹ respectivamente (1+5v/v)). Estas propiedades permitieron el desarrollo de plantines de Yerba Mate más robustos y de calidad, evidenciados por el IR y el ICD.

Si bien en este caso se obtuvieron las propiedades mencionadas con sustratos formulados con T y CCP, es posible utilizar otros materiales que lo reemplacen basado en un previo análisis físico y químico, por lo tanto, en próximos ensayos se evaluarán componentes alternativos.

AGRADECIMIENTOS

A M. Kryvenki por el acompañamiento técnico durante el ensayo y a los proyectos del INTA: PD-E2-I518-002: "Estudio del impacto ambiental, gestión y tratamiento de residuos y efluentes sobre sistemas agropecuarios y agroindustriales para su valorización agronómica" y PE-L01-I041: "Generación y validación de innovaciones tecnológicas en los cultivos de Yerba Mate y té" por los subsidios que permitieron la realización de la investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abad Berjón, M., Noguera Murray, P. y Carrión Benedito, C. (2005). Sustratos en los cultivos sin suelo y fertirrigación. En: C. Cadahía (Ed.), *Fertirrigación: Cultivos Hortícolas y Ornamentales* (pp. 299-352). Mundi Prensa. Madrid, España.
- Abad Berjón, M., Noguera Murray, P. y Carrion Benedito, C. (2004). Los sustratos en los cultivos sin suelo. En M. Urrestarazu Gavilan (Ed.), *Tratado de cultivo sin suelo* (pp. 113-158). Mundi Prensa, Madrid, España.
- Abad Berjón, M.; P. Noguera Murray & Burés, S. (2001). National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresource Technology*, 77(2), 197-200. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00152-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00152-8)
- Altland, J. E. & Jeong, K.Y. (2016). Dolomitic lime amendment affects pine bark substrate pH, nutrient availability, and plant growth: A review. *HortTechnology*, 26(5), 565-573. <https://doi.org/10.21273/HORTECH03465-16>
- Anicua Sánchez, R., Gutiérrez Castorena, M., Sánchez García, P., Ortiz Solorio, C., Volke Halle, V. H., y Rubiños Panta, J. E. (2009). Tamaño de partícula y relación micromorfológica en propiedades físicas de perlita y zeolita. *Agricultura técnica en México*, 35(2), 147-156. <https://www.redalyc.org/pdf/608/60812688002.pdf>
- Ansorena Miner, J. (1994). *Sustratos propiedades y caracterización*. (1ª ed.) Mundi Prensa, Madrid, España.
- Barbaro, L. A., Sisaro, D., Stancanelli, S., Soto, M. S. (2021). Polvo de ladrillo como sustrato para techos verdes extensivos. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Sciences*, 37(1), 81-91. <http://dx.doi.org/10.29393/chjaas37-9p11b40009>
- Barbaro, L. A. y Karlanian, M. A. (2020). Efecto de las propiedades físicas del sustrato sobre el desarrollo de plantines florales en maceta. *Ciencia del Suelo*, 38 (1), 1-11. <http://www.scielo.org.ar/pdf/cds/v38n1/v38n1a01.pdf>
- Barbaro, L. A.; Karlanian, M. A., Rizzo, P. y Riera, N. (2019). Caracterización de diferentes compost para su uso como componente de sustratos. *Chilean journal of agricultural and animal sciences*, 35(2), 126-136. <http://dx.doi.org/10.4067/S0719-38902019005000309>.
- Barbaro, L. A., Karlanian, M. A. y Mata, D. A. (2018). *Importancia del pH y la Conductividad Eléctrica (CE) en los sustratos para plantas*. (1ª ed.) Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. <http://reciclario.com.ar/wp-content/uploads/INTA-Importancia-del-pH-y-la-Conductividad-Electrica-CE-en-los-sustratos-para-plantas.pdf>
- Barbaro, L. A., Karlanian, M. A. y Papone, M. E. (2017). Sustratos: relación de poros con aire y agua adecuada para producir plantas florales en contenedor N°10. *Ciencia del suelo*, 35(2), 205-213. <http://www.scielo.org.ar/pdf/cds/v35n2/v35n2a02.pdf>
- Bartz, W. C., Pill, W. G. & Evans, T. A. (2017). Yield of greenhouse-grown tomato in substrates containing coir and parboiled rice or burnt rice hulls. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 92(3), 231-239. <https://doi.org/10.1080/14620316.2016.1271289>
- Burtnik, O. J. (2006). *Yerba Mate: Manual de producción*. (3ª Ed.). INTA, AER Santo Tomé, Corrientes, Argentina.
- Basiri Jahromi, N., Fulcher, A., Walker, F. & Altland, J. (2020). Optimizing substrate available water and coir amendment rate in pine bark substrates. *Water*, 12(2), 362. <https://doi.org/10.3390/w12020362>
- Both, A. K., Linderman, J. A., Madireddy, G., Helle, M. A. & Cheung, C. L. (2022). Valorization of coco coir into biocomposite materials through water-based chemistry. *Industrial Crops and Products*, 178, 114563. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.114563>

- Capellari, P. L. (2017). Propagación sexual a escala comercial: vivero tradicional y tecnificado donde comienza todo. En P. L. Capellari (Ed.), *YERBA MATE. Reseña Histórica y Estadística. Producción e Industrialización en el siglo XXI* (pp. 107-112). Consejo Federal de Inversiones. Ministerio de Producción. Corrientes, Argentina. <https://repositorio.unne.edu.ar/handle/123456789/27897>
- Cardozo, E. L. & Morand, C. (2016). Interest of mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.) as a new natural functional food to preserve human cardiovascular health - A review. *Journal of Functional Foods*, 21(1), 440-454. <https://doi.org/10.1016/j.jff.2015.12.010>
- Carmona, C. E. y Abad Berjón, B. M. (2008). Aplicación del compost en viveros y semilleros. En J. Moreno Casco y R. Moral Herrero (Eds.), *Compostaje* (pp. 399-424). Mundi Prensa, Madrid, España.
- Carlile, W. R., Cattivello, C. & Zaccheo, P. (2015). Organic growing media: Constituents and properties. *Vadose Zone Journal*, 14(6). <https://doi.org/10.2136/vzj2014.09.0125>
- Castro, E. B., Santos, L. D. T., Fernandes, L. A. y Tajima, C. Y. (2016). Silicato de Alumínio em Substrato para Produção de Mudanças de *Corymbia citriodora*. *Floresta e Ambiente*, 23(2), 229-236. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.106814>
- Ceconci, D. E., Poletto, I., Lovato, T. y Muniz, M. F. B. (2007). Exigência nutricional de mudas de erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.) à adubação fosfatada. *Ciência Florestal*, 17(1), 25-32. <https://pdfs.semanticscholar.org/f244/aca96a3cf4a0fa7ee7e2f1acadb30c12603b.pdf>
- Croge, C. P., Cuquel, F. L. & Pinto, P.T.M. (2021). Yerba Mate: cultivation systems, processing and chemical composition. A review. *Scientia Agricola*, 78(5), 1-11. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0259>
- Cruz Crespo, E., Can Chulim, A., Pineda Pineda, J., Moreno Velazquez, D., Aguilar Benitez, G. & Garcia Paredes, J. D. (2019). Relationship between the physical properties of the lombricompost mixtures with tuff, pumice, and rice husk. *Agrociencia (Montecillo)*, 53(1), 1-12. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20203303233>
- De Boodt, M., Verdonck, O. & Cappaert, J. (1973). Methods for measuring the water release curve of organic substrates. *Acta Horticulturae*, 37, 2054-2063. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1974.37.20>
- De Boodt, M., Verdonck, O. & Cappaert, I. (1972). Determination and study of the water availability of substrates for ornamental plant growing. *Acta Horticulturae*, 35, 51-58. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1974.35.7>
- Dellacassa, E., Cesio, V., Vázquez, A., Echeverry, S., Soule, S., Ferreira, F. y Heinzen, H. (2007). Yerba Mate. Historia, uso y propiedades. *Revista de la Asociación de Química y Farmacia del Uruguay*, 51, 16-20. https://www.researchgate.net/profile/Eduardo-Dellacassa/publication/284125789_Yerba_mate_Historia_uso_y_propiedades/links/57765f3e08ae1b18a7e1a53b/Yerba-mate-Historia-uso-y-propiedades.pdf
- Dickson, A., Leaf, A. L. & Hosner, J. F. (1960). Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *Forestry Chronicle*, 36(1), 10-13. <https://doi.org/10.5558/fc36010-1>
- Di Rienzo, J. A.; Casanoves, F.; Balzarini M. G.; Gonzalez, L.; Tablada, M. y Robledo, C. W. (2009). InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Duboc, E. (2015). *Erva-mate: parâmetros para seleção de planta matriz e área de coleta de sementes*. Mato Grosso do Sul, Brasil. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1040583/1/DOC2015132ERVAMATE.pdf>
- Eibl, B., González, C., Cortes, J., De la Vega, M., Erbetta, D., Krausemann, H., Ortiz, G., Ortega, M., Kornuta, J., Gnass, F., Ramos R., Hessler H., Stej P., Lorenzon G., Kiefl J., Ebert R., Lecanda A., Sackser, A., Angermeier, K. y Gasser, N. (2022). Producción de Plantines de Yerba Mate (*Ilex paraguariensis* A. ST.- HIL.) a partir de semillas. Documento Técnico. <https://inym.org.ar/descargar/publicaciones/material-de-consulta/guiasmanuales-y-folletos/3039-documento-tecnico-produccion-de-plantines-de-yerba-mate-ilex-paraguariensis-a-st-hil-a-partir-de-semillas.html>
- Gabira, M. M., Gomes, J. F. P., Kratz, D., Wendling, I. & Stuepp, C. A. (2020a). Industrial residues as substrate components for the production of *Ilex paraguariensis* seedlings. *Comunicata Scientiae*, 11, 3215-3215. <https://doi.org/10.14295/cs.v11i.3215>
- Gabira, M. M., Walter, L. S., Brito, G. S., Schneider, C. R., Wendling, I. & Kratz, D. (2020b). Alternative substrates and containers for *Ilex paraguariensis* seedlings. *Acta Iguazu*, 9(4), 78-87. <https://pdfs.semanticscholar.org/adff/6df06e3cb8acc1f82003cdf13db7d-d3c4d3.pdf>
- Gayosso Rodríguez, S., Gutiérrez Castorena, M. C., Estrada Botello, M. A., Sánchez Hernández, R. (2021). Características micromorfológicas de sustratos orgánicos y su relación con retención de agua y crecimiento radical. *Agrociencia*, 55(3), 195-208. <https://doi.org/10.47163/agrociencia.v55i3.2413>
- INYM. (2016, 17 de junio). Cantidad de hectáreas cultivadas en Misiones y Corrientes. *Superficie cultivada por Departamentos*. <http://www.inym.org.ar/publicaciones/superficie-cultivada-por-departamento/>
- INYM. (2022, 14 de marzo). Cantidad de hectáreas cultivadas en Misiones y Corrientes. *Superficie cultivada por Departamentos*. <http://www.inym.org.ar/publicaciones/superficie-cultivada-por-departamento/>
- Kaderabek, L. E. B. (2017). *Effects of Aging on the Physical, Chemical, and Hydrological Properties of Pine Bark Substrates* (Master of Science Horticultural Science, Faculty of North Carolina State University). <https://repository.lib.ncsu.edu/bitstream/handle/1840.20/34463/etd.pdf?sequence=1>
- Ilahi, W. F. F. & Ahmad, D. (2017). A study on the physical and hydraulic characteristics of cocopeat perlite mixture as a growing media in containerized plant production. *Sains Malaysiana*, 46(6), 975-980. <http://dx.doi.org/10.17576/jsm-2017-4606-17>

- Llera, V. y Medina, R. D. (2017). Hacia el logro del establecimiento exitoso de las plantas para garantizar una producción sustentable y duradera. En P. L. Capellari (Ed.), *YERBA MATE. Reseña Histórica y Estadística. Producción e Industrialización en el siglo XXI* (pp. 153-168). Consejo Federal de Inversiones. Ministerio de Producción. Corrientes, Argentina. <https://repositorio.unne.edu.ar/handle/123456789/27900>
- Marques, J. J., Burille, C., Schuster, C., Brandoli, M. A. A., Rocha, D., Bresolin, B., Rodrigues, P., Dióvane Cardoso, D., Brock, M., Mallmann, A. y Silveira, J. D. (2013). *Erva-mate: guia para aplicação das boas práticas agrícolas*. Emater/RS-ASCAR, Lajeado. <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/camaras-setoriais-tematicas/documentos/camaras-setoriais/erva-mate/anos-anteriores/boas-praticas-agricolas-sebrae.pdf>
- Martínez, P.F. y Roca, D. (2011). Sustratos para el cultivo sin suelo. Materiales, propiedades y manejo. En V. J., Flórez (Ed.), *Sustratos, manejo del clima, automatización y control en sistemas de cultivo sin suelo* (pp. 37-78). Universidad Nacional de Colombia-Facultad de Agronomía. Bogotá, Colombia. <https://redivia.gva.es/handle/20.500.11939/3894>
- Martínez Farré, F. X. 1992. Propuesta de metodología para la determinación de las propiedades físicas de los sustratos. *Actas de las I Jornadas de Sustratos* (pp.55-66), SECH.
- Milks, R. R., Fonteno, W. C. & Larson, R. A. (1989). Hydrology of horticultural substrates: II. Predicting physical properties of media in containers. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 114(1), 53-56. <https://doi.org/10.21273/JASHS.114.1.53>
- Morales Pérez, E. (2018). *Indicadores de calidad de planta en viveros forestales del estado de Tamaulipas* (Tesis de Maestría en Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León). <http://eprints.uanl.mx/15965/1/1080290166.pdf>
- Othman, Y., Bataineh, K., Al-Ajlouni, M., Alsmairat, N., Ayad, J., Shiyab, S., Al-Qarallah, B. & St Hilaire, R. (2019). Soilless culture: Management of growing substrate, water, nutrient, salinity, microorganism and product quality. *Fresenius Environmental Bulletin*, 28(4), 3249-3260. https://www.researchgate.net/profile/Yahia-Othman/publication/332233166_SOILLESS_CULTURE_MANAGEMENT_OF_GROWING_SUBSTRATE_WATER_NUTRIENT_SALINITY_MICROORGANISM_AND_PRODUCT_QUALITY/links/5ca7a7064585157bd32531cf/SOILLESS-CULTURE-MANAGEMENT-OF-GROWING-SUBSTRATE-WATER-NUTRIENT-SALINITY-MICROORGANISM-AND-PRODUCT-QUALITY.pdf
- Owen, J. S. & Altland, J. E. (2008). Container height and douglas fir bark texture affect substrate physical properties. *HortScience*, 43(2), 505-508. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.43.2.505>
- Prat Kricun, S. D. (1993). *Yerba Mate, técnicas actualizadas de cultivo*. INTA Cerro Azul, Misiones, Argentina. Miscelánea N° 27.
- Patil, S. T., Kadam, U. S., Mane, M. S., Mahale, D. M. & Dhekale, J. S. (2020). Hydroponic growth media (substrate): a review. *International Journal of Science and Research*, 21, 106-113. <https://doi.org/10.9734/IJRJPAC/2020/v21i2330307>
- Pérez Cabrera, C. A.; Juárez López, P.; Anzaldo Hernández, J.; Alía Tejacal, I., Gayosso Rodríguez, S., Salcedo Pérez, E., Guillén Sánchez, D., Balois Morales, R., Cabrera & Chavarría, L. G. (2021). Rice husk biochar as a substrate for growth of cucumber seedlings. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 27(3), 171-183. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchsh.2021.01.002>
- Quiroz, I., Pincheira, M. P., Hernández, J. A., González, M., García, E. y Soto, H. (2014). Efecto del volumen radicular sobre el crecimiento de *Acacia dealbata* Link. en vivero y en terreno en el secano de la región del Biobío, Chile. *Revista Árvore*, 38(1), 155-164. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000100015>
- Ricardi, A. C., Koszalka, V., Lopes, C., Watzlawick, L. F., Ben, T. J., Umburanas, R. C. y Muller, M. M. L. (2020). O alumínio melhora o crescimento e a qualidade de mudas clonais de erva-mate (*Ilex paraguariensis*, Aquifoliaceae). *Research, Society and Development*, 9(10), 1-29. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i10.8064>
- Rodríguez Trejo, D. A. (2008). *Indicadores de calidad de planta forestal*. MundiPrensa. México.
- Sáenz Reyes, J., Muñoz Flores T., Jesús, H., Pérez D., Miguel Ángel C., Rueda Sánchez, A., Hernández Ramos, J. (2014). Calidad de planta de tres especies de pino en el vivero "Morelia", estado de Michoacán. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(26), 98-111. <https://pdfs.semanticscholar.org/14a2/1e42bb531e9d9f034f331d7e96a019438cb7.pdf>
- Siqueira Walter, L., Melo Moura, M., Moreno Gabira, M., Saudade de Aguiar, N., Stuepp, C. A. & Kratz, D. (2022). How Shading and Container Type Influence *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. Seedling Production. *Forest Science*, 68(5-6), 533-539. <https://doi.org/10.1093/forcsci/fxac036>
- Valenzuela, O. R. (2013). *Las 5 llaves del mundo de los sustratos para plantas*. Informe técnico. Ediciones INTA. <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/4522>
- Vence, L. B., Valenzuela, O. R., Svartz, H. A. y Conti, M. E. (2013). Elección del sustrato y manejo del riego utilizando como herramienta las curvas de retención de agua. *Ciencia del suelo*, 31(2), 153-164. <http://www.scielo.org.ar/pdf/cds/v31n2/v31n2a02.pdf>
- Vence, L. B. (2008). Disponibilidad de agua-aire en sustratos para plantas. *Ciencia del Suelo*, 26(2), 105-114. <http://www.scielo.org.ar/pdf/cds/v26n2/v26n2a01.pdf>
- Villalón Mendoza, H., Ramos Reyes, J. C., Vega López J. A., Marino, B., MuñozPalomino, M. A. y Garza Ocañas, F. (2016). Indicadores de calidad de la planta de *Quercus canby* Trel. (Encino) en vivero forestal. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 12(1), 46-52. <https://revista.itson.edu.mx/index.php/rlrn/article/view/250/185>
- Zavistanovicz, T. C., Araujo, M. M., Aimi, S. C., Flores, R., Berghetti, Á. L. & Deponti, G. (2017). Morphophysiological responses of *Ilex paraguariensis* seedlings to different substrates and fertilizations. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 21(2), 111-115. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n2p111-115>

CROP DIVERSITY IMPROVES CARBON, NITROGEN AND SOIL BIOLOGICAL FUNCTIONS IN AN AGROECOLOGICAL SYSTEM

Jimena Ortiz ¹, Valeria Faggioli ¹, Martin Zamora ^{1*}, Monica Boccolini ¹, Claudio Lorenzon ¹, Vanesa Pegoraro ¹, Luciano Gabbarini ²

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

² Universidad Nacional de Hurlingham, Argentina.

ABSTRACT

Agroecological management is emerging as a promising alternative to current agricultural management, which is associated with deterioration of environmental quality and soil fertility. Therefore, the aim of this study was to evaluate the conversion from conventional to agroecological management by analysing soil chemical and microbiological properties. This study was carried out in the Barrow Experimental Farm of the National Institute of Agricultural Technology (INTA), Buenos Aires, Argentina, where two treatments were evaluated: agroecological (AE) and conventional (CV) management. Samples were taken at 0 - 10 cm depth, and several soil chemical and microbiological parameters were determined. The AE management resulted in an apparent restoration of soil fertility, with increases in soil organic carbon (SOC), total nitrogen (TN) and pH of 21%, 16% and 3%, respectively. AE management also led to an increase in the activities of enzymes involved in the carbon cycle: cellobiohydrolase (CBH) and β -glucosidase (BG), nitrogen cycle: N-acetyl-b-glucosamine (NAG) and sulfur cycle: arylsulfatase (SUL), as well as an increase in the microbial biomass carbon and in the diversity and richness of the bacterial community ($p < 0.05$). Bacterial and fungal communities differed between treatments (PERMANOVA, bacteria $p < 0.017$ $r^2 = 0.1074$; fungi $p < 0.001$, $r^2 = 0.1973$). The bacterial and fungal communities of the AE management were the only ones that correlated positively and significantly with the measured properties, confirming their key role in this system. The bacterial community correlated with the parameters SOC, TN, BG and SUL, while the fungal community correlated with SOC and BG. These results confirm the importance of improving above and belowground biodiversity to maintain or restore soil fertility.

Keywords: Microbial biomass, Enzymatic activity, Microbial diversity, Agroecology.

DIVERSIDAD DE CULTIVOS MEJORA EL CARBONO, NITROGENO Y LAS FUNCIONES BIOLÓGICAS DEL SUELO EN UN SISTEMA AGROECOLÓGICO

* Autor de contacto:
zamora.martin@inta.gob.ar

Recibido:
09-06-23

Recibido con revisiones:
27-07-23

Aceptado:
03-08-23

RESUMEN

El manejo agroecológico está surgiendo como una alternativa prometedora al manejo agrícola actual, que se asocia con el deterioro de la calidad ambiental y la fertilidad del suelo. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar la conversión del manejo convencional al manejo agroecológico mediante el análisis de las propiedades químicas y microbiológicas del suelo. Este estudio se llevó a cabo en un campo de la Chacra Experimental Barrow del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) en Buenos Aires, Argentina, donde se evaluaron dos tratamientos: manejo agroecológico (AE) y convencional (CV). Se tomaron muestras de suelo de 0 a 10 cm de profundidad y se determinaron diversos parámetros químicos

y microbiológicos del suelo. El manejo AE resultó en una aparente restauración de la fertilidad del suelo, con aumentos en el carbono orgánico del suelo (COS), nitrógeno total (NT) y pH del 21%, 16% y 3%, respectivamente. El manejo AE también condujo a un aumento en las actividades de enzimas involucradas en el ciclo del carbono: celobiohidrolasa (CBH) y β -glucosidasa (BG), ciclo del nitrógeno: N-acetil-b-glucosamina (NAG) y ciclo del azufre: arilsulfatasa (SUL), así como un aumento en el carbono de la biomasa microbiana, y en la diversidad y riqueza de la comunidad bacteriana ($p < 0,05$). Las comunidades bacterianas y fúngicas difirieron entre los tratamientos (PERMANOVA, bacterias $p < 0,017$ $r^2 = 0,1074$; hongos $p < 0,001$, $r^2 = 0,1973$). Las comunidades bacterianas y fúngicas del manejo AE fueron las únicas que se correlacionaron positiva y significativamente con las propiedades medidas, confirmando su papel clave en estos sistemas. La comunidad bacteriana correlaciono con los parametros COS, NT, BG y SUL, mientras que la comunidad fungica correlacionó con COS y BG. Estos resultados reafirman la importancia de mejorar la biodiversidad aérea como subsuperficial para mantener o restaurar la fertilidad del suelo.

Palabras clave: biomasa microbiana, actividad enzimática, diversidad microbiana, agroecología.

INTRODUCTION

Agriculture is one of the largest productive sectors in the world. Pasture and cropland occupy around 40% of the habitable land on Earth and provide habitat and food for numerous species (Food and Agriculture Organization Statistics [FAOSTAT], 2020). Although in Argentina, as in many other Latin American countries, 90% of agricultural lands are under no-tillage practices (Albertengo et al., 2013), cropping practices are based on the use of genetically modified crops, poor crop rotation, high dependence on chemical pesticides (Altieri and Nicholls, 2017), and over-fertilization or under-fertilization (Novelli et al., 2023). Consequently, agriculture is associated with the impoverishment of environmental quality and a remarkable decline in soil fertility (Sainz Rosas et al., 2019). To ensure long-term food security while preserving natural resources, sustainable agricultural practices should be adopted. In this context, agroecological management emerges as a promising alternative, as it is conceived as a systemic approach that includes productive, environmental, and social components (Wezel et al., 2014).

Gliessman (2012, p. 366) defined agroecology as the use of ecological principles and concepts for the design and management of sustainable agroecosystems. The basic principles of agroecology are diversity, efficiency, recycling, regulation, and synergy. Multi-species crop planting, crop rotation, cover crops, green manures, and reduced tillage are the most widely adopted practices to improve the ecological functioning of systems (Wezel et al., 2014). Strategically managed plant diversity increases crop yield stability, pollinators abundance and diversity, and weed and pest suppression (Isbell et al., 2017). Despite the growing evidence of the aboveground benefits of agroecological management, the belowground effects remain poorly understood.

Soil is one of the most biodiverse habitats on Earth. It is estimated that 1 g of soil contains more than a billion bacterial species comprising tens of thousands of different taxa, more than 200 m of fungal hyphae, and a wide variety of nematodes, worms, and arthropods (Bardgett and Putten, 2014). Soil microorganisms play a crucial role in many ecosystem services, such as soil formation, nutrient cycling, and plant health (Bardgett and Putten, 2014). However, they are not static and can be altered by agricultural practices and environmental gradients (García-Orenes et al., 2013). Under neglected soil management, sensitive microbial species tend to disappear, while dominant species may predominate, with negative consequences for agroecosystems functioning (García-Orenes et al., 2013). Therefore, the identification of agricultural practices that alter the composition and function of microbial communities is essential not only to the pursuit of sustainability, but also for the conservation of the soil microbial biodiversity.

Key processes, such as carbon turnover and nutrient cycling mediated by enzymatic reactions, take place in the soil. The bioavailability of nutrients is catalysed by enzymes secreted by soil-dwelling organisms, such as bacteria, fungi, plants, and animals, as well as enzymes stored in humus and mineral complexes (Dick, 1994). The amount of enzymatic activity that occurs under specific biotic and abiotic stress conditions, provides information about the ability of soils to perform biogeochemical reactions (Nannipieri et al., 2018). As enzymatic activity is sensitive to the type of soil management, it can be used to monitor changes in soil quality and health (Dick, 1994). In cultivated systems, the enzymatic activity is higher when cover crops are present in the rotation (Bowles et al., 2014; Brennan and Acosta-Martinez, 2019). In addition, the type of the cover crop produces different responses on the soil enzyme activities, with legumes being associated with higher enzyme levels than grasses (Duchene et al., 2017). However, other

authors have shown that cover crops type does not affect soil enzyme activity (Brennan and Acosta-Martinez, 2019). The long-term use of organic amendments is also a positive practice to increase overall enzymatic activities as compared mineral fertilization (Brennan and Acosta-Martinez, 2019; Mäder et al., 2002). Among the possible alternatives for soil management, crop diversification is one of the greatest stimulators of soil enzymatic reactions (Isbell et al., 2017). The presence of roots of different plant species provides a variety of root exudates and plant debris, which constitute a variety of habitats for soil life and recycling processes (Gessner et al., 2010; Lange et al., 2015).

Compared to conventional agriculture, agroecological management can promote soil biological functioning mainly by reducing or avoiding external mineral fertilizers inputs and increasing crop diversity. However, whether this is true after conversion from conventional to agroecological management remains poorly understood, particularly when conventional agriculture is carried out under sustainable practices of crop rotation and no-tillage. The aim of this study was to evaluate the impact of the conversion from conventional to agroecological management by analysing soil chemical and microbiological properties six years after implementation. To study the microbial community composition, we used molecular techniques based on the amplification of bacterial (16S v3) and fungal (ITS1) genes, followed by the analysis of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE). Key enzymes involved in C, N, P and S cycling were evaluated to assess soil biogeochemical functioning. Our hypothesis was that the agroecological practices would have a positive effect on microbial communities and soil biochemical functionality, resulting in improved soil quality and internal nutrient supply.

MATERIALS AND METHODS

Experimental field

The study was carried out in an experimental field located at the Chacra Experimental Barrow, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA (-38° 19', -60° 15') in the southeastern pampas of Buenos Aires, Argentina. The soils are Mollisol and are classified as fine, illitic, thermic Typic Argiudoll and Petrocalcic Argiudoll (Soil Survey Staff, 2014). The mean annual temperature is 14.8 °C and the frost-free period is from October to March. The area has a humid and subhumid hydric regime. The mean annual precipitation is about 756 mm, concentrated from October to March, and the lowest rainfall occurs between June and August. The experiment started in 2011. The experimental field has 16 ha, divided into two plots of 8 ha each. One of them was managed according to conventional extensive farming practices used by farmers (CV), while in the other plot was managed according to an extensive agroecological farming system (AE) (Fig. 1). The soil-specific zones defined in a previous study were used as field replicates (Aparicio et al., 2018). Apparent soil electrical conductivity (Veris Technologies Inc., Salina, KS, USA) and elevation (Trimble Navigation Limited, CA, USA) were used as auxiliary information to delimit soil-specific zones within the experimental site (Aparicio et al., 2018).

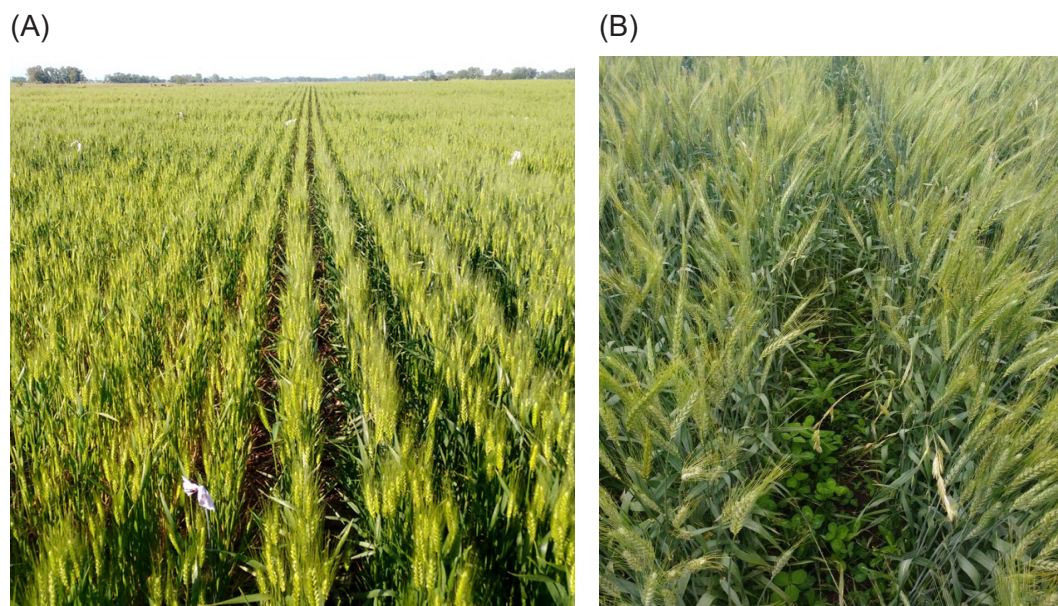


Figura 1: A. Wheat crop under conventional management (CV). Photograph taken by Martín Zamora. B. Crop diversity (wheat with clover) under agroecological management (AE). Photograph taken by Agustín Barbera.

Figura 1: A. Cultivo de trigo bajo manejo convencional (CV). Fotografía tomada por Martín Zamora. B. Diversidad de cultivos (trigo con trébol) bajo manejo agroecológico (AE). Fotografía tomada por Agustín Barbera.

Cropping management systems

Both the AE and CV management systems combined crop and livestock production under no-tillage (Fig. 2). The AE management focused on the belowground diversity, the equilibrium and cycling of nutrients, as well as the progressive reduction of pesticides use. To achieve these goals, AE management increased the number of species per year (i.e. cover crops and intercrops) and gradually replaced mineral fertilizers with natural sources. At the beginning of the experiment, 100 kg per hectare of di-ammonium phosphate was applied at crop sowing. Then, in October 2013, before planting the summer crop in the third year of the study, minerals were supplied to the cattle. From then on, nutrient replacement was achieved by using legumes to provide N and by providing the cattle P-enriched feed, which recycled the nutrient through faeces when grazing in the field. In the CV system, the crop rotation resembled local farm management (Fig. 2). Nutrient supply was achieved by mineral fertilization with di-ammonium phosphate at doses of 60 to 90 kg per hectare and urea at doses of 18.4 to 200 kg per hectare applied at crop sowing, and by animal faeces. Further descriptions of the management of each plot are detailed in Aparicio et al. (2018), where the external supplies in each system are reported.

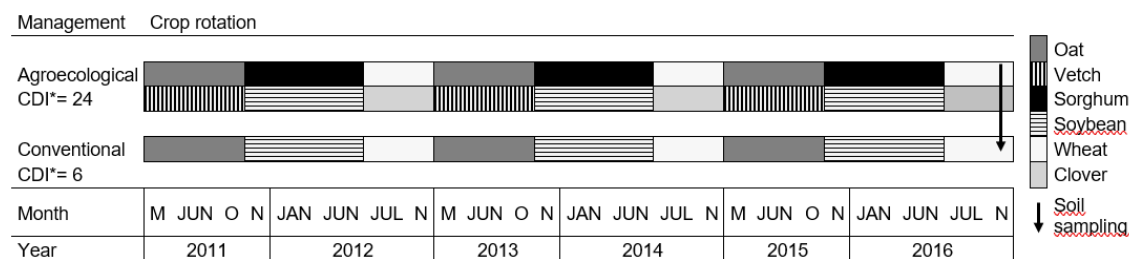


Figura 2: Scheme of crop rotation in the agroecological and conventional managements studied during a six-year field experiment. *CDI: Crop diversity index. The index was calculated for each rotation by multiplying the average number of crop species per year by the total number of species across the period studied (Tiemann et al., 2015).

Figura 2: Esquema de rotación de cultivos en los sistemas de manejo agroecológico y convencional estudiados en un experimento de campo de seis años. *CDI: Índice de diversidad de cultivos. El índice fue calculado para cada rotación multiplicando los cultivos por año por el número de especies totales utilizadas en el periodo evaluado (Tiemann et al., 2015).

Soil sampling

In each soil-specific zone for management, the soil was sampled at wheat harvest in November 2016. Five sampling stations for soil-specific zones were established, where composite soil samples (20 subsamples) were collected, at a depth of 0 to 10 cm. Samples were passed through a 2 mm sieve immediately after sampling. Then 200 g of soil were dried at room temperature for chemical determinations, 200 g were stored at 4 °C until analysis of microbial and enzymatic activities, and 20 g were stored at -20°C for molecular analysis. It is worth noting that the gravimetric water content at sampling was 5–6% w:w, in both treatments, reflecting the previous dry period during the growing season.

Soil chemical properties

Soil organic C (SOC) was determined by wet oxidation, following the Walkley-Black procedure (Black and Walkley, 1934). Total N (TN) was quantified by the semi-micro Kjeldahl method (Bremner, 1996) and extractable P (EP) was quantified according to the Bray-Kurtz method (Bray and Kurtz, 1945). Soil pH was measured at a soil-to-water ratio of 1:2.5.

Microbial biomass and respiration

Microbial respiration was estimated by incubation for seven days at 25 °C according to Alef (1995, p. 214), microbial biomass carbon (MBC) was determined by the fumigation-extraction method (Vance et al., 1987), and the metabolic quotient (qCO_2) was obtained as the proportion of C- CO_2 in the soil sample released from microbial biomass.

Soil enzyme activities

Microbial activity was estimated by the activity of six enzymes: three involved in the C cycle: cellobiohydrolase (CBH), β -glucosidase (BG), and acetyltransferase (ACE); one involved in the N cycle: chitinase or N-acetyl-b-glucosamine (NAG); one involved in the P cycle: acid phosphatase (AP); and one involved in the S cycle: arylsulphatase (SUL). Measurements were performed with the Omega PolarStar fluorescence reader, using substrates derived from 4-Methylumbelliferone, expressed as $nmol\ h^{-1}\ g^{-1}$ dry soil (Truong et al., 2019).

Microbial community structure

DNA was extracted from 0.25 g of soil using the MoBio PowerSoil kit, following the manufacturer's instructions. For the specific amplification of the 16S region (V3), PCR test was performed with the universal primers F341-GC and R534. For specific amplification of the ITS1 region, nested-PCR was performed with the universal primers ITS1/ITS4 and ITS1-GC/ITS2. Amplification products corresponding to each sample were analysed by (DGGE) (Muyzer et al., 1993) consisting of 8% polyacrylamide gels with a linear denaturing gradient of 40 to 60% for bacteria and of 30 to 55% for fungi. Electrophoresis conditions were 60 V for 16 h at 60 °C. The gels were stained with GelRed (Biotium, San Francisco, CA, USA) in 1X TAE for 45 min and visualised under UV light. The DGGE profiles were digitised and analysed with the Gel Compare II software version 6.0 (Applied Maths NV, Sint-Martens-Latem, Belgium). The position and intensity of the bands were used for subsequent statistical analysis and estimation of Shannon-Wiener diversity indices (Shannon 1948) and richness (Menhinick 1964).

Statistical analyses

To evaluate the effect of management on soil chemical and microbiological variables, a Mixed Generalized Linear Model (MGLM) was applied, with management as a fixed effect and areas as random effects. Means were compared using the LSD test at 5% significance. Analyses were performed using the INFOSTAT statistical software (Di Rienzo et al., 2020). The composition of bacterial and fungal communities was analysed using the presence-absence matrix resulting from the DGGE technique. Diversity indexes were compared using MGLM as described above. To evaluate the effect of soil management on microbial communities, permutational ANOVA was used by implementing the adonis function in the vegan package in R (R Development Core Team, 2020). Community composition visualisation plots were analysed using Constrained Analysis of Principal Coordinates and the altgower distance matrix (binary mode) was determined using the labsdv package in R. Linear correlations of chemical parameters, enzyme activities and microbiological variables with the microbial community structure were estimated using the envfit function in the vegan package, and only significantly correlated vectors were plotted ($p < 0.05$).

RESULTS AND DISCUSSION

Soil chemical fertility

After conversion from CV to AE management, soil chemical parameters improved significantly. SOC, TN, and pH were 21%, 16%, and 3% higher in AE than in CV ($p < 0.05$), while soil C:N ratio and EP remained unchanged (Table 1). Increasing SOC levels is important for sustainability and because of the many benefits associated with SOC levels (Doran and Parkin, 1994). Restoring SOC in agricultural soils is a strategy to improve soil fertility because SOC affects many soil properties, including its ability to retain water and nutrients, provide a structure that promotes efficient drainage and aeration, and minimise the loss of topsoil through erosion (Foley et al., 2011). In our study, increased crop diversity in the AE system (Fig. 2) was a key factor to improve SOC (Wang et al., 2017). In previous works (Lange et al., 2015; Zhang et al., 2021), the authors found similar results, i.e. increased crop diversity increases C inputs due to higher rhizodeposition, which could generate more labile C sources for microbial functions, leading to a decrease in the decomposition of the existing soil C.

Table 1: Mean values \pm standard errors for soil organic carbon (SOC), total nitrogen (TN), extractable P (EP), pH and C:N ratio, measured in two different management systems: agroecological (AE) and conventional (CV) management. Different letters indicate values that are significantly different ($p < 0.05$).

Tabla 1: Valores medios \pm error estándar para carbono orgánico del suelo (COS), nitrógeno total (NT), fósforo extractable (PE), pH y relación C:N, medidos en dos diferentes sistemas de manejo: agroecológico (AE) y convencional (CV). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Treatments	SOC mg C g ⁻¹	TN mg N g ⁻¹	EP mg P Kg ⁻¹	pH	C:N
AE	33.22 \pm 0.56 a	3.00 \pm 0.16 a	22.40 \pm 4.82	7.03 \pm 0.07 a	11.37 \pm 0.57
CV	27.78 \pm 0.82 b	2.37 \pm 0.08 b	21.10 \pm 2.47	6.82 \pm 0.10 b	11.88 \pm 0.48
p value	<0.0001	0.0007	0.7608	0.0001	0.3768

Soil pH is not only an important determinant of biogeochemical reactions, but also regulates crucial soil processes (Van Elsas et al., 2019). In agroecosystems, one of the main reasons for soil acidification is N fertilization (Williams, Börjesson and Hedlund, 2013; Ortiz et al., 2020). Restoring soil pH is the best approach to overcome the negative effects of soil deterioration (acidification) and improve soil functions and nutrient availability (Holland et al., 2018). Our results showed that replacing chemical fertilizers with crop rotation and livestock manure could be considered as an alternative to liming on slightly acidic soils.

The implementation of AE relies on the knowledge of the system and on the proper handling of factors such as crop diversity and nutrient recycling, to compensate for the lack of external chemical inputs and maintain productivity. Here we have shown that increasing the number of species in the crop rotation system, combined with intercropping and cover crops of legumes and grasses is a successful practice to improve key soil parameters in a relatively short period after conversion from a conventional system. Nevertheless, it would be necessary to monitor the evolution of non-responding variables, such as EP, before they reach

insufficiency levels that could limit crop production (Novelli et al., 2023).

3.2. Soil biogeochemical properties and microbial functions

The AE increased MBC and total enzyme activities (Fig 3). No differences were observed between management systems for MR and qCO_2 (Fig 3). Despite the low soil water content at sampling and the high loss of C via MR that would be expected (Harris et al., 1981; Maestre et al., 2015; Manzoni et al., 2012), the observed MR and qCO_2 values did not exceed those reported in other studies for degraded soils such as soybean monoculture (Ferrerias et al., 2009; Serri et al., 2018). This is important because the soil C storage is related to C use efficiency, which is highly regulated by the rate and efficiency with which soil microorganisms incorporate C into their biomass. This represents the allocation of C to microbial growth versus respiration (Domeignoz-Horta et al., 2020). Several studies have demonstrated an increase in microbial biomass and microbial activity by intercropping legumes and cereals (McDaniel et al., 2014, Song et al., 2007) and by incorporating cover crops (Frasier et al., 2016), especially when they are consociated cover crops (Chavarría et al., 2016), as in this study.

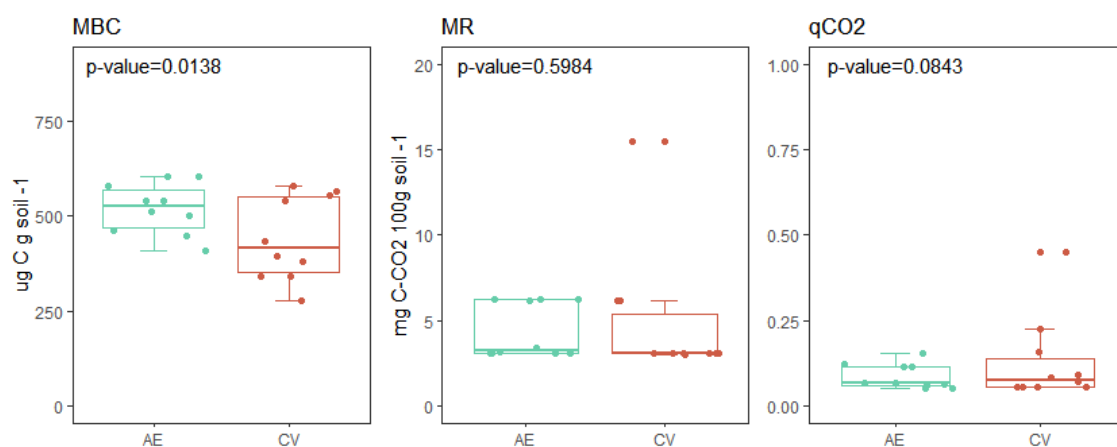


Figura 3: Microbial biomass carbon (MBC), microbial respiration (RB) and metabolic quotient (qCO_2), measured in two different management systems: agroecological (AE) and conventional (CV).

Figura 3: Carbono de la biomasa microbiana (CBM), respiración microbiana (RM) y coeficiente metabólico (qCO_2), medidos en dos diferentes sistemas de manejo: agroecológico (AE) y convencional (CV).

The AE increased the enzymatic activity, particularly enzymes associated with the C, N, and S cycles: BG, NAG, and SUL ($p < 0.05$). Previous studies have shown the contradictory responses of enzymatic activities. For example, Nannipieri et al. (2018) found that enzymatic activities were strongly influenced by the surrounding environment and C source. However, Wall et al. (2019) reported that enzymatic activities do not always have a linear response to substrate availability and suggested that the factors regulating enzyme production are still unclear. Sinsabaugh et al. (2014) reported that enzyme activities are good indicators of resource demand, as their activities increase with limited resources. On the other hand, Salazar et al. (2011) and Bowles et al. (2014) found higher enzymatic activity at higher soil C and N contents, respectively. Therefore, despite the regulating factors, we found increased enzymatic activities at increased SOC and TN levels in AE.

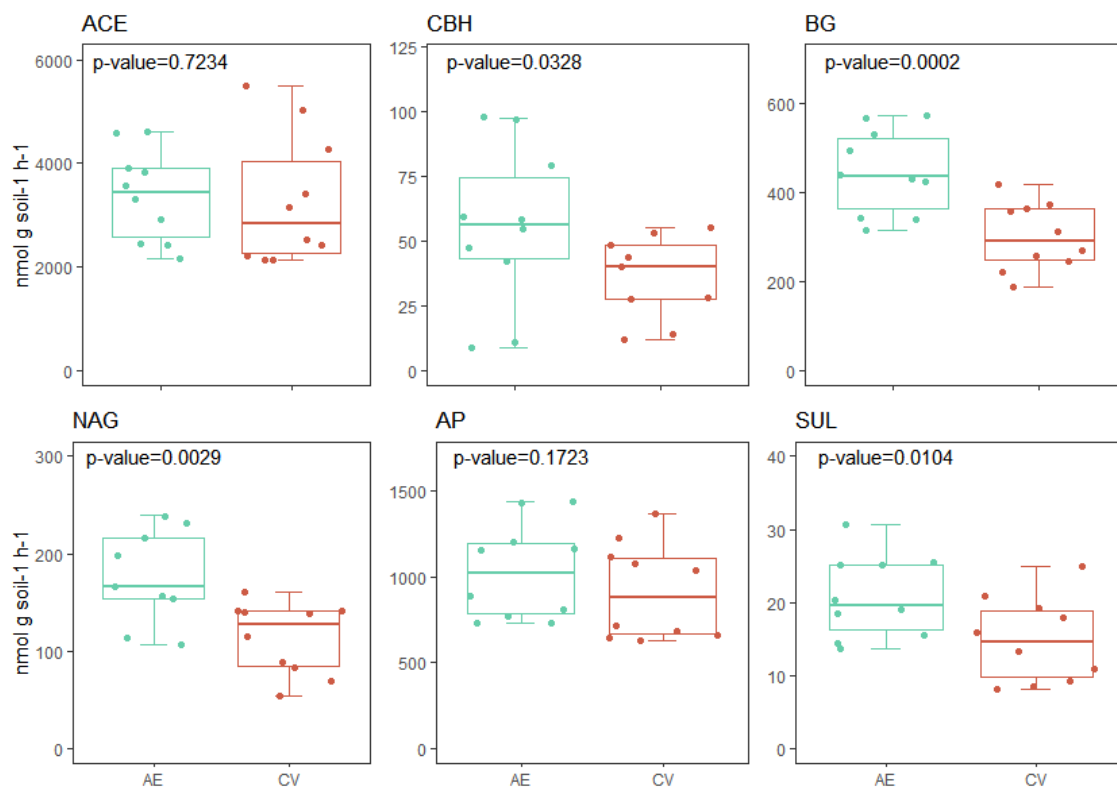


Figura 4: Enzymatic activity of Acetyl esterase (ACE), Cellobiohidrolasa (CBH), β -Glucosidase (BG), N- acetyl-b-glucosamine "Chitinase" (NAG), acid phosphate (FA) and sulphatase (SUL), measured in two different management systems: agroecological (AE) and conventional (CV).

Figura 4: Actividad enzimática de acetil esterasa (ACE), Celubiohidrolasa (CBH), N- acetil glusaminasa "Quitinasa" (NAG), fosfatasa ácida (FA) and sulfatasa (SUL), medidas en dos diferentes sistemas de manejo: agroecológico (AE) y convencional (CV).

Cellulose, which is the most abundant component of plant tissues, must be degraded by cellulolytic enzymes, such as CBH and BG, to build soil organic matter and provide a source of nutrients for crops. Higher levels of CBH and BG were observed in AE. The CBH enzyme is present in all fungal cellulolytic cocktails and intervenes in a step prior to the BG in the breakdown of cellulose (Gutiérrez-Rojas et al., 2015). Both enzymes are very important in decomposition, and it has been reported that cellulose has long half-life in neutral pH soils and in the absence of enzymes (Wilson, 2011).

Chitin is the second most abundant polysaccharide in plant tissues and the NAG enzyme is responsible for its hydrolysis (Stoykov et al., 2015). We observed an increase in NAG activity in AE. The C:N enzymatic acquisition ratio was performed to determine the relative limitation of C versus N (Sinsabaugh et al., 2009), and we observed that CV had a higher acquisition ratio than AE (Table 2), indicating that microorganisms in AE are less limited by C, probably due to the greater diversity of crops (Tienman et al., 2015). This may mean that these microorganisms are able to provide more N during periods of high N demand (McDaniel et al., 2014).

The main sources of S in soil are organic compounds, and the release of sulfate is strongly mediated by enzymatic reactions, mainly arylsulphatases (Tabatabai and Bremner 1970). Arylsulphatases are secreted by bacteria and are responsible for the hydrolysis of sulfate esters in soil (Kertesz and Mirleau 2004) in response to S limitation (McGill and Cole 1981). As we found that SUL was higher in AE, we can infer that S supply was highly mediated by enzymatic processes in the AE system. As the nutrient source in AE was the natural cycle of diversified crops and grazing livestock faeces, both practices were strong enough to favourably influence C, N, and S cycling mediated by enzymatic activities. Therefore, our results demonstrate the importance of strategic crop rotation design and nutrient supply for soil functionality.

Table 2: Mean values \pm standard errors for enzymatic ratio C:N, N:P and C:P calculated from enzyme activity data measured in two different management systems: agroecological (AE) and conventional (CV). Different letters indicate values that are significantly different ($p < 0.05$).

Tabla 2: Valores medios \pm errores estándar para relación enzimática C:N, N:P y C:P calculados a partir de datos de actividad enzimática medidos en dos sistemas de manejo diferentes: agroecológico (AE) y convencional (CV). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Treatment	C:N enzyme ratio	N:P	C:P
AE	1.57 \pm 0.06 b	0.46 \pm 0.03	0.71 \pm 0.02
CV	1.84 \pm 0.15 a	0.43 \pm 0.04	0.73 \pm 0.02
<i>p-value</i>	0.0064	0.3492	0.5060

Microbial community structure

Our results demonstrated the sensitivity of microbial communities to increased crop diversity in an agroecological system. Richness and Shannon-Wiener indexes were higher in the AE system than in the CV system for both bacteria and fungi, but with a significant effect ($p < 0.05$) only for bacterial communities (Fig 5). Hartman et al. (2018), who compared a conventional and an organic system, found bacterial communities in root but not in soil samples. They argued that it is more difficult to find an effect on the soil than on the root. In contrast, in the present study, we found effects of the management system on the soil. The response observed in the α -diversity of bacterial communities in the AE can be attributed to an improvement in the stubble quality due to the incorporation of consociated cover crops (e.g., oat with vetch) and intercropping with legumes (e.g., wheat with clover). This is in agreement with Frasier et al. (2016), who reported that after three years of diversifying a sorghum monoculture with legume cover crops, the bacterial community increased and this increase was associated with higher residue quality. Zhou et al. (2011) also reported an increase in bacterial diversity when intercropping was used. Although we found a response of the soil microbial community, further studies should elucidate the composition of the microbial communities inhabiting the roots of crops growing in these contrasting management systems.

Another key factor regulating microbial communities is soil pH. In this regard, we found higher pH in the AE system, and previous studies have reported higher bacterial α -diversity in soils with neutral pH (Fierer, 2017; Rousk et al., 2010). Our results also showed that the α -diversity of fungal communities was less sensitive to soil pH, in agreement with a previous study (Rousk et al., 2010). The higher diversity and richness observed suggest a more resilient and stable system in the face of environmental change due to increased redundancy of activities (Wagg et al., 2014). Greater diversity ensures broad soil processes, such as the C cycle, and even more specific processes carried out by a limited group of microorganisms, such as denitrification and methanogenesis (Ho et al., 2014; Philippot et al., 2013). The community composition (β -diversity) of fungi and bacteria was significantly influenced by the management system. We found a clustering by management practices (Fig. 5). The PERMANOVA confirmed such marked differences between the two microbial communities (bacteria $R^2=0.1074$, $P < 0.017$; fungi $R^2=0.1973$, $P < 0.001$). Consistent with the findings of Song et al. (2007), the composition of the fungal and bacterial communities in the AE system was different from that in the CV system. This suggests that the soil communities have different members, which could indicate different community efficiencies and functions (Domeignoz-Horta et al., 2020; Wang et al., 2017). When evaluating the relationships between the microbial community and soil properties (Fig. 5), we observed that only the bacterial and fungal communities of the AE management correlated positively and significantly with the measured properties. The bacterial community in AE was positively and significantly correlated with SOC, TN, and BG and SUL activities, while the fungal community in AE was correlated with the contents of SOC and BG. The results of this study confirm that processes related to organic matter and nutrient cycling in AE are associated with microbial communities' activities (Lange et al., 2015).

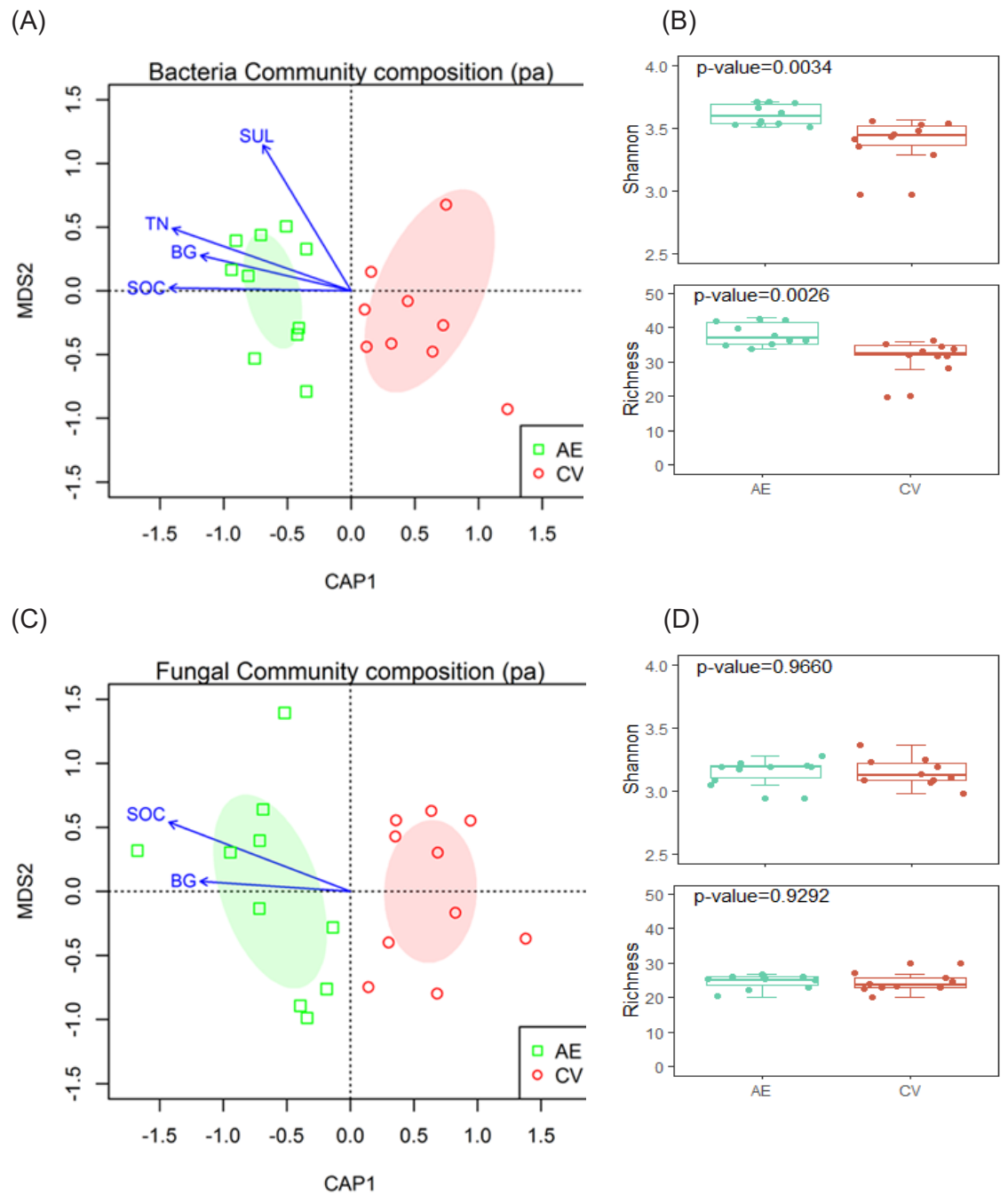


Figura 5: Changes in the bacterial and fungal community between agroecological (AE) and conventional management (CV). A and C: Constrained Analysis of Principal Coordinates (CAP) analysis of the community beta diversity of bacterial and fungal communities based on Altgower distance. The significance of differences between microbial communities was identified using permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). Vectors represent significant correlations between ordination and soil properties: SOC (soil organic matter), SUL (sulfatase), TN (total N), BG (β -Glucosidase). Ellipses indicate one unit of standard deviation from the centroid of each group. B and D: Community alpha diversity of the bacterial and fungal communities. Microbial abundance was determined based on the presence-absence matrix generated from the 16S and ITS1 rRNA amplicons after DGGE analysis, with significant differences at $P < 0.05$ and $P < 0.01$, respectively (MLM).

Figura 5: Cambios en la comunidad bacteriana y fúngica entre el manejo agroecológico (AE) y convencional (CV). A y C: análisis de coordenadas principales (CAP) de la diversidad beta de las comunidades bacterianas y fúngicas en función de la distancia Altgower. Las diferencias entre las comunidades microbianas se identificaron mediante el análisis de varianza multivariado permutacional (PERMANOVA). Los vectores representan correlaciones significativas entre la ordonación y las propiedades del suelo: SOC (carbono orgánico del suelo), SUL (sulfatasa), TN (N total), BG (β -glucosidasa). Las elipses indican una unidad de desviación estándar del centro de cada grupo. B y D: Diversidad alfa de la comunidad bacteriana y fúngica. La abundancia microbiana se determinó en función de la matriz de presencia-ausencia generada a partir de los amplicones de ARNr 16S e ITS1 después del análisis DGGE. Representan diferencias significativas en $P < 0,05$ y $P < 0,01$, respectivamente (MLM).

CONCLUSIONS

This study showed the response of microbial communities to the adoption of agroecological management in extensive crop production. Our results suggest that agroecological management is characterised by higher microbial activity and microbial growth than conventional management. These characteristics indicate a more efficient use of carbon in agroecological systems compared to a conventional management system. This shows that sustainable agricultural tools such as increasing crop diversity and the livestock manure can be used effectively to maintain soil quality. Furthermore, these results are directly applicable to particular systems, such as organic and low-input farming, that strive to optimise internal nutrient supply, and can be used to generate data to help farmers consider the adoption of this alternative management, which can produce food while reducing environmental risk and production costs.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Argentina. This research was supported by Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) through the research projects PNSUELO 1134043 and REDAE 1136021. The authors are deeply grateful to Cristian Cazorla for helping with soil sampling. We further thank the staff of INTA Barrow and INTA Marcos Juárez Research Station, where our research was conducted.

REFERENCES

- Albertengo, J., Belloso, C., Giraud, M.B., Peiretti, R., Permingeat, H., & Wall, L. (2013). Conservation Agriculture in Argentina. In: *Conservation agriculture: Global prospects and challenges*. (pp. 352-374). Wallingford UK: CAB.
- Alef, K. (1995). Soil respiration. In: Alef, K., & Nanninieri P. (ed.). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. (pp. 214-219). Academic Press. Harcourt Brace and Company publishers, London U.K.
- Altieri, M.A. & Nicholls, C.I. (2017). The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Climatic Change*. 140(1), 33-45. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0909-y>.
- Aparicio, V., Zamora, M., Barbera, A., Castro-Franco, M., Domenech, M., De Gerónimo, E., & Costa, J.L. (2018). Industrial agriculture and agroecological transition systems: A comparative analysis of productivity results, organic matter and glyphosate in soil. *Agricultural systems*. 167, 103-112. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.09.005>.
- Bardgett, R.D. & Van Der Putten, W.H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*. 515(7528), 505. doi:10.1038/nature13855.
- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil science*, 59(1), 39-46.
- Bremner, J.M. (1996). Nitrogen-total. *Methods of Soil Analysis Part 3-Chemical Methods, (methodsofsoilan3)*, (Ed.), American Society of Agronomy Madison, Wisconsin, 1085–1121.
- Brennan, E.B. & Acosta-Martinez, V. (2019). Cover crops and compost influence soil enzymes during six years of tillage-intensive, organic vegetable production. *Soil Science Society of America Journal*. 83.3, 624-637.
- Bowles, T.M., Acosta-Martínez, V., Calderón, F. & Jackson, L.E. (2014). Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. *Soil Biology and Biochemistry*. 68, 252-262. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.004>.
- Chavarría, D. N., Verdenelli, R. A., Serri, D. L., Restovich, S. B., Andriulo, A. E., Meriles, J. M. & Vargas-Gil, S. (2016). Effect of cover crops on microbial community structure and related enzyme activities and macronutrient availability. *European journal of soil biology*, 76, 74-82.
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M. & Robledo, C. (2020). InfoStat versión 2020. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dick, R.P. (1994). Soil Enzyme Activities as Indicators of Soil Quality 1. Doran, JW; DC Coleman; DF Bezdicek & BA Stewart. (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. (pp. 107-124). Madison, Wisconsin, USA.
- Domeignoz-Horta, L. A., Pold, G., Liu, X. J. A., Frey, S. D., Melillo, J. M., & DeAngelis, K. M. (2020). Microbial diversity drives carbon use efficiency in a model soil. *Nature communications*, 11(1), 3684.
- Doran, J.W., and Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In: Doran, JW; DC Coleman; DF Bezdicek & BA Stewart. (eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. (pp. 3-21). Madison, Wisconsin, USA.
- Duchene, O., Vian, J.F., Celette, F. (2017). Intercropping with legume for agroecological cropping systems: Complementarity and facilitation processes and the importance of soil microorganisms. A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 240, 148-161. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.019>.
- Food and Agriculture Organization, (2020). FAOSTAT Online Database (Last update Jan, 2023). Available at (<https://faostat.fao.org/>) (accessed, January 2023).

- Ferreras, L., Toresani, S., Bonel, B., Fernández, E., Bacigaluppo, S., Faggioli, V. & Beltrán, C. (2009). Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Ciencia del suelo*, 27(1), 103-114.
- Fierer, N. (2017). Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nature Reviews Microbiology*, 15(10): 579.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., & Zaks, D.P.M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*. 478, 337–342. doi:10.1038/nature10452.
- 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/10.1016/j.gecco.2016.03.009>.
- García-Orenes, F., Morugán-Coronado, A., Zornoza, R., & Scow, K. (2013). Changes in soil microbial community structure influenced by agricultural management practices in a Mediterranean agro-ecosystem. *PLoS one*. 8, (11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080522>.
- GelCompare II. (2005). Version 4.602 of Applied Maths NV.
- Gessner, M.O., Swan, C.M., Dang, C.K., McKie, B.G., Bardgett, R.D., Wall, D.H., & Hättenschwiler, S. (2010). Diversity meets decomposition. *Trends in ecology and evolution*. 25(6), 372-380. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.010>.
- Gliessman, S. R. (2012). Quantifying the Agroecological Component Agroecology. In: *Researching the Ecological Basis for Sustainable Agriculture*. (pp. 366). Springer Science and Business Media.
- Gutiérrez-Rojas, I., Moreno-Sarmiento, N., & Montoya, D. (2015). Mecanismos y regulación de la hidrólisis enzimática de celulosa en hongos filamentosos: casos clásicos y nuevos modelos. *Revista Iberoamericana de Micología*, 32(1), 1-12.
- Hartman, K., Van der Heijden, M.G., Wittwer, R.A., Banerjee, S., Walsler, J.C., & Schlaeppi, K. (2018). Cropping practices manipulate abundance patterns of root and soil microbiome members paving the way to smart farming. *Microbiome*. 6(1), 1-14. DOI 10.1186/s40168-017-0389-9.
- Harris, R., Parr, J., Gardner, W., & Elliot, L. (1981). Effect of water potential on microbial growth and activity. In: *Water potential relations in soil microbiology*. (pp. 23-95). Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub9.c2>.
- Ho, A., De Roy, K., Thas, O., De Neve, J., Hoefman, S., Vandamme, P., ... Boon, N. (2014). The more, the merrier: heterotroph richness stimulates methanotrophic activity. *The ISME journal*, 8(9), 1945-1948.
- Holland, J.E., Bennett, A.E., Newton, A.C., White, P.J., McKenzie, B.M., George, T.S., & Hayes, R.C. (2018). Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: a review. *Science of the total environment*. 610, 316-332. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.020>.
- Isbell, F., Adler, P.R., Eisenhauer, N., Fornara, D., Kimmel, K., Kremen, C., & Scherer-Lorenzen, M. (2017). Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. *Journal of Ecology*. 105(4), 871-879. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12789>.
- Kertesz, M. A., & Mirleau, P. (2004). The role of soil microbes in plant sulphur nutrition. *Journal of experimental botany*, 55(404), 1939-1945.
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C.A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R.I., & Steinbeiss, S. (2015). Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*. 6, 6707. DOI: 10.1038/ncomms7707.
- Mäder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., & Niggli, U. (2002). Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*. 296(5573), 1694-1697. DOI: 10.1126/science.1071148.
- Maestre, F. T., Delgado-Baquerizo, M., Jeffries, T. C., Eldridge, D. J., Ochoa, V., Gozalo, B., & Singh, B. K. (2015). Increasing aridity reduces soil microbial diversity and abundance in global drylands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(51), 15684-15689.
- Manzoni, S., Taylor, P., Richter, A., Porporato, A., & Ågren, G. I. (2012). Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist*, 196(1), 79-91.
- McDaniel, M.D., Tiemann, L.K., & Grandy, A.S. (2014). Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications*. 24(3), 560-570. <https://doi.org/10.1890/13-0616.1>.
- McGill, W. B., & Cole, C. V. (1981). Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma*, 26(4), 267-286.
- Mehnick, E.F. (1964). A Comparison of some Species-Individuals Diversity Indices Applied to Samples of Field Insects. *Ecology*. 45 (4), 859-861.
- Muyzer, G., & Smalla, K. (1998). Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology. *Antonie Leeuwenhoek*. 73: 127-141.
- Muyzer, G., Waal, E.C., & Uitterlinden, A.G. (1993). Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 695–700. <https://doi.org/10.1128/aem.59.3.695-700.1993>.
- Nannipieri, P., Trasar-Cepeda, C., & Dick, R.P. (2018). Soil enzyme activity: a brief history and biochemistry as a basis for appropriate interpretations and meta-analysis. *Biol Fert Soil*. 54, 11. DOI 10.1007/s00374-017-1245-6.
- Novelli, L. E., Caviglia, O. P., Jobbágy, E. G., & Sadras, V. O. (2023). Diversified crop sequences to reduce soil nitrogen mining in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 341, 108208.

- Ortiz, J., Faggioli, V. S., Ghio, H., Bocolini, M. F., Ioele, J. P., Tamburrini, P., & 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.
- Philippot, L., Spor, A., Hénault, C., Bru, D., Bizouard, F., Jones, C. M., ... Maron, P. A. (2013). Loss in microbial diversity affects nitrogen cycling in soil. *The ISME journal*, 7(8), 1609-1619.
- R Development Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing.
- Rousk, J., Bååth, E., Brookes, P.C., Lauber, C.L., Lozupone, C., Caporaso, J.G., & Fierer, N. (2010). Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *The ISME journal*. 4(10), 1340-1351. <https://doi.org/10.1038/ismej.2010.58>.
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, M., Angelini, H., Reussi Calvo, N., & Wyngaard, N. (2019). Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. *Actas Simposio Fertilidad*. 141–158. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/11824>.
- Salazar, S., Sánchez, L.E., Alvarez, J., Valverde, A., Galindo, P., Igual, J.M., & Santa-Regina, I. (2011). Correlation among soil enzyme activities under different forest system management practices. *Ecological Engineering*. 37(8), 1123-1131. <https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2011.02.007>.
- Serri, D. L., Bocolini, M., Oberto, R., Chavarría, D., Bustos, N., Vettorello, C., ... and Vargas Gil, S. (2018). Efecto de la agriculturización sobre la calidad biológica del suelo. *Ciencia del suelo*. 36(2), 92-104.
- Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*. 27, 379–423.
- Sinsabaugh, R. L., Hill, B. H., & Follstad Shah, J. J. (2009). Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment. *Nature*, 462(7274), 795-798.
- Soil Survey Staff. (2014). *Keys to Soil Taxonomy*, 12 th ed. United States Department of Agriculture- Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Song, Y.N., Zhang, F.S., Marschner, P., Fan, F.L., Gao, H.M., Bao, X.G., & Li, L. (2007). Effect of intercropping on crop yield and chemical and microbiological properties in rhizosphere of wheat (*Triticum aestivum* L.), maize (*Zea mays* L.), and faba bean (*Vicia faba* L.). *Biology and Fertility of Soils*. 43(5), 565-574. DOI 10.1007/s00374-006-0139-9.
- Stoykov, Y. M., Pavlov, A. I., & Krastanov, A. I. (2015). Chitinase biotechnology: production, purification, and application. *Engineering in Life Sciences*, 15(1), 30-38.
- Tabatabai, M. A., & Bremner, J. M. (1970). Arylsulfatase activity of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 34(2), 225-229.
- Tiemann, L.K., Grandy, A.S., Atkinson, E.E., Marin-Spiotta, E., & McDaniel, M.D. (2015). Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. *Ecology letters*. 18(8), 761-771. <https://doi.org/10.1111/ele.12453>.
- 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. <https://doi.org/10.1111/nph.15714>.
- 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.
- Van Elsas, J. D., Hartmann, A., Schloter, M., Trevors, J. T., & Jansson, J. K., 2019. The bacteria and archaea in soil. In *Modern soil microbiology* (pp. 49-64). CRC Press.
- Wall, L. G., Gabbarini, L. A., Ferrari, A. E., Frene, J. P., Covelli, J., Reyna, D., & Robledo, N. B. (2019). Changes of paradigms in agriculture soil microbiology and new challenges in microbial ecology. *Acta Ecologica*, 95, 68-73.
- Wagg, C., Bender, S.F., Widmer, F., & Van der Heijden, M.G. (2014). Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 111(14), 5266-5270. <https://doi.org/10.1111/nph.15714>.
- Walkley, A & Black, I.A. (1934). An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci*. 37, 29-38.
- Wang, Y., Ji, H., Wang, R., Guo, S., & Gao, C. (2017). Impact of root diversity upon coupling between soil C and N accumulation and bacterial community dynamics and activity: result of a 30 year rotation experiment. *Geoderma*, 292, 87-95.
- Wezel, A., Casagrande, M., Celette, F., Vian, J.F., Ferrer, A., & Peigné, J. (2014). Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for sustainable development*. 34(1), 1-20. DOI 10.1007/s13593-013-0180-7.
- Williams, A., Börjesson, G., & Hedlund, G. (2013). The effects of 55 years of different inorganic fertilizer regimes on soil properties and microbial community composition. *Soil Biol. Biochem*. 67, 41–46. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.008>.
- Wilson, D. B. (2011). Microbial diversity of cellulose hydrolysis. *Current opinion in microbiology*, 14(3), 259-263.
- Zhang, K., Maltais-Landry, G., & Liao, H. L. (2021). How soil biota regulate C cycling and soil C pools in diversified crop rotations. *Soil Biology and Biochemistry*, 156, 108219.
- Zhou, X., Yu, G., & Wu, F. (2011). Effects of intercropping cucumber with onion or garlic on soil enzyme activities, microbial communities and cucumber yield. *European Journal of Soil Biology*, 47(5), 279-287.

LA HUELLA DE CARBONO DEL MAÍZ COMO VÍNCULO ENTRE PRODUCCIÓN Y AMBIENTE

Rodolfo Bongiovanni ^{1*}, Leticia Tuninetti ², Gabriel Espósito ³, Silvina Fiant ⁴,
Karen Ponienman ¹, Santiago Álvarez ⁴, Nicolás Chiappero ³, Nicolás Oliverio ³

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

² Instituto Nacional de Tecnología Industrial, Argentina.

³ Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.

⁴ Bolsa de Cereales de Córdoba, Argentina.

RESUMEN

La huella de carbono (HC) representa la sumatoria de gases de efecto invernadero emitidos por una persona, institución, programa o producto, y es la medida de uno de los impactos que provocan las actividades de la humanidad sobre el ambiente. El objetivo general de este trabajo fue estimar la HC del maíz producido en Córdoba, Argentina. El objetivo específico fue analizar la diferencia de HC a través de un manejo sitio-específico de la fertilización nitrogenada. La unidad declarada es: 1 t de grano en la puerta del campo. Los métodos utilizados siguen las normas ISO 14067 y las directrices del Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Se utilizó información provista por la Bolsa de Cereales de Córdoba y de un ensayo a campo en Alejandro Roca, Córdoba. La HC resultó en 156,5 kg CO₂ eq t⁻¹ de maíz, promedio ponderado por departamento de la provincia de Córdoba. En el ensayo a campo, la dosis variable de N permitió reducir un 21,45% la HC, de 150,75 kg CO₂ eq t⁻¹ a 124,13 kg CO₂ eq t⁻¹. Los resultados están en un rango bajo, con respecto a la bibliografía, utilizando los mismos métodos. Una posible explicación es el bajo nivel de insumos que se aplican al cultivo, en términos comparativos, como así también la siembra directa, con menor consumo de combustible. En el ensayo, se explica por un uso más eficiente del fertilizante.

Palabras clave: Análisis de Ciclo de Vida. Emisiones de GEI. Calentamiento global. Agricultura de Precisión.

CARBON FOOTPRINT OF CORN AS A LINK BETWEEN PRODUCTION AND THE ENVIRONMENT

ABSTRACT

The carbon footprint (CF) represents the sum of greenhouse gases emitted by a person, institution, project or product, and is a measure of one of the impacts on the environment caused by human activities. The general objective of this research was to estimate the CF of corn produced in Córdoba, Argentina. The specific objective was to analyze the difference in CF by using Precision Agriculture. The declared unit is 1 t of grain at the farmgate. The methods used follow the ISO 14067 standards and the Intergovernmental Panel on Climate Change guidelines. The information was obtained from the Córdoba Grain Exchange and from a field trial in Alejandro Roca, Córdoba. The CF resulted in 156.5 kg CO₂ eq t⁻¹ of corn, weighted average per department of the province of Córdoba. In the field trial, N variable rate allowed the CF to be reduced by 21.45%, from 150.75 kg CO₂ eq t⁻¹ to 124.13 kg CO₂ eq t⁻¹. The results are below the average reported in

* Autor de contacto:

bongiovanni.rodolfo@inta.gob.ar

Recibido:
03-04-23

Recibido con revisiones:
08-06-23

Aceptado:
14-06-23

the literature using the same methods. A possible explanation is the low level of inputs applied to the crop, in comparative terms, as well as the use of no-tillage which reduces fuel consumption. The lower impact observed in the field test was due to a more efficient use of fertilizer.

Keywords: Life cycle assessment. GHG emissions. Global warming. Precision Agriculture

INTRODUCCIÓN

La huella de carbono (HC) representa la sumatoria de gases de efecto invernadero (GEI) emitidos por una persona, institución, programa o producto y es la medida de uno de los impactos que provocan las actividades de la humanidad sobre el ambiente. En la HC se cuantifican las emisiones de GEI vinculadas a todas las etapas del ciclo de vida de un producto, comenzando con la extracción y distribución de las materias primas que conforman los insumos, abarcando las demás etapas de la producción, consumo y residuos finales de la vida de un producto (IRAM-ISO 14067, 2019). Dichas emisiones de GEI contribuyen al cambio climático mediante la aceleración del calentamiento global (ISO, 2006). Por lo tanto, la declaración de las huellas de productos genera conciencia entre quienes producen, procesan, comercializan y consumen, ya que promueve nuevas tendencias de mercado vinculadas al Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 12: "Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles" planteado por Naciones Unidas (ONU, 2015).

En el mundo, de forma creciente, los consumidores exigen información sobre el impacto ambiental de los productos que adquieren para poder realizar una compra responsable (European Commission, 2020; Institute for Business Vale [IBM], 2020). A su vez, las empresas y gobiernos cada vez más solicitan una valoración de las emisiones producidas por la actividad empresarial para la compra y contratación. Consecuentemente, el cálculo de la HCP resulta de utilidad en la cadena de valor, porque: 1) brinda una visión ambiental integral, destaca qué etapas del ciclo de producción-consumo de un producto son las de mayor impacto (puntos críticos); 2) permite comunicar la imagen ambiental de un producto; 3) muestra posibles reducciones de costos a través del uso más eficiente de recursos energéticos y materiales; 4) propone argumentos y herramientas para la revalorización de subproductos y desechos a través del reciclado o la reutilización; y 5) permite comparaciones entre materias primas, embalajes, tecnologías, métodos de distribución, como así también entre productos y servicios sustitutos. La HC reviste importancia para la cadena de valor global del maíz porque los productos son comercializados mundialmente y las nuevas generaciones de consumidores comienzan a exigir información sobre métodos de producción sostenible.

En la campaña 2020-2021 se produjeron 23,7 millones de toneladas en Córdoba, un 21% más que en la campaña anterior y un 93% más que el promedio histórico. Esto se logró con un área sembrada de más de 3 millones de ha, un 60% mayor que el promedio histórico. El rendimiento superó en un 8% a la campaña anterior, llegando a 8,89 t ha⁻¹. La producción de maíz representó un valor bruto récord de 5.228 millones de USD, un 72% superior al valor bruto obtenido en la campaña anterior (Bolsa de Cereales de Córdoba [BCCBA], 2021).

La fertilización nitrogenada es un punto crítico en la HC del maíz. En Argentina, estudios recientes, utilizando la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) indicaron que la fase agrícola del etanol de maíz generó un 49% del total de GEI producidos durante toda la cadena de producción y, dentro de esta fase, la producción y el uso de fertilizantes nitrogenados fue el subproceso que más incidencia tuvo en el cálculo total de GEI (Bongiovanni y Tuninetti, 2021; Hilbert et al., 2021). La bibliografía reporta que los fertilizantes nitrogenados representan entre el 60 y el 70% de las emisiones de GEI del cultivo de maíz (Ma et al., 2012; Qi et al., 2018; Wang et al., 2015; Yan et al., 2015), tanto por su uso como por su producción, especialmente la urea, que es el fertilizante de mayor consumo en el mundo (International Fertilizer Association [IFA], 2019). La elaboración de fertilizantes nitrogenados, mediante el proceso Haber-Bosch, es altamente costoso en cuanto a utilización de energía fósil y, consecuentemente, en cuanto a emisiones de GEI (Andrade, 2021; Balafoutis et al., 2017; Kongshaug, 1998). Por otro lado, durante su uso, se generan pérdidas de nitrógeno por emisiones de óxido nitroso (N₂O) y monóxido de nitrógeno (NO) en el proceso de nitrificación del amonio, como así también pérdidas por lixiviación de nitratos (Morales-Morales et al., 2019; Thapa et al., 2016). Asimismo, las dosis de fertilización por arriba del óptimo pueden incrementar las emisiones de N₂O desde el suelo hacia la atmósfera (Alvarez et al., 2012); como también las pérdidas de nitrógeno por escorrentía superficial y a través del perfil por lixiviación. Esto impacta negativamente la calidad del agua y los suelos, generando potenciales déficits nutricionales en los cultivos de grano (Alvarez et al., 2012). Sin embargo, en la actualidad, el consumo de fertilizantes y particularmente el de fertilizantes nitrogenados,

es un factor clave para la obtención de elevados rendimientos en maíz (Adeyemi et al., 2020; Agyin-Birikorang et al., 2020; Seleiman et al., 2021). De esta manera, las técnicas de manejo del cultivo tienen un impacto importante en la HC, y en consecuencia una alta incidencia en la sostenibilidad del sistema de producción de maíz. En un estudio basado en los datos de una encuesta agrícola del este de China, se evaluaron las huellas de carbono de los tres principales cultivos de cereales (arroz, trigo y maíz) con una metodología de ACV y se concluyó que al aplicar dosis mayores a 300 kg N ha⁻¹ no se reflejaban en mayores rendimientos, pero sí en el incremento de la HC (Yan et al., 2015). Por otra parte, Arrieta et al. (2018) estudiaron una fuerte correlación lineal entre rendimientos y eficiencias. Estos autores analizaron los cultivos de soja y maíz en la región pampeana y extra-pampeana de Argentina y detectaron mayores rendimientos de granos y eficiencias de GEI (t de grano producido por t de CO₂ eq emitida) en la región pampeana a pesar del mayor uso de insumos. Resultados similares encontraron Zhang et al. (2018) en China, donde el incremento en el consumo de electricidad y fertilizantes nitrogenados en el cultivo de maíz bajo riego generó 40% más emisiones que en el caso del maíz a secano. Sin embargo, el sistema que requirió mayor energía, fertilización y riego, también generó 2,1 veces mayor rendimiento en grano, por lo que la HC fue de 556 kg CO₂ eq por t de maíz, un 37% inferior que en la producción a secano (877 kg CO₂ eq t⁻¹). Los autores sugieren, además, que en ambos sistemas es posible reducir aún más la HC al optimizar íntegramente el manejo agrícola.

Zhang et al. (2021) demostraron que el tratamiento con la dosis óptima de N aumentó el rendimiento y redujo las emisiones de GEI por tonelada de grano, en comparación a tratamientos con dosis menores de nitrógeno. En el mismo sentido, Song et al. (2019) mostraron una relación inversa entre el rendimiento de grano y la HC, al optimizar la densidad de siembra, las variedades, las labores, y la estrategia de fertilización, incrementando los rendimientos en un 23,7%, mientras que disminuyeron su HC en un 34,3%.

El manejo sitio-específico del nitrógeno está indicado como una tecnología clave para la optimización ambiental y económica. Los rendimientos en maíz no solo están determinados por la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, sino que también dependen de otros factores que modifican la demanda y la capacidad de absorción de nitrógeno por la planta. Las diferencias en rendimientos y eficiencias entre regiones están influenciadas por el clima (Boone et al., 2016), particularmente por la precipitación media anual (Arrieta et al., 2018). En Argentina, la cantidad y distribución de las precipitaciones estivales es uno de los factores determinantes del rendimiento de maíz, ya que la mayoría del maíz se siembra a secano (Eyhéabide, 2012; Socchiuzzi et al., 2018). La oferta hídrica determina la cantidad de nutrientes demandados por el maíz y la capacidad de absorción de estos por el cultivo. Esta dependencia del clima, que determina la variabilidad temporal del rendimiento de maíz en diferentes campañas agrícolas, incrementa el riesgo al que se enfrentan los productores al decidir sobre la dosis y el momento de aplicación de fertilizantes (Espósito, 2013; Maestrini y Basso, 2018). Por otro lado, un estudio de China demostró que la heterogeneidad espacial de las condiciones ambientales determina las variaciones anuales de las emisiones de GEI y variaciones espaciales de la HC de los cultivos de arroz, trigo y maíz (Xu y Lan, 2016).

De la misma manera, existe evidencia de que los suelos de los lotes de producción agrícola típicamente presentan variabilidad espacial, tanto por diferencias asociadas al relieve y al movimiento superficial del agua como también a diferencias morfogénicas relacionadas al tipo de material original y los procesos de formación geológicos de suelos en cada posición topográfica (Bricchi et al., 2006). Esta heterogeneidad, a su vez, determina la variabilidad sitio-específica en los rendimientos del cultivo incluso a escala de intra-lote, lo cual genera posiciones altas y bajas dentro del mismo.

La intensificación sostenible de la agricultura busca satisfacer las altas demandas de commodities, optimizando el manejo agrícola y reduciendo el impacto ambiental, a través del aumento del rendimiento por unidad de área y tiempo. Estos objetivos requieren tecnologías que modifiquen la función de producción (Bongiovanni et al., 2006), implicando mayor o igual rendimiento con menor o igual nivel de insumos (Andrade, 2021; Pretty et al., 2018). En este contexto, se encuentra la Agricultura de Precisión (AP) como tecnología de procesos y conocimiento, la cual genera un nexo entre la producción agrícola y la sustentabilidad ambiental (Finger et al., 2019). De acuerdo a la Sociedad Internacional de Agricultura de Precisión (ISPA, 2020), la Agricultura de Precisión es “una estrategia de gestión que recoge, procesa y analiza datos temporales, espaciales e individuales y los combina con otras informaciones para respaldar las decisiones de manejo de acuerdo con la variabilidad estimada, y así mejorar la eficiencia en el uso de recursos, la productividad, la calidad, la rentabilidad y la sostenibilidad de la producción agrícola”. La AP tiene la particularidad de reducir la cantidad de insumos por medio de aplicaciones sitio-específicas con equipos de alta tecnología (Balafoutis et al., 2017). La dosis variable de fertilización nitrogenada es una tecnología de AP que permite

aplicar la dosis justa en cada sitio-específico, de forma de asociar los requerimientos de los cultivos a la oferta del suelo, con la consecuente reducción en las pérdidas de nutrientes al ambiente, y el incremento en el rendimiento agrícola y económico (Bongiovanni y Lowenberg-DeBoer, 2004). Por otra parte, Brown et al. (2015) demostraron que la aplicación de tecnologías de agricultura de precisión produce mayor retorno económico neto y menor HC. Estas reducciones en la HC reflejan disminuciones en las emisiones directas por la aplicación de insumos (herbicidas, insecticidas, fertilizantes, semillas) y utilización de combustible en dichas labores, y las indirectas emitidas aguas arriba durante su producción.

El estudio de las interacciones entre el clima, el suelo, la topografía y el manejo, y cómo estos factores y su variabilidad afectan el rendimiento de los cultivos, es de importancia tanto económica como ambiental, ya que con un mejor manejo agrícola es posible aumentar los rendimientos, reducir el uso de insumos y el impacto sobre el ambiente, o ambos a la vez (Maestrini y Basso, 2018; Xu y Lan, 2016). Al presente, algunas investigaciones están avanzando hacia la integración de estos factores en el desarrollo de modelos para predecir e interpretar el rendimiento de maíz y obtener recomendaciones más precisas sobre el uso de los fertilizantes nitrogenados (Correndo et al., 2021; Ransom et al., 2019).

El objetivo general de este trabajo fue estimar la HC del maíz de Córdoba, con la finalidad de identificar las actividades que generan los mayores impactos y que, a su vez, pueden ser mejorados. El estudio se realizó a nivel Departamento de la provincia de Córdoba, y los resultados se expresan tanto por tonelada de maíz, como por hectárea. Desde el punto de vista de la cadena, interesa la potencialidad de esta metodología para determinar puntos críticos y poder plantear alternativas tecnológicas que permitan mejorar la eficiencia, bajo la mirada de la sostenibilidad.

El objetivo específico fue analizar los cambios en la HC del maíz generado por la aplicación de una estrategia de fertilización nitrogenada con manejo sitio-específico.

Las hipótesis son tres: 1) La HC de la producción local tiene valores inferiores al promedio mundial informado por la literatura, 2) Existe una relación inversa entre rendimiento y HC, y 3) Existe una relación directa entre la HC y la dosis de N.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este trabajo, se usaron los datos relevados por el Departamento de Información Agronómica (D.I.A.) de la Bolsa de Cereales de Córdoba (BCCBA). Estos se componen por 840 imágenes provistas por la Agencia Espacial Europea (ESA), provenientes del satélite Sentinel-2, fechadas entre los meses de enero y mayo del 2021. Se relevaron más de 11.000 lotes geoposicionados y se utilizaron datos zonales de rendimientos provistos por colaboradores calificados distribuidos en toda la geografía del área de influencia. Los datos fueron procesados en su totalidad por el equipo técnico del D.I.A. de la BCCBA. La adquisición y procesamiento de las imágenes satelitales fue realizada utilizando la plataforma Google Earth Engine (BCCBA, 2021).

Para la etapa de estimación de las huellas, este trabajo sigue el protocolo de la norma IRAM-ISO 14067 (2019), consistente con el Capítulo 11 del Volumen 4 de las Guías del Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2019). Un componente fundamental del método ACV es el inventario ambiental, que consiste en una cuantificación de los ingresos al sistema (energía e insumos materiales), y de las emisiones al ambiente relacionadas con la creación del producto y su uso, es decir, todas las salidas (productos, subproductos, residuos, emisiones). Dicho inventario se construyó a partir de los planteos productivos brindados por la Bolsa de Cereales de Córdoba (Anexo). La unidad declarada de este estudio es 1 t de maíz a campo en la campaña 2020/2021. Como valor de referencia, también se expresa la huella por hectárea. Se incluyeron las emisiones derivadas de la producción y uso de semillas, fertilizantes, agroquímicos y combustibles para las labores agrícolas. Del mismo modo, se consideraron las emisiones derivadas por los residuos de cosecha. Los planteos técnicos por Departamento se presentan en el Anexo.

Para el estudio de caso, con respecto al análisis diferenciado de la HC bajo diferentes estrategias de manejo sitio específico de la fertilización nitrogenada, se usó un lote del establecimiento "La Fe" ubicado a 36 km al sur de la localidad Alejandro Roca, en el departamento Juárez Celman, Córdoba. Este lote no posee gran variación de altura, pero si tiene zonas con influencia de presencia de napa. En determinadas circunstancias y años, la napa puede alcanzar un ascenso cercano a la superficie, lo que genera problemas

de salinización en el perfil. Por lo tanto, las zonas de manejo se determinaron mediante la profundidad a la cual se encontraba la napa, su efecto sobre el cultivo y sobre el perfil de suelo.

Se diferenciaron tres zonas de manejo en las que se aplicaron distintas densidades de siembra (Figura 1). Si no se hubiese diferenciado zonas de manejo, se hubiera sembrado 65.000 semillas ha^{-1} , el planteo que venía usando tradicionalmente. Las zonas se clasificaron en: (1) Baja producción (BP) con densidad menor a 55.000 semillas ha^{-1} (57,44 ha); (2) Media producción (MP) con densidades de siembra entre 55.000 y 75.000 semillas ha^{-1} (96,1 ha); y (3) Alta producción (AP) con densidades mayores de 75.000 semillas ha^{-1} (44,4 ha).

La fecha de siembra fue desde 26 al 28 de noviembre de 2021. El híbrido utilizado fue DK 7272 VT3P. El antecesor de este maíz fue trigo/soja y cultivo de servicio diferenciado por zona de manejo; en la zona de baja producción se utilizó triticale (el cual fue pastoreado por animales), en las zonas de media y alta producción se utilizó una mezcla de triticale, rabanito forrajero y vicia villosa (estos sectores no fueron pastoreados).

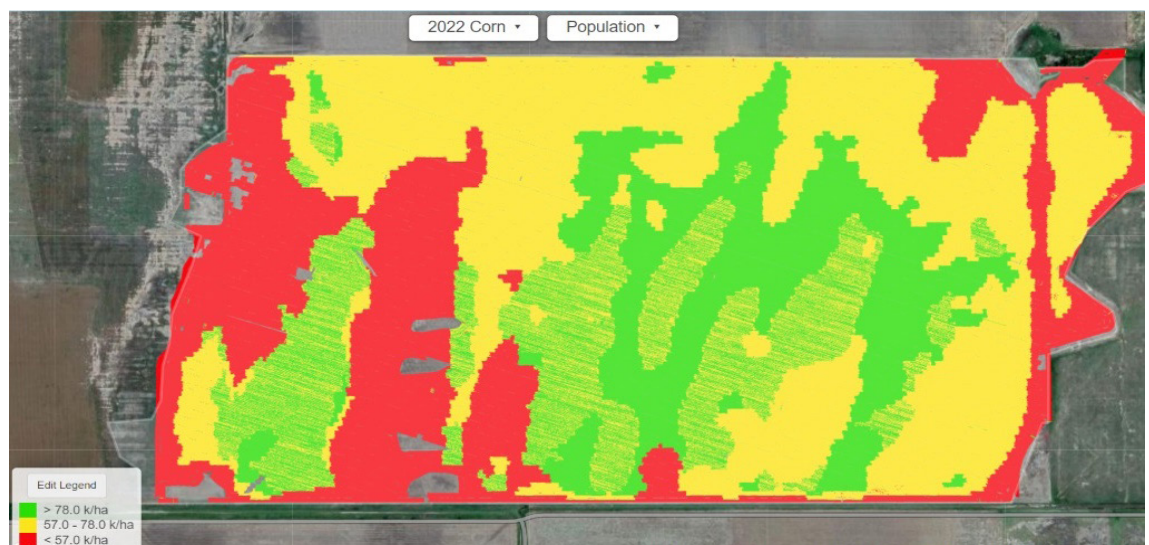


Figura 1: Densidad de siembra del maíz en el estudio de caso ubicado en Alejandro Roca, campaña 2021-2022.

Figure 1: Maize seeding rate in the case study located in Alejandro Roca, 2021-2022 crop season.

Como fuente de fósforo se utilizó una mezcla 7-38-0 S 8% Zn 0,8% en la siembra. Se aplicó en forma variable, en la zona de baja producción sin aporte, zona media producción 155 kg ha^{-1} y en la zona de alta producción 210 kg ha^{-1} . Las dosis surgen según análisis de suelo y rendimiento esperado para cada zona. En contraposición al manejo por ambiente, la dosis habitualmente utilizada en un maíz tardío es de 150 kg ha^{-1} .

La fertilización nitrogenada fue realizada con aplicación de Sol Mix (28-0-0 S 5,2%) mediante pulverizador Metalfor 3200, de forma chorreada en el entresurco en el estado fenológico de maíz V5/V6 durante el mes de enero. En la zona de baja producción se utilizaron 73 L ha^{-1} (equivalente a 67 kg ha^{-1} de urea, según balance para un rendimiento esperado de 6 t ha^{-1}), en la zona de media producción se aplicaron 228 L ha^{-1} (equivalente a 209 kg ha^{-1} de urea según balance para un rendimiento esperado de 11 t ha^{-1}) y en la zona de alta producción se aplicaron 236 L ha^{-1} (equivalente a 217 kg ha^{-1} de urea, según balance para un rendimiento esperado de 14 t ha^{-1}) (Figura 2).

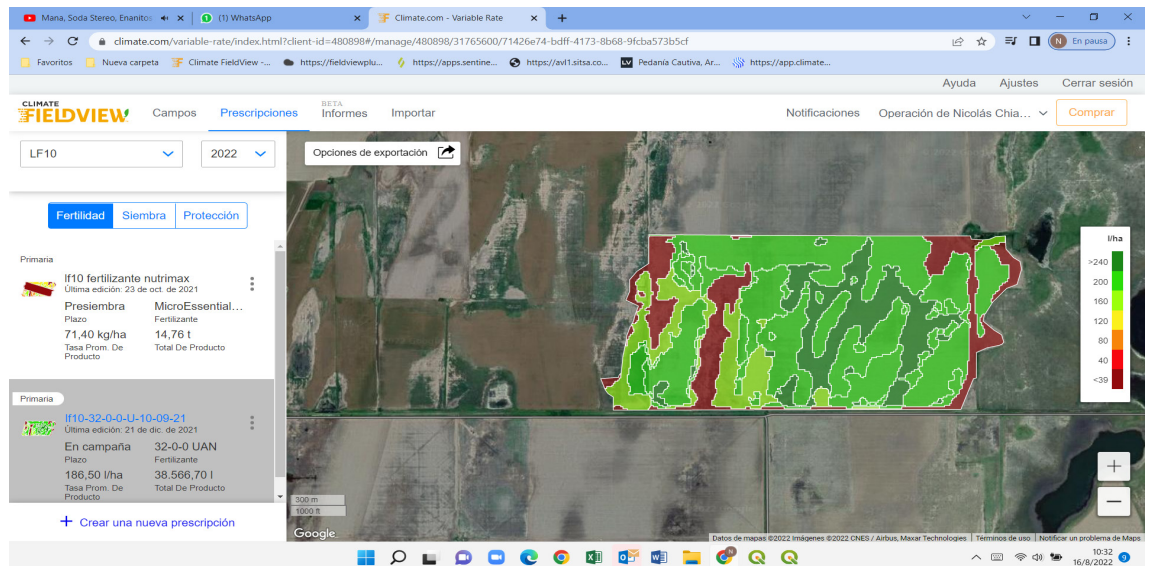


Figura 2: Fertilización nitrogenada del maíz en el estudio de caso ubicado en Alejandro Roca, campaña 2021-2022.

Figure 2: Nitrogen fertilization of corn in the case study located in Alejandro Roca, 2021-2022 crop season.

En la Tabla 1 se puede observar las dosis de urea (equivalentes a los kg de SolMix que se utilizaron en el lote) utilizadas en cada zona de manejo y la dosis supuesta si se hubiese realizado un planteo fijo (como dato se toma el promedio que surge de los diferentes ambientes).

Tabla 1: Planteo técnico del ensayo por zona de manejo y por manejo uniforme del estudio de caso.

Table 1: Technical approach to the trial per management areas and uniform management of the case study.

	Unidades	ZONA			UNIFORME
		AP	MP	BP	
Porcentaje del lote	%	22	49	29	100
Semilla	kg ha ⁻¹	19,8	15,0	12,7	16,0
Fertilizante:					
Urea	kg ha ⁻¹	217	209	67	180
Fosfato monoamónico	kg ha ⁻¹	153	113	0	113
Herbicida:					
Atrazina 90%	kg ha ⁻¹	2,1	2,2	1,7	2,2
2,4 D éster	L ha ⁻¹	1,6	1,7	1,2	1,7
S-metolacoloro	L ha ⁻¹	1	1	1	1
Glifosato	L ha ⁻¹	5,4	5,6	3,6	5,6
Picloram	L ha ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Cletodim	L ha ⁻¹	1,0	1,1	0,9	1,1
Insecticida:					
Lambdacialotrina	kg ha ⁻¹	0	0	0	0
Funguicida:					
Azoxistrobina + Cyproconazole	L ha ⁻¹	0,8	0,9	0,6	0,9
Coadyuvante:					
Aceite mineral	L ha ⁻¹	1	1	1	1
Gasoil:					
Siembra directa + fertilización	L ha ⁻¹	5,59	5,59	5,59	5,59
Pulverización terrestre x4	L ha ⁻¹	2,88	2,88	2,88	2,88
Cosecha	L ha ⁻¹	8,44	8,44	8,44	8,44
Camioneta para asesoramiento	L ha ⁻¹	0,37	0,37	0,37	0,37
Total Gasoil	L ha ⁻¹	17,28	17,28	17,28	17,28
Rendimiento 2020/2021	t ha ⁻¹	13,322	12,275	7,225	9,50

La cosecha se realizó entre el 25 y 30 de mayo de 2022, con una cosechadora Case 6230 contratada. El rendimiento promedio obtenido en esta campaña, en el lote estudiado, fue de 10.950 kg ha⁻¹ (Figura 3).

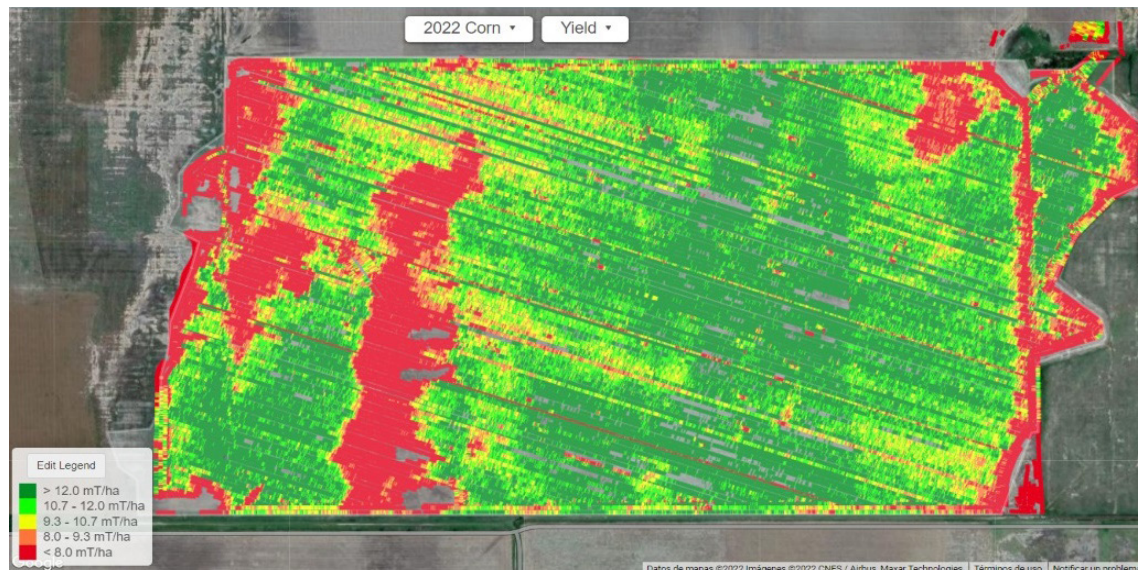


Figura 3: Rendimiento del maíz en el estudio de caso ubicado en Alejandro Roca, campaña 2021-2022.

Figure 3: Corn yield in the case study located in Alejandro Roca, 2021-2022 crop season.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En un primer lugar, se presentan los resultados para la provincia de Córdoba. En segundo lugar, se presentan los resultados del estudio de caso a campo. La Tabla 2 muestra los resultados de la HC por tonelada y por hectárea. Los resultados para cada Departamento se ponderaron por el porcentaje de lo producido para obtener un único resultado para la provincia.

Tabla 2: Huella de carbono (HC) del maíz de Córdoba expresada en porcentaje de participación, por tonelada y por hectárea.

Table 2: Carbon footprint of Córdoba corn expressed in share percentage, per ton and per hectare.

Departamento	Participación	HC	
		kg CO ₂ eq t ⁻¹	kg CO ₂ eq ha ⁻¹
Calamuchita	1,2%	133	1166
Capital	0,1%	158	1408
Colón	1,8%	146	1271
General Roca	9,8%	185	1537
Gral San Martín	4,4%	157	1458
Ischilín	0,2%	128	1078
Pocho	0,2%	131	1141
Juárez Celman	7,4%	158	1442
Marcos Juárez	8,4%	173	1786
Roque Sáenz Peña	5,4%	201	1828
Río Cuarto	18,2%	154	1308
Río Primero	6,2%	133	1143
Río Seco	1,9%	110	880
Río Segundo	5,0%	140	1259
San Justo	7,2%	150	1271
Santa María	2,7%	131	1164
Tercero Arriba	5,9%	137	1236
Totoral	3,0%	122	1057
Tulumba	2,2%	101	830
Unión	9,2%	178	1743
Promedio ponderado: Provincia		156,5	1402,8

En la Figura 4 se observan, en forma gráfica, los principales elementos que determinan la HC del maíz de Córdoba, agrupados por categorías, para la unidad declarada que es un kilogramo de maíz en la tranquera del campo.

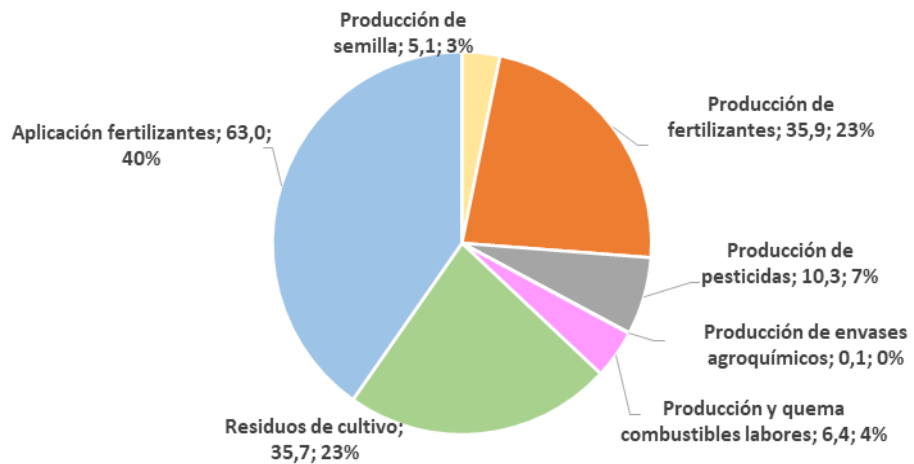


Figura 4: Huella de carbono del maíz de Córdoba por etapa, expresada en kgCO₂ eq t⁻¹ y su participación porcentual en el total.

Figure 4: Carbon footprint (CF) of Córdoba maize per stage, expressed in kgCO₂ eq t⁻¹, and its percentage share in the total CF.

En la Figura 5 se muestran de forma detallada todas las entradas (insumos) y las salidas (emisiones y residuos) del inventario ambiental de la producción de maíz de Córdoba, como promedios ponderados de las entradas y salidas de cada Departamento.

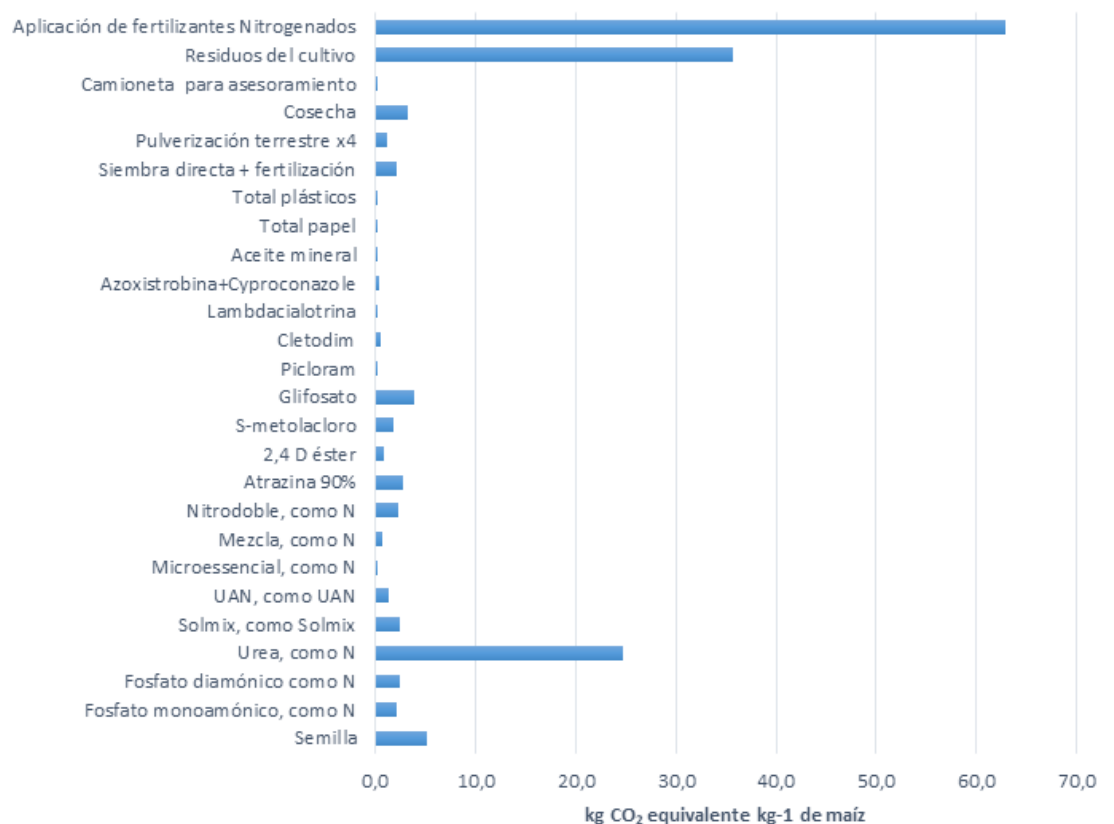


Figura 5: Inventario ambiental de la producción de maíz de Córdoba expresado en kg CO₂ eq kg⁻¹ de maíz.

Figure 5: Environmental inventory of corn production in Córdoba expressed in kg CO₂ eq kg⁻¹ of corn.

La Tabla 3 muestra el uso de fertilizantes nitrogenados en las últimas tres campañas, en la provincia de Córdoba, como así también la comparación de la campaña 2019/2020 sobre 2018/2019 y de la campaña 2020/2021 sobre 2019/2020. La misma tabla muestra los rendimientos de las últimas tres campañas y su comparación con las campañas anteriores. De igual modo, se muestra la HC del maíz ($\text{kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$) en las últimas tres campañas, y su comparación entre campañas. Además, la Tabla 3 muestra que el uso de fertilizantes nitrogenados en la campaña analizada ($88,7 \text{ kg ha}^{-1}$) ha sido mayor que en las dos campañas anteriores. A su vez, el rendimiento se encuentra en un valor intermedio ($8,5 \text{ t ha}^{-1}$), mientras que la HC ($156,5 \text{ kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$) resulta la mayor de las últimas tres campañas.

Tabla 3: Uso de fertilizantes nitrogenados (kg ha^{-1}), rendimientos (t ha^{-1}) y HC ($\text{kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$) en las últimas tres campañas.

Table 3: Nitrogenous fertilizer use (kg ha^{-1}), yield (t ha^{-1}) and carbon footprint ($\text{kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$) in the last three crop seasons.

	Campaña	Promedio ponderado Provincia
Fertilizantes nitrogenados (kg ha^{-1})	2018/2019	76,4
	2019/2020	58,2
	2020/2021	88,7
2019/2020 sobre 2018/2019		-24%
2020/2021 sobre 2019/2020		52%
Rendimiento (t ha^{-1})	2018/2019	9,2
	2019/2020	8,3
	2020/2021	8,5
2019/2020 sobre 2018/2019		-9%
2020/2021 sobre 2019/2020		2%
HC ($\text{kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$)	2018/2019	133,8
	2019/2020	130,0
	2020/2021	156,5
2019/2020 sobre 2018/2019		-3%
2020/2021 sobre 2019/2020		20%

En definitiva, los resultados obtenidos en este trabajo para la campaña 2020-2021 muestran que la HC del maíz a campo fue de $156,5 \text{ kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$ de maíz ($1402,8 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). La causa de la diferencia de HC entre departamentos puede explicarse tanto por las diferencias de rendimiento, como por la cantidad de insumos usados. Es decir, el mayor impacto puede estar dado por la combinación de ambas variables. La Figura 6 muestra la relación existente entre la HC y la dosis de N, mientras que la Figura 7 muestra la relación existente entre los rendimientos departamentales y la HC.

En general, los valores encontrados por este trabajo se encuentran por debajo de los valores internacionales, utilizando los mismos métodos y protocolos adoptados internacionalmente. El resultado promedio de HC es un 65% inferior a los $451 \text{ kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$ reportados por Nemecek et al. (2012) para el maíz global. Es un 60% inferior al promedio de China, que es de $389 \text{ kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$ (Ma et al, 2012; Qi et al, 2018; Wang et al, 2015; Xu & Lan, 2016; Zhang et al, 2018). También es un 41% menor a los $267 \text{ kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$ promedio de Europa (Amaia et al, 2012; Holka & Bienkowski, 2020). Es 51% inferior al de Norteamérica (Adviento-Borbe et al, 2007; Jayasundara et al, 2014; Ma et al, 2012; Sheehan, 2014; Snyder et al, 2009). La HC del maíz de Córdoba es un 57% menor que los $366 \text{ kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$ promedio informados por Trovo-Garofalo et al (2022) y un 32% inferior a los $299 \text{ kg CO}_2 \text{ eq t}^{-1}$ publicados por Arrieta et al (2018) para la campaña 2012-2013 en Argentina.

Una posible explicación es el bajo nivel de insumos que se aplican al cultivo, en términos comparativos, con el resto del mundo. La dosis promedio de N elemental aplicada en el maíz de Córdoba fue de $88,7 \text{ kg ha}^{-1}$, mientras que en el resto del mundo las dosis son superiores a los 100 kg ha^{-1} . Por otro lado, la mayor adopción de

siembra directa contribuye con un menor consumo total de combustible, ya que la labranza convencional implica un consumo de 18,76 L ha⁻¹, mientras que con siembra directa el consumo disminuye a 6,55 L ha⁻¹, explicando la menor huella.

La Figura 6 muestra la relación existente entre la HC (kg CO₂ eq t⁻¹) y la dosis de N (kg ha⁻¹). Si bien los resultados no son muy significativos estadísticamente (R²=0,664), por provenir de datos promedios departamentales, se puede observar que existe una relación lineal entre HC y N por debajo de los 107 kg ha⁻¹ de N, punto donde la curva alcanza su máximo.

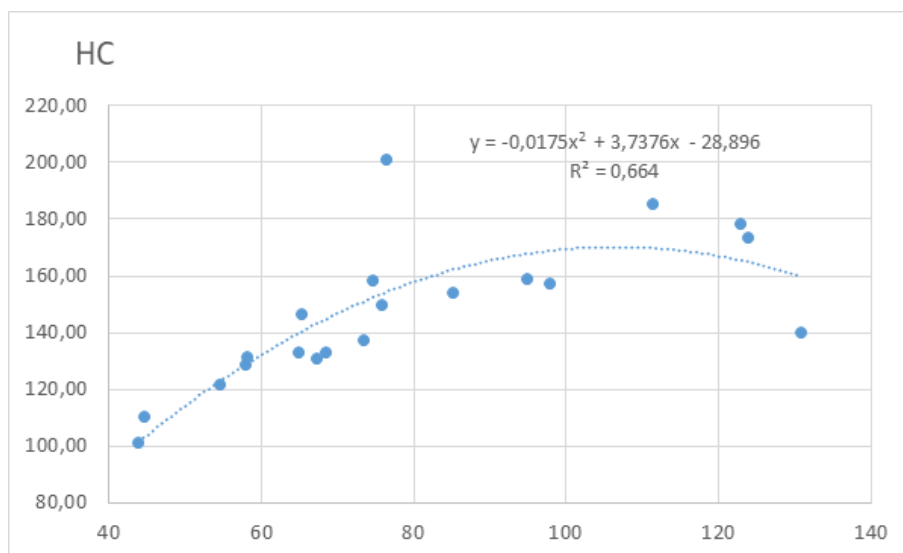


Figura 6: Relación entre la HC (kg CO₂ eq t⁻¹) y la dosis de N (kg ha⁻¹).

Figure 6: Relationship between CF (kg CO₂ eq t⁻¹) and N rate (kg ha⁻¹).

La Figura 7 muestra la relación existente entre los rendimientos departamentales (t ha⁻¹) y la HC (kg CO₂ eq t⁻¹). Si bien los resultados no son muy significativos estadísticamente (R²=0,3657), no se pudo establecer una relación inversa, como se hipotetizaba.

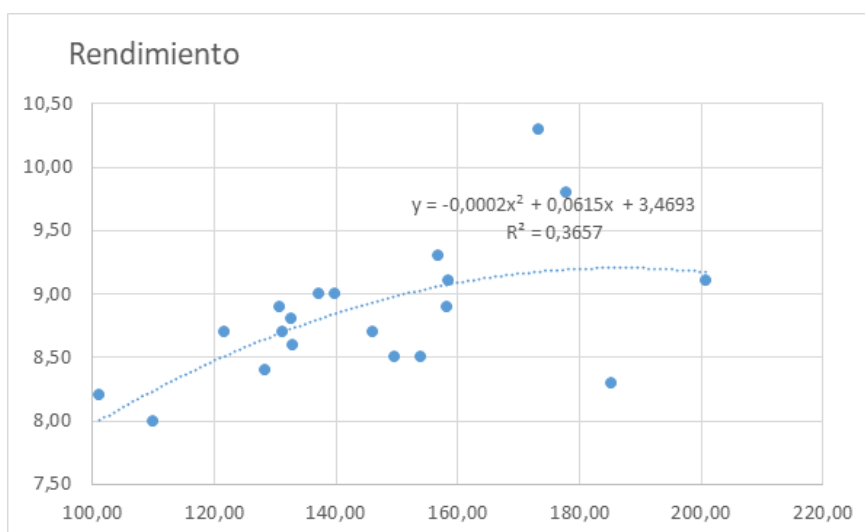


Figura 7: Relación entre rendimiento (t ha⁻¹) y la HC (kg CO₂ eq t⁻¹)

Figure 7: Relationship between yield (t ha⁻¹) and CF (kg CO₂ eq t⁻¹)

Por otro lado, se presentan los resultados del estudio de caso realizado en un lote cercano a la localidad de Alejandro Roca, Córdoba. En la Tabla 4 se observa las proporciones de cada ambiente que hay dentro del lote, 22% correspondiente a ambientes de alta producción (AP), 49% media producción (MP) y finalmente 29 % del lote con ambientes de baja producción (BP).

Tabla 4: Proporción de las zonas de manejo (%), HC de producto (kg CO₂ eq t⁻¹), HC por hectárea (kg CO₂ eq ha⁻¹) y HC ponderada de las tres zonas de manejo (kg CO₂ eq t⁻¹).

Table 4: Proportion of management areas (%), product carbon footprint (kg CO₂ eq t⁻¹), carbon footprint per hectare (kg CO₂ eq ha⁻¹) and weighted carbon footprint of the three management areas. management (kg CO₂ eq t⁻¹).

Zona de manejo	Proporción del área	HC kg CO ₂ eq t ⁻¹	HC kg CO ₂ eq ha ⁻¹	Proporción de la huella de la huella kg CO ₂ eq t ⁻¹	Huella ponderada
AP	22%	133,55	1779,19	29,38	
MP	49%	135,34	1661,24	66,31	124,13
BP	29%	98,04	708,35	28,43	
Uniforme	100	150,75	1432,13		150,75

Se puede observar que, en el planteo de manejo por ambiente, el impacto calentamiento global o HC fue de 124,13 kg CO₂ eq t⁻¹ versus 150,75 kg CO₂ eq t⁻¹ del planteo de manejo uniforme, con dosis fija de nitrógeno (Tabla 4). Para esta situación, el planteo de manejo por ambiente fue muy beneficiosa, no solo por el aumento de rendimiento sino también por la mejor utilización de los insumos aplicados (aumento de margen bruto). A esto debemos sumarle el efecto ambiental ya que se disminuye la HC en un 21,45%. Una posible explicación a la menor huella es el uso más eficiente del fertilizante, por el manejo de dosis variable.

Estos resultados coinciden con los propuestos por Finger et al. (2019) dado que el manejo variable del N mediante técnicas de manejo sitio específica de cultivos disminuye el impacto ambiental de la agricultura, dado que permite ajustar la demanda de nutrientes a la variabilidad espacial de la oferta de los mismos según lo proponen Bongiovanni y Lowenberg-DeBoer (2004). Este manejo variable de los insumos, genera un mayor retorno económico al empleo de fertilizantes a la vez de disminuir el impacto ambiental de los mismos, lo cual es coincidente con Brown et al. (2015) quienes lo relacionaron con una menor HC.

En general, tanto en los planteos a nivel departamental, como en el estudio de caso, se puede observar que la fertilización nitrogenada, junto a los residuos de cosecha, son los puntos críticos más relevantes identificados. La producción de los fertilizantes y pesticidas utilizados es el siguiente punto crítico.

La fertilización nitrogenada en el punto crítico más importante sobre el que es posible actuar con diferentes técnicas para reducir la HC a campo. Una posibilidad para accionar en este sentido e incrementar la productividad es introducir leguminosas en la rotación de cultivos. Otra posibilidad es el uso de residuos orgánicos como fertilizante. Asimismo, la bibliografía indica que las tecnologías de agricultura de precisión para el manejo sitio-específico de los insumos presentan un alto potencial de reducción de huellas ambientales (Finger et al., 2019), como así también las tecnologías de los fertilizantes de liberación controlada y el riego complementario (Ahmed et al., 2020). Respecto a la producción de fitosanitarios, se recomienda estar atento a los nuevos productos del mercado, con menor impacto ambiental comprobable.

El consumo de gasoil en las labores es el segundo punto crítico sobre el que actuar para reducir la HC. En este sentido, es fundamental la elección del sistema adecuado de labranza, así como del tractor y el manejo del mismo. La bibliografía consultada indica que un factor de reducción de emisiones es el mantenimiento preventivo de la maquinaria, como así también el uso de motores diésel de nueva generación. En el futuro, se prevé que la incorporación de maquinaria agrícola con motores eléctricos tendrá un gran efecto sobre la disminución de las emisiones (Ahmed et al., 2020).

Algunos departamentos lideran la producción total de maíz de la provincia. Los resultados muestran que, en general, la producción en estas regiones presenta huellas de carbono similares o superiores al promedio provincial, por lo que resulta crucial trabajar específicamente en estas regiones para ajustar particularmente las dosis de agroquímicos, y en particular, la de fertilizantes aplicados. Por otra parte, es relevante tener en consideración que cualquiera de las medidas propuestas tiene una repercusión económica positiva en las empresas, puesto que, en definitiva, se promueve un uso eficiente de los insumos y la energía.

Se comprobó la hipótesis de que la HC de la producción local tiene valores inferiores al promedio mundial informado por la literatura.

No se pudo comprobar la relación inversa esperada entre rendimiento y HC.

Los resultados del análisis indican que existe una relación directa entre la HC y la dosis de N sólo por debajo de los 107 kg ha⁻¹ de N.

CONCLUSIONES

Este trabajo caracterizó el impacto ambiental calentamiento global o HC, tanto a nivel de departamentos de la provincia de Córdoba, como en el estudio de un caso en un campo. Los valores encontrados en la HC de maíz son menores a los valores internacionales publicados, utilizando los mismos estándares mundialmente aceptados. Eso implica que el maíz de Córdoba es más sostenible en términos ambientales y que también constituye una ventaja competitiva, porque constituye un valor agregado ambiental.

El uso eficiente de los recursos es el camino para lograr una producción sostenible. Se destacan particularmente la fertilización nitrogenada y el consumo de gasoil como aquellos puntos en los que hay mayor margen de acción con la tecnología disponible.

El manejo variable del N mediante el uso del manejo sitio específico aumenta el retorno económico al N a la vez de disminuir la HC en la producción del maíz.

AGRADECIMIENTOS

Al equipo profesional del Departamento de Información Agronómica de la Bolsa de Cereales de Córdoba, por brindar la base de datos primaria sobre la que se realizó el estudio.

REFERENCIAS

- Adeyemi, O., Keshavarz-Afshar, R., Jahanzad, E., Battaglia, M. L., Luo, Y. & Sadaghpour, A. (2020). Effect of wheat cover crop and split nitrogen application on corn yield and nitrogen use efficiency. *Agronomy*, 10(8), 2-11. <https://doi.org/10.3390/agronomy10081081>
- Adviento-Borbe, M. A., Haddix, M. L., Binder, D. L., Walters, D. T., & Dobermann, A. (2007). Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. Obtenido de *Global Change Biology* 13: 1972–1988 - September 2007: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01421.x>
- Agyin-Birikorang, S., Tindjina, I., Adu-Gyamfi, R., Dauda, H. W., Fuseini, A. R. & Singh, U. (2020). Agronomic effectiveness of urea deep placement technology for upland maize production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 116(2), 179–193. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-10039-8>
- Ahmed, J., Almeida, E., Aminetzah, D., Denis, N., Henderson, K., Katz, J., Kitchel, H. -& Mannion, P. (2020). *Agriculture and climate change. Reducing emissions through improved farming practices*. McKinsey & Company. <https://www.mckinsey.com/industries/agriculture/our-insights/reducing-agriculture-emissions-through-improved-farming-practices#>
- Alvarez, C., Costantini, A., Alvarez, C. R., Alves, B. J., Jantalia, C. P., Martellotto, E. E., & Urquiaga, S. (2012). Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 94(2–3), 209–220. <https://doi.org/10.1007/S10705-012-9534-9>
- Amaia, A., Lafarga, A., del Hierro, O., Unamunzaga, O., Besga, G., Domench, F., & Soplana, A. (2012). Huella de Carbono de los Cereales: Análisis de la emisión de gases de efecto invernadero en el sector agroalimentario. <https://www.navarraagraria.com/categories/item/257-huella-de-carbono-de-los-cereales-analisis-de-la-emision-de-gases-de-efecto-invernadero-en-el-sector-agroalimentario>: Navarra Agraria ISSN 0214-6401, N° 194, 2012, págs. 31-38. Navarra, España.

- Andrade, F. (2021). *Los desafíos de la agricultura global*. Ediciones INTA. <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/9137>
- Arrieta, E. M., Cuchietti, A., Cabrol, D. & González, A. D. (2018). Greenhouse gas emissions and energy efficiencies for soybeans and maize cultivated in different agronomic zones: A case study of Argentina. *Science of the Total Environment*, 625, 199–208. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.286>
- Balafoutis, A., Beck, B., Fountas, S., Vangeyte, J., Van der Wal, T., Soto, I., Gómez-Barbero, M., Barnes, a. & Eory, V. (2017). Precision Agriculture Technologies Positively Contributing to GHG Emissions Mitigation, Farm Productivity and Economics. *Sustainability*, 8 (9), 1339.
- Bolsa de Cereales de Córdoba [BCCBA]. (2021). Cálculos finales de producción de maíz en Córdoba – Campaña 2020/21. *Bolsa de Cereales de Córdoba, Departamento de Información Agronómica*, Informe N° 377. <https://www.bccba.org.ar/informes/calculos-finales-de-produccion-de-maiz-en-cordoba-campana-2020-21/>
- Bongiovanni, R. & Lowenberg-DeBoer, J. (2004). Precision Agriculture and Sustainability. *Journal of Precision Agriculture*, 5, 359–387.
- Bongiovanni, R. y Tuninetti, L. (2021). Huella de carbono y huella energética del etanol anhidro producido en una mini destilería “minidest” en origen. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA)*, 47(2).
- Bongiovanni, R., Mantovani, E. C., Best, S. y Roel, A. (2006). *Agricultura de precisión: Integrando conocimientos para una agricultura moderna y sustentable*. Programa Cooperativo para el Desarrollo Tecnológico Agroalimentario y Agroindustrial del Cono Sur (PROCISUR) – Instituto Interamericano de cooperación para la Agricultura (IICA). <https://www.procisur.org.uy/bibliotecas/libros/agricultura-de-precision-integrando-conocimientos-para-una-agricultura-moderna-y-sustentable/es>
- Boone, L., Van linden, V., De Meester, S., Vandecasteele, B., Muylle, H., Roldán-Ruiz, I., Nemecek, T. & Dewulf, J. (2016). Environmental life cycle assessment of grain maize production: An analysis of factors causing variability. *Science of the Total Environment*, 15(553), 551–564: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.089>
- Bricchi, E., Degioanni, A. y Cantero, A. (2006). El origen de los sistemas suelos. En E. Bricchi y A. Degioanni (Comps.), *El sistema suelo. Origen y propiedades* (pp. 13–24). Editorial de la Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.
- Brown, R. M., Dillon, C. R., Schieffer, J. & Shockley, J. M. (2015). The carbon footprint and economic impact of precision agriculture technology on a corn and soybean farm. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 5(3), 335–348. <https://doi.org/10.1080/21606544.2015.1090932>
- Correndo, A. A., Rotundo, J. L., Tremblay, N., Archontoulis, S., Coulter, J. A., Ruiz-Diaz, D., Franze, D., Franzluebbers, A. J., Nafziger, E., Schwalbert, R., Steinke, K., Williams, J., Messina, C. D. & Ciampitti, I. A. (2021). Assessing the uncertainty of maize yield without nitrogen fertilization. *Field Crops Research*, 260, 107985. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107985>
- Espósito, G. (2013). *Análisis de la variabilidad espacio-temporal de la respuesta al nitrógeno en maíz mediante un modelo econométrico mixto espacial (MEME)* [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Córdoba]. Repositorio Digital de la Universidad Nacional de Córdoba. <https://rdu.unc.edu.ar/handle/11086/1497>
- European Commission. (2020). *Flash Eurobarometer 367: Attitudes of Europeans towards building the single market for green products*. The Official portal for European data. https://data.europa.eu/data/datasets/s1048_367?locale=en
- Eyhérbide, G. H. (2012). *Bases para el Manejo del Cultivo de Maíz*. Ediciones INTA. <https://inta.gob.ar/documentos/bases-para-el-manejo-del-cultivo-de-maiz>
- Finger, R., Swinton, S. M., El Benni, N. & Walter, A. (2019). Precision Farming at the Nexus of Agricultural Production and the Environment. *Annual Review of Resource Economics*, 11, 313-335. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-093929>
- Grassini, P., & Cassman, K. (2012). High-yield maize with large net energy yield and small global warming intensity. Obtenido de Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 109, 1074–1079: <https://www.pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1116364109>
- Hilbert, J. A., Manosalva, J. A. y Ponieman, K. (2021). Estudios sobre biorefinerías de maíz en la Argentina. *Proceeding of the 9th International Conferencie on Life Cycle Assessment* (pp. 190-193). CILCA, Buenos Aires.
- Holka, M., & Bienkowski, J. (2020). Carbon Footprint and Life-Cycle Costs of Maize Production in Conventional and Non-Inversion Tillage Systems. Obtenido de *Agronomy* 2020, 10, 1877: doi:10.3390/agronomy10121877
- Institute for Business Vale [IBM]. (2020). *Meet the 2020 consumers driving change*. <https://www.ibm.com/thought-leadership/institute-business-value/report/consumer-2020>
- International Fertilizer Association [IFA]. (2019). *IFASTAT. Statistical information on fertilizer & raw materials supply and fertilizer consumption*. <https://www.ifastat.org/databases>
- International Society of Precision Agriculture [ISPA]. (2021). *Precision Ag Definition*. <https://ispag.org/about/definition>
- IRAM-ISO 14067. (2019). *Gases de efecto invernadero. Huella de carbono de productos. Requisitos y directrices para cuantificación. Primera edición 2019-11-08*. <https://catalogo.iram.org.ar/#/normas/detalles/12261>
- Kongshaug, G. (1998). Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertilizer production. *IFA Technical Conference*. International Fertilizer Industry Association.
- Ma, B. L., Liang, B. C., Biswas, D. K., Morrison, M. J. & McLaughlin, N. B. (2012). The carbon footprint of maize production as affected by nitrogen fertilizer and maize-legume rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 94,15-31. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-95>
- Maestrini, B. & Basso, B. (2018). Drivers of within-field spatial and temporal variability of crop yield across the US Midwest. *Scientific Re-*

- ports, 8(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32779-3>
- Morales-Morales, E. J., Rubí-Arriaga, M., López-Sandoval, J. A., Martínez-Campos, Á. R. y Morales-Rosales, E. J. (2019). Urea (NBPT) una alternativa en la fertilización nitrogenada de cultivos anuales. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(8), 1875–1886. <https://doi.org/10.29312/REMEXCA.V10I8.1732>
- Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2015). *Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. Resolución aprobada por la Asamblea General el 25 de septiembre de 2015*. ONU A/RES/70/1. Roma.
- Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [IPCC]. (2019). *Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra*. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>
- Pretty, J., Benton, T. G., Bharucha, Z. P., Dicks, L. V., Flora, C. B., Godfray, H. C. & Wratten, S. (2018). Global assessment of agricultural system redesign for sustainable intensification. *Nature Sustainability*, 1(8), 441-446. <https://www.nature.com/articles/s41893-018-0114-0>
- Qi, J. Y., Yang, S. T., Xue, J. F., Liu, C. X., Du, T. Q., Hao, J. P. & Cui, F. Z. (2018). Response of carbon footprint of spring maize production to cultivation patterns in the Loess Plateau, China. *Journal of Cleaner Production*, 187, 525–536. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.184>
- Ransom, C. J., Kitchen, N. R., Camberato, J. J., Carter, P. R., Ferguson, R. B., Fernández, F. G., Franze, D. W., Laboski, C. A. M., Brenton Myers, D., Nafziger, E. D., Sawyer, J. E. & Shanahan, J. F. (2019). Statistical and machine learning methods evaluated for incorporating soil and weather into corn nitrogen recommendations. *Computers and Electronics in Agriculture*, 164, 104872. <https://doi.org/10.1016/J.COMPAG.2019.104872>
- Seleiman, M. F., Almutairi, K. F., Alotaibi, M., Shami, A., Alhammad, B. A. & Battaglia, M. L. (2021). Nano-Fertilization as an Emerging Fertilization Technique: Why Can Modern Agriculture Benefit from Its Use? *Plants*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/plants10010002>
- Sheehan, J. J. (2014). *Biofuels and sustainable development: Perspectives on the farm and around the globe*. Obtenido de Tesis Doctoral. University of Minnesota: <https://conservancy.umn.edu/handle/11299/163024>
- Snyder, C. S., Bruulsema, T. W., Jensen, T. L., & Fixen, P. E. (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. Obtenido de *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 247–266 (2009): <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880909001297>
- Socchiazzi, S., Basualdo, A. y Boragno, S. (2018). Mapas de áreas aptas para cultivos de secano en Argentina. *Reunión Argentina de Agrometeorología, Merlo, San Luis, Argentina*. Oficina de Riesgo Agropecuario, Secretaría de Agroindustria, Ministerio de Producción y Trabajo.
- Song, Z., Feng, X., Lal, R., Fan, M., Ren, J., Qi, H., Qian, C., Guo, J., Cai, H., Cao, T., Yu, Y., Hao, Y., Huang, X., Deng, A., Zheng, C., Zhang, J. & Zhang, W. (2019). Optimized agronomic management as a double-win option for higher maize productivity management as a double-win option for higher maize productivity and less global warming intensity: A case study of Northeastern China. *Advances in Agronomy*, 157, 251-292. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.04.002>
- Thapa, R., Chatterjee, A., Awale, R., McGranahan, D. A. & 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>
- Trovo-Garofalo, D. F., Novaes, R. M., Ricardo A.A. Pazianotto, V. G.-M., Brandão, M., Zanin-Shimbo, J., & Folegatti-Matsuura, M. I. (2022). Land-use change CO2 emissions associated with agricultural products at municipal level in Brazil. Obtenido de *Journal of Cleaner Production*, Volume 364, 2022, 132549, ISSN 0959-6526: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132549>
- Wang, H., Yang, Y., Zhang, X. & Tian, G. (2015). Carbon footprint analysis for mechanization of maize production based on life cycle assessment: A case study in Jilin Province, China. *Sustainability*, 7(11), 15772-15784. <https://doi.org/10.3390/su71115772>
- Xu, X. y Lan, Y. (2016). Spatial and temporal patterns of carbon footprints of grain crops in China. *Journal of Cleaner Production*, 146, 218–227. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.181>
- Yan, M., Cheng, K., Luo, T., Yan, Y., Pan, G. & Rees, R. M. (2015). Carbon footprint of grain crop production in China - Based on farm survey data. *Journal of Cleaner Production*, 104, 130-138. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.058>
- Zhang, L., Zhang, W., Cui, Z., Hu, Y., Schmidhalter, U. & Chen, X. (2021). Environmental, human health, and ecosystem economic performance of long-term optimizing nitrogen management for wheat production. *Journal of Cleaner Production*, 311, 127620. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.127620>
- Zhang, W., He, X., Zhang, Z., Gong, S., Zhang, Q., Zhang, W., Liu, D., Zou, C. & Chen, X. (2018). Carbon footprint assessment for irrigated and rainfed maize (*Zea mays* L.) production on the Loess Plateau of China. *Biosystems Engineering*, 167, 75-86. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.12.008>

ANEXO

Planteos técnicos del cultivo de maíz por Departamento de la Provincia de Córdoba, campaña 2020-2021. Nivel tecnológico: A. Alto; M. Medio; B. Bajo; P. Ponderado.

Technical proposals for corn cultivation by Department of the Province of Córdoba, 2020-2021 crop season. Technological levels: A. High; M. Medium; B. Low; P. Weighted average.

Departamento	Calamuchita				Capital				Colón				General Roca				Gral San Martín			
	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P
%	5	70	25		30	60	10		30	60	10		30	60	10		40	50	10	
Semilla kg ha⁻¹	20	18	16	18	20	18	16	18	20	18	16	18	20	18	16	18	20	18	16	19
Fertilizante kg ha⁻¹:																				
Urea	150	100	70	95	150	100	70	112	150	100	70	112	200	150	100	160	200	150	100	165
Fosfato monoamónico	85	70	50	66	85	70	50	73	60	40	20	44	85	70	50	73	85	70	50	74
(total)																				
Fosfato monoamónico				46				37				26				58				67
Fosfato diamónico				36				0				16				124				54
Urea				108				85				71				179				165
Solmix				26				0				11				1				6
UAN				0				0				0				0				12
Microessencial				15				0				0				0				0
Mezcla				0				106				22				0				0
Nitrodoble				0				0				67				0				0
Herbicida:																				
Atrazina 90% kg ha ⁻¹	2,5	2,0	1,5	1,9	2,5	2,0	1,5	2,1	2,5	2,0	1,5	2,1	2,5	2,0	1,5	2,1	2,5	2,0	1,5	2,2
2,4 D éster L ha ⁻¹	2,0	1,5	1,0	1,4	2,0	1,5	1,0	1,6	2,0	1,5	1,0	1,6	2,0	1,5	1,0	1,6	2,0	1,5	1,0	1,7
S-metolacloro L ha ⁻¹	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Glifosato L ha ⁻¹	7,0	5,0	3,0	4,6	7,0	5,0	3,0	5,4	7,0	5,0	3,0	5,4	7,0	5,0	3,0	5,4	7,0	5,0	3,0	5,6
Picloram L ha ⁻¹	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
Cletodim L ha ⁻¹	1,2	1,0	0,8	1,0	1,2	1,0	0,8	1,0	1,2	1,0	0,8	1,0	1,2	1,0	0,8	1,0	1,2	1,0	0,8	1,1
Insecticida:																				

Lambdacialotrina kg ha ⁻¹	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0
Funguicida: Azoxistrobina+Cyproconazole L ha ⁻¹	1,0	0,8	0,5	0,7	1,0	0,8	0,5	0,8	1,0	0,8	0,5	0,8	1,0	0,8	0,5	0,8	1,0	0,8	0,5	0,9
Coadyuvante: Aceite mineral L ha ⁻¹	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Gasoil L ha⁻¹:																				
Siembra directa + fertilización	5,59				5,59				5,59				5,59				5,59			
Pulverización terrestre x4	2,88				2,88				2,88				2,88				2,88			
Cosecha	8,44				8,44				8,44				8,44				8,44			
Camioneta para asesoramiento	0,37				0,37				0,37				0,37				0,37			
Total Gasoil	17,28				17,28				17,28				17,28				17,28			
Campaña 2020/2021:																				
Rendimiento q ha ⁻¹	88				89				87				83				93			
Producción t	272.755				21.301				418.205				2.311.098				1.030.720			
Porcentaje de la producción provincial	1,2%				0,1%				1,8%				9,8%				4,4%			

Departamento	Ischilín				Pocho				Juárez Celman				Marcos Juárez				Roque Sáenz Peña			
	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P
Nivel tecnológico %	10	10	80		45	45	10		90	5	5		90	5	5		60	30	10	
Semilla kg ha ⁻¹	20	18	16	17	20	18	16	19	20	18	16	19	20	18	16	19	20	18	16	19
Fertilizante kg ha⁻¹:																				
Urea	100	85	70	76	200	150	100	205	250	200	150	242	250	200	150	243	200	150	100	175
Fosfato monoamónico (total)	60	40	20	8	85	70	50	91	100	85	70	98	100	85	70	98	85	70	50	77

Fosfato monoamónico				14				16				80				101				81
Fosfato diamónico				31				2				51				0				30
Urea				54				39				146				245				195
Solmix				0				171				18				0				26
UAN				0				0				13				0				36
Microesencial				0				0				0				0				0
Mezcla				0				0				0				0				0
Nitrodoble				95				0				5				0				36
Herbicida:																				
Atrazina 90% kg ha ⁻¹	2,5	2,0	1,5	0,4	2,5	2,0	1,5	2,7	2,5	2,0	1,5	2,4	2,5	2,0	1,5	2,4	2,5	2,0	1,5	2,3
2,4 D éster L ha ⁻¹	2,0	1,5	1,0	0,3	2,0	1,5	1,0	2,1	2,0	1,5	1,0	1,9	2,0	1,5	1,0	1,9	2,0	1,5	1,0	1,8
S-metolacoloro L ha ⁻¹	1,0	1,0	1,0	0,2	1,0	1,0	1,0	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Glifosato L ha ⁻¹	7,0	5,0	3,0	1,0	7,0	5,0	3,0	7,0	7,0	5,0	3,0	6,7	7,0	5,0	3,0	6,7	7,0	5,0	3,0	6,0
Picloram L ha ⁻¹	0,2	0,1	0,1	0,0	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2
Cletodim L ha ⁻¹	1,2	1,0	0,8	0,2	1,2	1,0	0,8	1,3	1,2	1,0	0,8	1,2	1,2	1,0	0,8	1,2	1,2	1,0	0,8	1,1
Insecticida:																				
Lambdacialotrina kg ha ⁻¹	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0
Funguicida:																				
Azoxistrobina+Cyproconazole L ha ⁻¹	1,0	0,8	0,5	0,2	1,0	0,8	0,5	1,0	1,0	0,8	0,5	1,0	1,0	0,8	0,5	1,0	1,0	0,8	0,5	0,9
Coadyuvante:																				
Aceite mineral L ha ⁻¹	1,0	1,0	1,0	0,2	1,0	1,0	1,0	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Gasoil L ha⁻¹																				
Siembra directa + fertilización	5,59				5,59				5,59					5,59				5,59		
Pulverización terrestre x4	2,88				2,88				2,88					2,88				2,88		
Cosecha	8,44				8,44				8,44					8,44				8,44		
Camioneta para asesoramiento	0,37				0,37				0,37					0,37				0,37		
Total Gasoil	17,28				17,28				17,28					17,28				17,28		
Campaña 2020/2021:																				
Rendimiento q ha ⁻¹	84				87				91					103				91		
Producción t	48.860				42.546				1.738.693					1.989.857				1.283.481		

Porcentaje de la producción provincial	0,2%	0,2%	7,4%	8,4%	5,4%
--	------	------	------	------	------

Departamento	Río Cuarto				Río Primero				Río Seco				Río Segundo				San Justo			
	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P
Nivel tecnológico																				
%	30	60	10		40	50	10		10	10	80		40	50	10		80	10	10	
Semilla kg ha⁻¹	20	18	16	18	20	18	16	19	20	18	16	17	20	18	16	19	20	18	16	19
Fertilizante kg ha⁻¹:																				
Urea	200	150	100	160	200	150	100	165	100	85	70	75	200	150	100	165	200	150	100	185
Fosfato monoamónico																				
(total)	85	70	50	73	85	70	50	74	60	40	20	26	85	70	50	74	85	70	50	80
Fosfato monoamónico				58				26				11				46				28
Fosfato diamónico				49				21				50				33				21
Urea				126				91				75				118				102
Solmix				15				31				0				45				55
UAN				23				20				0				3				17
Microessencial				2				0				0				0				7
Mezcla				0				10				0				0				0
Nitrodoble				4				0				0				0				14
Herbicida:																				
Atrazina 90% kg ha ⁻¹	2,5	2,0	1,5	2,1	2,5	2,0	1,5	2,2	2,5	2,0	1,5	1,7	2,5	2,0	1,5	2,2	2,5	2,0	1,5	2,4
2,4 D éster L ha ⁻¹	2,0	1,5	1,0	1,6	2,0	1,5	1,0	1,7	2,0	1,5	1,0	1,2	2,0	1,5	1,0	1,7	2,0	1,5	1,0	1,9
S-metolacoloro L ha ⁻¹	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Glifosato L ha ⁻¹	7,0	5,0	3,0	5,4	7,0	5,0	3,0	5,6	7,0	5,0	3,0	3,6	7,0	5,0	3,0	5,6	7,0	5,0	3,0	6,4
Picloram L ha ⁻¹	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2
Cletodim L ha ⁻¹	1,2	1,0	0,8	1,0	1,2	1,0	0,8	1,1	1,2	1,0	0,8	0,9	1,2	1,0	0,8	1,1	1,2	1,0	0,8	1,1
Insecticida:																				
Lambdacialotrina kg ha ⁻¹	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0
Funguicida:																				
Azoxistrobina+Cyproconazole L ha ⁻¹	1,0	0,8	0,5	0,8	1,0	0,8	0,5	0,9	1,0	0,8	0,5	0,6	1,0	0,8	0,5	0,9	1,0	0,8	0,5	0,9

Coadyuvante:																				
Aceite mineral L ha ⁻¹	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Gasoil L ha⁻¹																				
Siembra directa + fertilización	5,59				5,59				5,59				5,59					5,59		
Pulverización terrestre x4	2,88				2,88				2,88				2,88					2,88		
Cosecha	8,44				8,44				8,44				8,44					8,44		
Camioneta para asesoramiento	0,37				0,37				0,37				0,37					0,37		
Total Gasoil	17,28				17,28				17,28				17,28					17,28		
Campaña 2020/2021:																				
Rendimiento q ha-1	85				86				80				90					85		
Producción t	4.307.044				1.456.776				453.004				1.179.196					1.696.686		
Porcentaje de la producción provincial	18,2%				6,2%				1,9%				4,9%					7,2%		

Departamento	Santa María				Tercero Arriba				Total				Tulumba				Unión			
	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P	A	M	B	P
Nivel tecnológico																				
%	20	40	40		30	60	10		10	40	50		10	15	75		90	5	5	
Semilla kg ha⁻¹	20	18	16	18	20	18	16	18	20	18	16	17	20	18	16	17	20	18	16	20
Fertilizante kg ha⁻¹:																				
Urea	200	150	100	140	150	120	100	127	100	85	70	79	100	85	70	75	250	200	150	243
Fosfato monoamónico																				
(total)	85	70	50	65	85	70	50	73	60	40	20	32	60	40	20	27	100	85	70	98
Fosfato monoamónico				46				55				15				11				89
Fosfato diamónico				35				27				19				39				36
Urea				101				116				66				75				221
Solmix				29				12				0				0				8
UAN				1				11				0				0				11

Microesencial				0				6				0				0				0
Mezcla				9				9				0				0				0
Nitrodoble				0				0				71				5				0
Herbicida:																				
Atrazina 90% kg ha-1	2,5	2,0	1,5	1,9	2,5	2,0	1,5	2,1	2,5	2,0	1,5	1,8	2,5	2,0	1,5	1,7	2,5	2,0	1,5	2,4
2,4 D éster L ha-1	2,0	1,5	1,0	1,4	2,0	1,5	1,0	1,6	2,0	1,5	1,0	1,3	2,0	1,5	1,0	1,2	2,0	1,5	1,0	1,9
S-metolacoloro L ha-1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Glifosato L ha-1	7,0	5,0	3,0	4,6	7,0	5,0	3,0	5,4	7,0	5,0	3,0	4,2	7,0	5,0	3,0	3,7	7,0	5,0	3,0	6,7
Picloram L ha-1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2
Cletodim L ha-1	1,2	1,0	0,8	1,0	1,2	1,0	0,8	1,0	1,2	1,0	0,8	0,9	1,2	1,0	0,8	0,9	1,2	1,0	0,8	1,2
Insecticida:																				
Lambdacialotrina kg ha-1	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0	0,025	0,025	0,025	0,0
Funguicida:																				
Azoxistrobina+Cyproconazole L ha-1	1,0	0,8	0,5	0,7	1,0	0,8	0,5	0,8	1,0	0,8	0,5	0,7	1,0	0,8	0,5	0,6	1,0	0,8	0,5	1,0
Coadyuvante:																				
Aceite mineral L ha-1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Gasoil L ha-1																				
Siembra directa + fertilización	5,59				5,59				5,59				5,59				5,59			
Pulverización terrestre x4	2,88				2,88				2,88				2,88				2,88			
Cosecha	8,44				8,44				8,44				8,44				8,44			
Camioneta para asesoramiento	0,37				0,37				0,37				0,37				0,37			
Total Gasoil	17,28				17,28				17,28				17,28				17,28			
Campaña 2020/2021:																				
Rendimiento q ha-1	89				90				87				82				98			
Producción t	627.322				1.391.255				704.817				509.356				2.164.460			
Porcentaje de la producción provincial	2,7%				5,9%				2,9%				2,2%				9,2%			

Campaña 2020/2021	Provincia
Rendimiento q ha-1	88,4
Producción t	23,647,432
%	100

FERTILIZACIÓN COMBINADA CON N-P-S-Zn EN AVENA, CEBADA Y TRIGO

Marcelo Jose Lopez de Sabando ^{1*}, Juan María Erreguerena ¹, Ignacio Besteiro ¹, Kevin Alejandro Leaden ¹, Ulises Loizaga ¹, Martín Díaz-Zorita ²

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Tandil, Argentina

² Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa (La Pampa), Argentina

RESUMEN

En Argentina, nitrógeno (N) y fósforo (P) y recientemente azufre (S) y cinc (Zn) son nutrientes reconocidos como limitantes de la producción de los cereales de invierno. Las decisiones de manejo de la fertilización en avena (*Avena sativa* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.) y trigo (*Triticum aestivum* L.) se realiza considerando aportes individuales de nutriente desconociendo la contribución combinada de elementos. La aplicación combinada de nutrientes mejoraría la respuesta a la fertilización comparada con el aporte individual de los elementos requiriendo su inclusión en los planteos o estrategias de manejo de la fertilización de cereales de invierno. El objetivo fue cuantificar los aportes a la producción de granos de avena, de cebada y de trigo de aplicar P, N, S, y Zn en forma individual y su relación con el uso combinado como NP y NPSZn. En 3 sitios (Tandil, San Manuel y Lobería, Argentina) y en tres cultivos (Trigo, Cebada y Avena) se realizaron experimentos de fertilización considerando aportes individuales y combinados de P, N, S y Zn. La fertilización combinada incorporando P, N, S y Zn presentó rendimientos mayores respecto a los efectos individuales de estos nutrientes en trigo y en cebada. Los incrementos de rendimientos atribuidos a la diferencia entre la fertilización combinada sobre la suma de los efectos de fertilización individual fueron de 330 kg ha⁻¹ en trigo y de 352 kg ha⁻¹ en cebada. En avena, los datos disponibles no permiten determinar diferencias entre la fertilización combinada y los aportes individuales de cada nutriente. Para las condiciones evaluadas tanto en trigo como en cebada, en la decisión de fertilización con P-N-S-Zn, las fertilizaciones combinadas capturan respuestas de rendimientos adicionales a lo logrado en las respuestas a los nutrientes individuales.

Palabras clave: cereales de invierno, nutrición de cultivos, siembra directa, tecnología de fertilización.

COMBINED FERTILIZATION WITH N-P-S-Zn IN OATS, BARLEY AND WHEAT

* Autor de contacto:

lopezdesabandom@hotmail.com

Recibido:
04-07-23

Recibido con revisiones:
19-10-23

Aceptado:
19-10-23

ABSTRACT

In Argentina, nitrogen (N) and phosphorus (P) and recently sulfur (S) and zinc (Zn) are recognized nutrients that limit the production of winter cereals. Fertilization decisions are made considering individual nutrient contributions, ignoring the combined contribution of elements. The combined application of nutrients would improve crops response to fertilization compared to the individual contribution of the elements. The objective was to quantify the contributions to the production of oat (*Avena sativa* L.), barley (*Hordeum vulgare* L.) and wheat (*Triticum aestivum* L.) grains from either individual application of P, N, S, and Zn, or the combined

use as NP and NPSZn. Fertilization experiments were carried out at three sites (Tandil, San Manuel and Lobería) in Argentina. Combined fertilization (NPSZn) resulted in greater yields than the that obtained with the nutrients applied alone in both wheat and barley. The yield advantage of the combined fertilization over the sum of individual fertilization effects was 330 kg ha⁻¹ in wheat and 352 kg ha⁻¹ in barley. In oats, the available data do not allow determining difference between individual or combined fertilization strategies. Under the conditions of this study, combined fertilization promote additional yield responses in both wheat and barley compared to that achieved with individual nutrient application.

Keywords: winter cereals, crop nutrition, no tillage, fertilization technology.

INTRODUCCION

La avena (*Avena sativa* L.), la cebada (*Hordeum vulgare* L.) y el trigo (*Triticum aestivum* L.) son los cereales de invierno con mayor superficie sembrada en la región pampeana de Argentina. En los tres cultivos, el nitrógeno (N) y el fósforo (P) son los macronutrientes que limitan con mayor frecuencia sus rendimientos de grano (Prystupa et al., 2012; Sadras & Calderini, 2020; Wehrhahne, 2006). En los últimos años se han determinado deficiencias de azufre (S) para la producción de trigo y de cebada. Sin embargo, estas deficiencias no son generalizadas (Carciochi et al., 2015; Michiels y Degenhart, 2004; Prystupa et al., 2007; Reussi Calvo et al., 2011). En el cultivo de trigo también se ha observado respuesta del rendimiento en grano con el agregado de cinc (Zn) en condiciones específicas de suelos y de manejos (Martinez Cuesta et al., 2021).

Resulta necesario para adecuar el manejo de la fertilización de estos cereales de invierno evaluar los incrementos de producción considerando la disponibilidad de los distintos nutrientes. Se han reportado efectos de interacción y efectos aditivos en las respuestas a la fertilización. La interacción se observa cuando la respuesta al agregado de un nutriente depende de la disponibilidad de otro nutriente (Black, 1993; Colwell, 1994). Los efectos aditivos corresponden cuando la respuesta a la fertilización de un nutriente es independiente a la disponibilidad de otro nutriente, no observándose diferencias entre la respuesta a la aplicación conjunta de los dos nutrientes y la suma de las respuestas observadas para cada nutriente por separado. Para condiciones de la región pampeana, se han evaluado los efectos considerando la respuesta a la fertilización con P, N y S en trigo, en soja (*Glycine max* (L.) Merr.), en maíz (*Zea mays* L.) y en girasol (*Helianthus annuus* L.) (Alvarez, 2009). Por ejemplo, Alvarez (2009) ha integrado distintas redes experimentales y describió un efecto aditivo en la fertilización con N, P y S en trigo. Los experimentos correspondieron principalmente a la región semiárida pampeana. Similares resultados fueron observados por Alvarez and Grigera (2004) en trigo durante 6 campañas incluyendo datos de experimentos con P y N y lotes de producción. En cambio, interacción positiva en la respuesta de trigo a la fertilización con N y P fueron observadas por Ron y Loewy (2000) en el sudoeste de la región pampeana. Estos autores observaron interacción positiva bajo condiciones de menores niveles de materia orgánica y con ciclo de cultivos intermedios y cortos. En cebada y en avena en la región pampeana no se han integrado redes experimentales para evaluar los efectos de fertilización con estos nutrientes.

En la región pampeana se han reportado efectos de degradación de los suelos y disminución de la disponibilidad de los principales macronutrientes (Sainz Rozas et al., 2019). Entre las implicancias de la menor disponibilidad de nutrientes en los suelos corresponde un incremento en el uso de fertilizaciones tanto con nutrientes frecuentemente utilizados como N y P, como con otros utilizados con frecuencia menor como S y Zn. En condiciones en las que es esperable o predecible la limitación múltiple N-P-S-Zn al crecimiento de cereales de invierno, la contribución de la fertilización a la producción disminuye, con diferencias entre cultivos y niveles de producción, al plantearse estrategias simplificadas o individuales de fertilización. Nuestros objetivos fueron cuantificar, en cultivos de secano de la región pampeana Austral, (i) los aportes a la producción de granos de avena, de cebada y de trigo al aplicar P, N, S, y Zn en forma individual y su relación con el uso combinado como NP y NPSZn, y (ii) el aporte del efecto de interacción entre los nutrientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación y descripción general de los experimentos

Los experimentos de fertilización se realizaron en los cultivos de avena, cebada y trigo durante las campañas 2017 a 2021 en 3 localidades de la región de la Pampa Austral (Tandil, San Manuel y Lobería) (Hall et al. 1992). Los sitios seleccionados poseen suelos Argiudoles con variabilidad de profundidad de los horizontes petrocálcicos (Tabla 1). En cada sitio se realizaron experimentos de fertilización con P, N, S y Zn, cuyos

tratamientos se detallan en Tabla 2. El diseño de los experimentos fue en bloques completos aleatorizados con cuatro repeticiones. El tamaño de las unidades experimentales fue de 10 surcos separados a 0,2 m por 6 metros de largo (12 m²). El manejo de los cultivos se realizó en secano, bajo prácticas de siembra directa frecuentes en planteos de alta producción zonales, tanto en época de siembra, densidad, cultivar y control de malezas y enfermedades.

En el momento de la siembra, se tomaron 30 muestras compuestas de suelo. De 0 a 0,2 m de profundidad se determinó textura (Walter et al., 1978), materia orgánica (Nelson & Sommers, 1996), P extractable (Kuo, 1996), N mineralizado en incubación anaeróbica de 7 días (Gianello & Bremner, 1986), pH (1:2,5 suelo:agua, por potenciometría) y Zn extractable-DTPA (Lindsay & Norvell, 1978). Además, N-NO₃⁻¹ y S-SO₄⁻² (Bremner, 1996) se determinaron en capas de 0,2 m hasta 0,6 m de profundidad cuando la profundidad del suelo lo permitía. El contenido de N-NO₃⁻ y S-SO₄⁻² del suelo hasta los 0,6 m de profundidad se estimó considerando una densidad aparente media de 1,28 Mg m⁻³. Además, en cada sitio se determinaron los suelos predominantes y se evaluó la profundidad donde iniciaba el horizonte petrocálcico.

La cosecha de los granos se realizó con cosechadora experimental, recolectando la totalidad de las parcelas. Los datos se ajustaron a humedad de comercialización de cada cultivo (i.e., 140, 120 y 140 g kg⁻¹ para avena, cebada y trigo, respectivamente).

Tabla 1: Detalle de los experimentos: Sitio (combinación de localidad y año de realización), profundidad de horizonte petrocálcico, propiedades de suelo y cultivares de trigo, cebada y/o avena. Pe: Fósforo extractable. Nan: N mineralizado en incubación anaeróbica.

Table 1: Details of the experiments: Site (Location and year), depth of the petrocalcic horizon, soil properties and cultivars of wheat, barley and/or oats. Pe: extractable phosphorus. Nan: N mineralized in anaerobic incubation.

Sitios: Localidad (año)	Profundidad de horizonte petrocálcico (m)	Materia orgánica (g kg ⁻¹)	Pe (mg kg ⁻¹)	pH	Nan (mg kg ⁻¹)	Zn-DTPA (mg kg ⁻¹)	S-SO ₄ ⁻² (kg ha ⁻¹)		N-NO ₃ ⁻¹ (kg ha ⁻¹)		Cultivares		
							0 a 0,2 m		0 a 0,6 m		Trigo	Cebada	Avena
Tandil (2017)	>1,00 m	42	8,0	6,3	42,6	1,1	38,2	42,1	Ceibo	Andreia	*		
Loberia (2018)	>1,00 m	42	10,0	5,9	47,0	1,0	35,4	49,1	SY 120	Andreia	Aiken		
San Manuel (2018)	0,45 m	57	9,5	6,5	87,9	1,2	33,6	65,3	*	Andreia	*		
Tandil (2019)	>1,00 m	49	9,0	6,3	72,0	1,2	28,8	55,0	Cumelen	Overture	Calen		
San Manuel (2019)	0,57 m	42	12,2	6,7	45,0	1,0	34,2	51,0	SY 120	Overture	Calen		
San Manuel (2020)	0,65 m	43	11,0	6,8	50,0	0,8	34,7	41,5	Saeta	Andreia	Lucia		
Tandil (2020)	>1,00 m	55	13,0	5,8	61,1	0,9	28,9	50,5	SY 109	Andreia	*		
Tandil (2021)	>1,00 m	51	20,0	5,9	60,5	1,0	47,9	43,3	B 802	Andreia	*		

(*) Cultivos sin experimento en el sitio.

(*) Crops without experiment on the site.

Tabla 2: Detalle de dosis de fósforo, nitrógeno, azufre y cinc aplicado y fuente de fertilizante utilizado según tratamientos.

Table 2: Rate of phosphorus, nitrogen, sulfur and zinc applied, and source of fertilizer used according to treatments.

Tratamientos	Fósforo (kg ha ⁻¹)	Nitrógeno (kg ha ⁻¹)	Azufre (kg ha ⁻¹)	Cinc (kg ha ⁻¹)
		Fertilización		
PNSZn	20	120	15	1,5
PNS	20	120	15	0
PN	20	120	0	0
N	0	120	0	0
P	20	0	0	0
Testigo	0	0	0	0
Fuente de fertilizante	Fosfato monoamónico	Urea	Yeso	Foliar ZnO / Semilla Zn-EDTA
Grado (N-P-K-S ó Zn)	10-23-0-0	46-0-0-0	0-0-0-18,6	80% / 14%

Respuesta a la fertilización

Al considerar al P y al N, los tratamientos utilizados fueron: testigo sin fertilización, fertilización con P, fertilización con N y fertilización combinada con P y con N. En cada sitio, las respuestas (i.e., incremento de rendimiento de grano) a los nutrientes se calcularon como la diferencia entre cada tratamiento fertilizado y el testigo (Ecuación 1, 2 y 3). Se obtuvo así, para cada nutriente, una respuesta individual a P, una respuesta individual a N y otra a la aplicación conjunta de P y N (i.e. fertilización combinada).

$$IR_P = R_P - R_{Te} \quad \text{ec. 1}$$

$$IR_N = R_N - R_{Te} \quad \text{ec. 2}$$

$$IR_{PN} = R_{PN} - R_{Te} \quad \text{ec. 3}$$

donde IR_P es el incremento de rendimientos en grano por el agregado de P, IR_N es el incremento de rendimientos por el agregado de N, IR_{PN} es el incremento de rendimientos por el agregado de PN, R_P es rendimiento de tratamiento P, R_N es el rendimiento del tratamiento N, R_{PN} es el rendimiento del tratamiento PN y R_{Te} corresponde al rendimiento de tratamiento testigo.

El S y el Zn son nutrientes utilizados en condiciones de producción en formulaciones de fertilizantes en conjunto con P y/o con N. Las respuestas individuales al agregado de S y de Zn se estimaron por sustracción a partir de las diferencias entre los tratamientos PN, PNS y PNSZn según

$$IR_S = R_{PNS} - R_{PN} \quad \text{ec. 4}$$

$$IR_{Zn} = R_{PNSZn} - R_{PNS} \quad \text{ec. 5}$$

donde IR_S es el incremento de rendimientos en grano por el agregado de S, IR_{Zn} es el incremento de rendimientos por el agregado de Zn, R_{PNS} es rendimiento de tratamiento PNS, R_{PN} es rendimiento de tratamiento PN y R_{PNSZn} es rendimiento de tratamiento PNSZn.

La respuesta a la fertilización combinada se calculó para cada sitio como la diferencia entre los rendimientos de grano de los tratamientos con fertilización combinada (i.e., PN o PNSZn) y el tratamiento testigo sin fertilización (Ecuaciones 3 y 6).

$$IR_{PNSZn} = R_{PNSZn} - R_{Te} \quad \text{ec. 6}$$

donde IR_{PNSZn} es el incremento de rendimientos por el agregado de PNSZn, R_{PNSZn} es el rendimiento del tratamiento PNSZn y R_{Te} corresponde al rendimiento de tratamiento testigo.

El aporte individual de cada nutriente a la fertilización combinada se calculó como la proporción relativa del incremento de rendimiento de grano por el nutriente sobre la fertilización combinada (Ecuación 7). La proporción de los incrementos de rendimiento por la fertilización combinada que no fue explicada por los aportes individuales de los nutrientes fue considerada como aporte del efecto de interacción entre nutrientes (Ecuación 8).

$$Ap_{Nu} = (IR_{Nu} / IR_{FeC}) * 100 \quad \text{ec. 7}$$

$$I = 100 - (Ap_{Nu1} + Ap_{Nu2} + Ap_{Nun}) \quad \text{ec. 8}$$

donde Ap_{Nu} es el aporte individual del nutriente a la fertilización combinada (i.e., P, N, S y Zn), IR_{Nu} es el incremento de rendimientos en grano por el agregado del nutriente (i.e., IR_P , IR_N , IR_S o IR_{Zn}), IR_{FeC} es el incremento de rendimientos por la fertilización combinada (i.e., PN o PNSZn) e I es el aporte efecto interacción entre nutrientes.

Análisis estadístico

La evaluación de la respuesta a la aplicación individual de cada nutriente y de las combinaciones (i.e., la presencia de respuesta), a nivel de sitio, se realizó testeando si las respuestas promedio eran diferentes de 0 usando un test de t ($\alpha = 0,10$). Una vez que se determinó las respuestas individuales, se calculó la posible interacción entre nutrientes en las respuestas a la fertilización comparando por un test de t apareado las respuestas a las aplicaciones combinadas de nutrientes con la suma de las respuestas a las aplicaciones individuales o la suma de las respuestas de los nutrientes ($\alpha = 0,10$). Se consideró como par de datos los generados en cada sitio. En caso de no existir interacción a nivel de red, las respuestas a las aplicaciones combinadas y las sumas de las respuestas a las aplicaciones individuales no deberían diferir, indicando respuestas aditivas. Se realizaron regresiones de las interacciones así estimadas contra variables de sitio y el rendimiento de los tratamientos testigos.

RESULTADOS Y DISCUSION

Rango de rendimientos explorados

Para las condiciones evaluadas se observaron rendimientos de trigo en el rango de 2375 a 8775 kg ha⁻¹, rendimientos de cebada de 2349 a 8650 kg ha⁻¹ y rendimientos de avena de 2407 a 5510 kg ha⁻¹. Los rangos de rendimientos explorados corresponden a condiciones de altos y de bajos niveles de rendimientos para los tres cultivos. Para trigo, se observaron rendimientos en rangos similares en experimentos de fertilización en área sudeste y serrana (Barbieri et al. 2009; Montaner et al., 2003). Mientras que se observaron rangos de rendimientos menores en los experimentos realizados en cebada (Prystupa et al., 2007; Prystupa et al., 2012) y en avena (Cardenau y Gonzalez Montaner, 1994; Wehrhahne, 2006). En cebada se observaron sitios con rendimientos menores a los descritos en los trabajos de Prystupa et al. (2007) y Prystupa et al. (2012). Mientras que en avena se observaron rendimientos mayores a los observados por Cardenau y Gonzalez Montaner (1994) y por Wehrhahne (2006).

Aportes individuales de los nutrientes sobre los rendimientos

La respuesta a la fertilización con P presentó diferencias según el cultivo y sitio. De los 4 sitios evaluados en avena, los datos disponibles mostraron diferencias por fertilización sobre el testigo en 2 sitios. En cebada, se evaluaron 8 sitios y se observaron 4 sitios con incrementos de rendimientos por la fertilización con P. Mientras que en trigo se evaluaron 7 sitios y se observó incrementos de rendimientos por la fertilización en 4 sitios (Tabla 3). Los resultados observados son coincidentes con lo reportado por Berardo et al. (1994) para suelos con niveles de carbono orgánico mayores a 3% y por Correndo y García (2016) que integraron datos de 103 ensayos de trigo con fertilización fosfatada en la región pampeana (1998-2014) de distintos autores.

En los tres cultivos evaluados, las respuestas a la fertilización con P mostraron asociación con los niveles de fósforo extractable en los primeros 0,2 m de suelos (Figura 1) y, en general, no mostraron asociación con los rendimientos logrados (datos no presentados). Al comparar las respuestas observadas con los resultados de Correndo y García (2016) se observó asociación de la respuesta al agregado de P en los tratamientos con disponibilidad de N y respuestas inferiores en los tratamientos sin N. En condiciones de tratamientos con fertilización con N, el 78% de los casos evaluados mostraron respuestas al agregado de P superiores a las observadas por Correndo y García (2016). Mientras que, bajo condiciones sin fertilización con N, las respuestas al agregado de fertilización con P fueron en todos los casos inferiores a las observadas por Correndo y García (2016) (Figura 1).

La eficiencia en la respuesta al agregado de P (i.e. cociente entre el incremento de producción de grano y la cantidad de P aplicado) en condiciones de adecuada oferta de N es coincidente con los observados por Correndo y García (2016) y por Alvarez and Grigera (2005) analizando los resultados según diferentes modelos de respuesta para la región Pampeana. Para niveles de fósforo extractable de 10 ppm en los tres cultivos se observó una eficiencia de respuesta al agregado de P de 40 kg de grano kg⁻¹ P aplicado. Esta eficiencia es menor con 20 ppm de fósforo extractable en los suelos, siendo en el orden de 20 kg de grano kg⁻¹ P aplicado. En condiciones sin fertilización con N, la eficiencia de respuesta al agregado de P es menor. Para niveles de fósforo extractable de 10 ppm en los tres cultivos se observó una eficiencia de respuesta al agregado de P de 25 kg de grano kg⁻¹ P aplicado y con 20 ppm de fósforo extractable en los suelos en el orden de 10 kg de grano kg⁻¹ P aplicado (Figura 1).

Tabla 3: Respuestas a la aplicación fósforo, de nitrógeno, de azufre y de cinc en 19 casos de producción de cereales de invierno en la región pampeana austral. El valor p indica el nivel de significancia de la comparación de cada tratamiento de nutrición con el control.

Table 3: Winter cereal responses to fertilization with phosphorus, nitrogen, sulfur and zinc in 19 cases in the southern Pampean region. The p value indicates the level of significance of the comparison of each nutrition treatment with the control.

Sitios (año)	Fósforo			Nitrógeno			Azufre			Cinc		
	Respuesta promedio kg ha ⁻¹	Desvio estandar	Valor de p	Respuesta promedio kg ha ⁻¹	Desvio estandar	Valor de p	Respuesta promedio kg ha ⁻¹	Desvio estandar	Valor de p	Respuesta promedio kg ha ⁻¹	Desvio estandar	Valor de p
Avena												
Loberia (2018)	567	226	0.049	910	63	0.002	222	382	0.421	-24	113	0.749
San Manuel (2019)	443	323	0.141	575	171	0.028	-7	444	0.981	172	215	0.300
San Manuel (2020)	36	308	0.859	795	570	0.137	-87	356	0.713	195	516	0.580
Tandil (2019)	386	66	0.077	838	22	0.012	725	149	0.092	44	88	0.611
Cebada												
Loberia (2018)	497	61	0.005	578	31	0.001	132	719	0.781	-54	199	0.687
San Manuel (2018)	478	97	0.014	777	105	0.006	239	441	0.446	-137	281	0.487
San Manuel (2019)	244	158	0.116	765	106	0.006	114	854	0.839	640	632	0.222
San Manuel (2020)	515	350	0.126	764	285	0.043	790	597	0.149	235	141	0.102
Tandil (2017)	650	789	0.290	1017	243	0.019	192	1411	0.836	242	1999	0.854
Tandil (2019)	556	181	0.144	430	607	0.500	517	1004	0.599	-333	508	0.524
Tandil (2020)	307	174	0.093	1377	208	0.008	280	147	0.081	85	115	0.330
Tandil (2021)	247	126	0.077	2231	124	0.001	71	282	0.706	-80	260	0.649
Trigo												
Loberia (2018)	532	67	0.005	1345	33	0.000	-61	284	0.746	-49	322	0.818
San Manuel (2019)	100	69	0.130	1461	349	0.019	-175	349	0.477	329	1219	0.686
San Manuel (2020)	427	72	0.009	431	45	0.004	415	215	0.079	133	266	0.477
Tandil (2017)	583	115	0.013	867	888	0.233	33	1913	0.979	-325	753	0.533
Tandil (2019)	551	210	0.168	722	69	0.043	-25	492	0.954	-295	230	0.320
Tandil (2020)	243	41	0.009	1494	278	0.011	254	207	0.167	270	129	0.069
Tandil (2021)	150	103	0.128	1900	57	0.000	-148	347	0.538	148	166	0.263

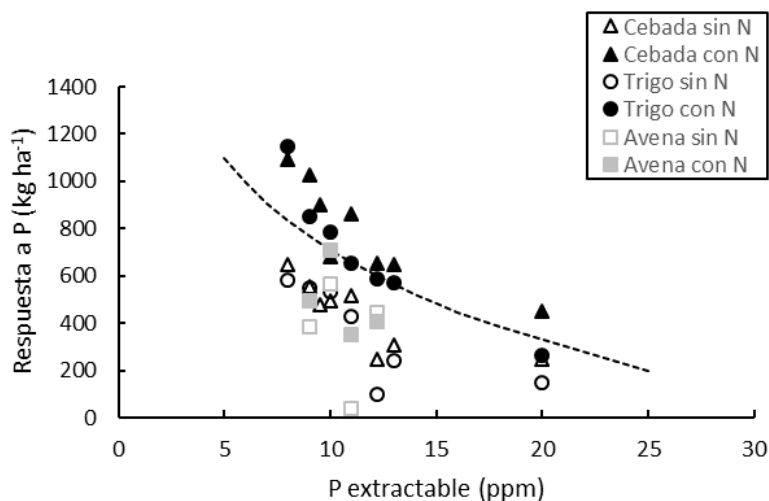


Figura 1: Respuesta de incremento de rendimiento a la fertilización con 20 kg de P ha⁻¹ según la disponibilidad de fósforo extractable en primeros 0,2 m de suelos para avena cebada y trigo con y sin fertilización con N. Línea continua punteada corresponde a adaptación de Correndo y García (2016) para trigo integrando resultados de distintos autores de 103 ensayos de fertilización con P en la región Pampeana (1998-2014).

Figure 1: Yield increment response to fertilization with 20 kg of phosphorus ha⁻¹ according to the availability of extractable phosphorus in the first 0,2 m of soils. Barley oats and wheat with and without nitrogen fertilization. Continuous dotted line represents the adaptation of Correndo and García (2016) for wheat, integrating results from different authors of 103 phosphorus fertilization experiments in the Pampean region (1998-2014).

En los tres cultivos y en la mayoría de los sitios evaluados se observó respuesta a la fertilización con N. De los nutrientes evaluados, el N permitió mayores incrementos de rendimiento por sitio además de mayor cantidad de sitios con respuestas (Tabla 3). Los niveles de respuestas en trigo y en cebada son coincidentes con los reportados por otros autores (Barbieri et al., 2009; Prystupa et al., 2012) y mostraron asociación principalmente con los niveles de rendimientos logrados y en menor medida con la disponibilidad de nitrógeno en los suelos (datos no presentados). Los rangos de respuesta a la fertilización con N fueron de 722 a 1900 kg ha⁻¹ en trigo y de 578 a 2231 kg ha⁻¹ en cebada. Las respuestas a la fertilización con N en avena tuvieron un rango de 575 a 910 kg ha⁻¹, fueron mayores a las reportadas por Cardenau y Gonzalez Montaner (1994) y por Wehrhahne (2006) en sudeste de región Pampeana. Estas diferencias podrían asociarse a que los rendimientos de avena observado en este experimento son mayores a los reportados por los autores. Los rendimientos mayores podrían asociarse, entre otros factores, a la utilización de cultivares con rendimientos mayores (Dillchneider Loza et al., 2022).

Para las condiciones evaluadas se observó un sitio en cada cultivo con respuesta a fertilización con S y únicamente un sitio de trigo con respuesta al agregado de Zn (Tabla 3). La fertilización con S permitió un incremento promedio del rendimiento de 158 kg ha⁻¹, mientras que las respuestas promedio al agregado de Zn fue de 77 kg ha⁻¹. Los resultados son coincidentes con lo observado por Reussi Calvo et al. (2011), Carciochi et al. (2015), Prystupa et al. (2007) y por Martínez Cuesta et al. (2021) en la región de estudio.

Aportes de la fertilización combinada sobre los rendimientos

Las diferencias de los rendimientos entre los tratamientos PNSZn y testigo (i.e. IR_{PNSZn}) fue en promedio de 1580, 2066 y 1970 kg ha⁻¹ en avena, cebada y trigo, respectivamente. Los aportes individuales de cada nutriente sobre la fertilización combinada mostraron similar importancia relativa en los tres cultivos. Los aportes de N fueron en promedio en rango de 46 a 57%, los aportes individuales de P fueron en promedio de 21 a 23%, los aportes individuales de S fueron de 3 a 11%, mientras que los aportes individuales de Zn fueron de 1 a 8% dependiendo del cultivo (Figura 2).

La fertilización combinada incorporando P, N, S y Zn mostro rendimientos mayores que la suma de las respuestas individuales de estos nutrientes en trigo ($p < 0,01$) y en cebada ($p < 0,05$). Los incrementos de

rendimientos atribuidos a la diferencia entre la fertilización combinada sobre la suma de las respuestas de la fertilización individual fueron de 330 kg ha⁻¹ en trigo y de 352 kg ha⁻¹ en cebada. Estos aumentos representan mejoras de 18% en las respuestas de trigo y de cebada a la fertilización con P, N, S y Zn (Figura 2). Estos resultados muestran diferencias con los observado por Alvarez (2009) al evaluar la fertilización en trigo y en girasol, y por Alvarez and Grigera (2004) al evaluar los efectos en trigo. La incorporación de ambientes con mayor rango de rendimientos a los observados por estos autores, y la incorporación de sitios con mayor variabilidad en la oferta de nutrientes en el suelo pueden ser parte de la explicación de las diferencias observadas.

En avena, los datos disponibles no permiten determinar diferencias entre la fertilización combinada (PNSZn) y la suma de los aportes individuales de cada nutriente (P+N+S+Zn) ($p>0,10$) (Figura 2). Para avena para grano son pocos los trabajos que comparan estrategias de fertilización combinada. La información de Cardenau y Gonzalez Montaner (1994) y de Wehrhahne (2006) no incorpora la evaluación de estrategias combinadas en el análisis de resultados, pero muestra similares rangos de respuestas a la fertilización con N a los observados en estos experimentos.

La diferencia de rendimientos entre los tratamientos de fertilización combinada con P y N y los tratamientos sin fertilización, fue en promedio de 1270, 1782 y 1859 kg ha⁻¹ en avena, cebada y trigo, respectivamente. Los aportes de S y de Zn en la fertilización combinada permitieron incrementos de rendimientos de 310 kg ha⁻¹ en avena, 289 kg ha⁻¹ en cebada y de 111 kg ha⁻¹ en trigo. En la fertilización combinada utilizando P y N los aportes individuales de cada nutriente (i.e., P y N) fueron mayores a los observados al considerar la fertilización combinada de P, N, S y Zn.

Tanto al considerar la respuesta a la fertilización combinada con P, N, S y Zn como al considerar la respuesta a la fertilización combinada con P y N sobre el testigo, se cuantificó el aporte individual de los nutrientes y los aportes no explicados se consideraron aportes del efecto de interacción. En cebada y en trigo la inclusión de S y Zn no modificó el aporte del efecto interacción. En promedio el aporte del efecto de interacción fue de 18%. Sin embargo, al considerar los diferentes sitios y los rendimientos de los tratamientos con fertilización combinada (PNSZn) se observó incrementos en los aportes relativos del efecto de interacción con aumento de los rendimientos. Para los sitios evaluados, la contribución de la fertilización a la producción disminuye, con diferencias entre cultivos y niveles de producción, al plantearse estrategias simplificadas o individuales de fertilización (Figura 3).

El estudio aporta información sobre la expresión de la fertilización con P y con N ayudada por la incorporación de elementos con limitaciones menos frecuentes en la región en estudio, como S y como Zn. Se destaca, en cebada y en trigo, la evidencia que la fertilización combinada (i.e., PNS o PNSZn) permite incrementos de producción de 18% sobre las fertilizaciones simples (i.e., efecto de interacción positivo). Estos resultados implican la consideración en los sistemas de producción de estrategias de fertilización combinadas, que consideren tanto la fertilización con P y con N como la inclusión de elementos menores. Si bien el estudio explora rango de rendimientos amplios en los tres cultivos y analiza la fertilización con S y con Zn en avena que ha sido poco estudiada en la región pampa Austral, deben considerarse algunas limitantes metodológicas. La cuantificación de las respuestas al agregado de nutrientes con limitaciones menos frecuentes (i.e., S y Zn) fueron por sustracción (i.g., RPNSZn – RPNS), el número de sitios de evaluados de avena son bajos (i.e., 4 sitios) y, si bien los niveles de fertilización corresponden a los manejos de producción frecuente en la región, los niveles de N y P en algunos sitios no alcanzan niveles de suficiencia. Trabajos futuros deberían abordar las respuestas al agregado de S y de Zn sin el aporte de N y de S, explorar comportamiento del efecto de interacción según rangos de rendimientos mayores a los analizados en este estudio y analizar el efecto de la proporción de los nutrientes en el grado de los fertilizantes comerciales sobre los aportes del efecto de interacción en la producción de granos.

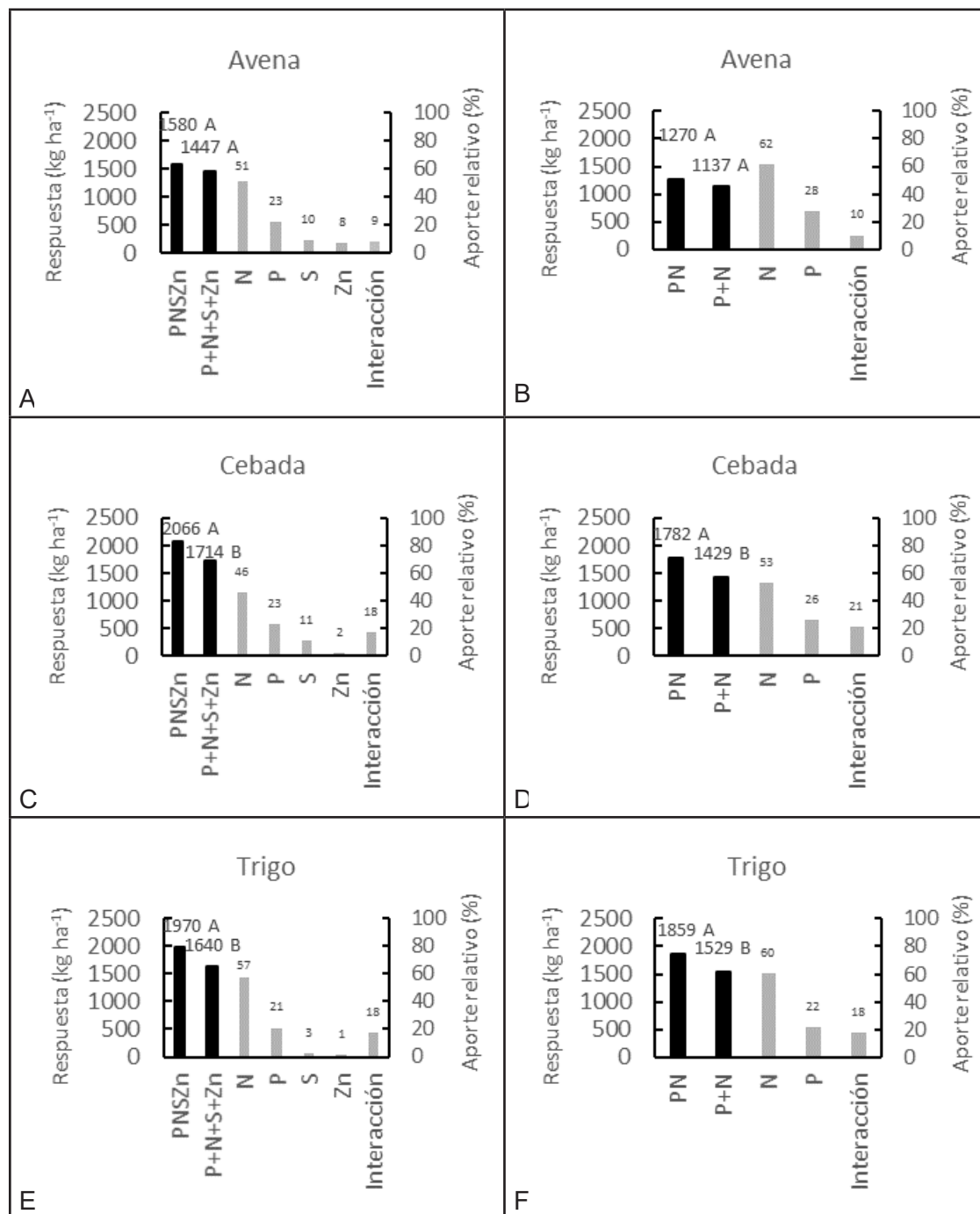


Figura 2: Respuesta promedio de toda la red de experimentos a la fertilización combinada y a la suma de los aportes individuales de nutrientes en barras negras y aportes relativos de los nutrientes individuales y del efecto de interacción en relación al aporte total de la fertilización combinada en barras grises según avena (A y B), cebada (C y D) y trigo (E y F). Fertilización con nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y cinc (Zn) en figuras A, C y E. Fertilización con Nitrógeno y Fósforo en figuras B, D y F. Experimentos realizados en San Manuel, Lobería, y Tandil durante las campañas 2017 a 2021. Letras diferentes indican diferencias entre la suma de aportes individuales de los nutrientes (P+N+S+Zn o P+N) y la fertilización combinada (PNSZn o PN) según Tukey ($\alpha = 0,10$).

Figure 2: Average response to combined fertilization and o the sum of individual contributions of nutrients (in black bars), and relative contributions of individual nutrients and the interaction effect in relation to the total contribution of combined fertilization (in gray bars). Oats (A and B), barley (C and D) and wheat (E and F) crops. Fertilization with nitrogen (N), phosphorus (P), sulfur (S) and zinc (Zn) in figures A, C and E. Fertilization with Nitrogen and Phosphorus in figures B, D and F. Experimental sites in San Manuel, Lobería and Tandil (years 2017 to 2021). Different letters indicate differences between the sum of individual nutrient inputs (P+N+S+Zn or P+N) and the combined fertilization (PNSZn or PN) according to Tukey ($\alpha = 0,10$).

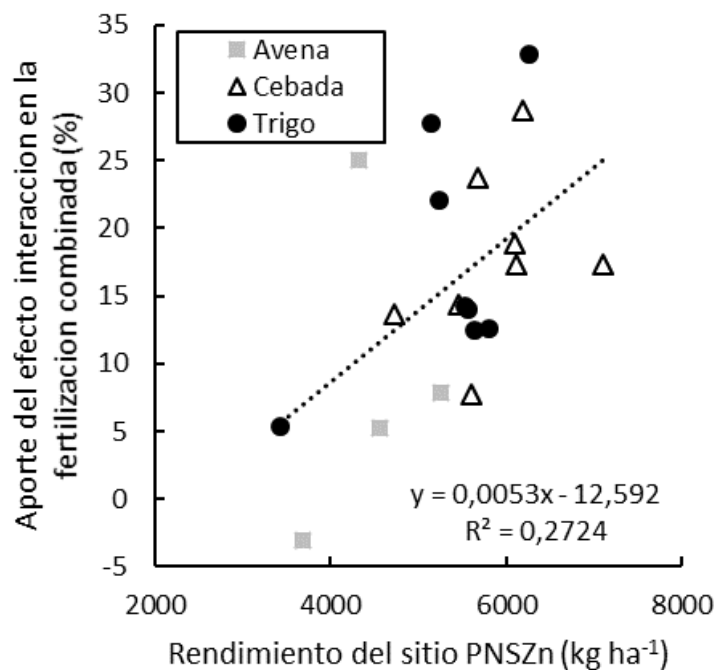


Figura 3: Aportes del efecto de interacción en la fertilización combinada según rendimientos promedio de sitio con nivel máximo de fertilización (PNSZn). Datos promedio de red de 14 experimentos realizados en San Manuel, Lobería y Tandil durante las campañas 2017 a 2021.

Figure 3: Contributions of the interaction in the combined fertilization according to average yields of the treatment with maximum level of fertilization (PNSZn) in each site. Average network data from 14 experiments carried out in San Manuel, Lobería and Tandil (2017 to 2021).

CONCLUSIONES

En trigo y en cebada la fertilización combinada incorporando P, N, S y Zn permitió incrementos de rendimientos mayores que la suma de los efectos individuales de estos nutrientes. La fertilización combinada representó mejoras del >18% en los incrementos de rendimientos asociados a la fertilización. En avena los datos disponibles no permitieron determinar diferencias comparando la fertilización combinada con los aportes individuales de cada nutriente. Para las condiciones evaluadas tanto en trigo como en cebada, en la decisión de fertilización con P-N-S-Zn, además de las respuestas individuales de los nutrientes hay respuestas complementarias que conduce a que en sitios de alta producción las fertilizaciones combinadas capturan respuestas de rendimientos adicionales a lo logrado en las respuestas a los nutrientes individuales.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Alvarez, R. (2009). Aditividad en la respuesta de los cultivos extensivos a la fertilización con distintos nutrientes en la Región Pampeana. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 43: 8-11.
- Alvarez, R. & Grigera, S. (2005). Analysis of Soil Fertility and Management Effects on Yields of Wheat and Corn in the Rolling Pampa of Argentina. *Agronomy and Crop Science*. 191:321-321.
- Barbieri, P., Echeverría, H.E. y Sainz Rozas, H. (2009). Dosis óptima económica de nitrógeno en trigo según momento de fertilización en el sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo*. 27:115-125.
- Berardo, A. (1994). Aspectos generales de fertilización y manejo de trigo en el área de influencia de la Estación Experimental INTA-Balcarce. *Boletín Técnico N° 128-EEA-INTA Balcarce*. Ediciones INTA, EEA Balcarce.
- Black, C.A. (1993). *Soil fertility evaluation and control* (Pag 729). Lewis Publishers Boca Raton.
- Bremner, J. M. (1996). Nitrogen Total. En D. L. Sparks (Ed). *Methods of Soil Analysis* (5th ed., pp. 1085-1121). Madison, WI, USA: Soil Science Society of America.
- Carciochi, W.D., Divito, G.A., Reussi Calvo, N.I. y Echeverría, H.E. (19-20 de mayo de 2015). ¿Qué sabemos del diagnóstico de azufre en los cultivos de la región pampeana argentina? *Actas Simposio Fertilidad 2015*.

- Cardenau, G. y Gonzalez Montaner, J. (Mayo de 1994). *Respuesta al riego y a la fertilización nitrogenada en trigo y avena en el sudeste de la provincia de Buenos Aires*. Actas de III Congreso Nacional de Trigo y Primer Simposio Nacional de Cereales de Siembra Otoño-Invernal. Bahía Blanca, Buenos Aires. Página 53-54.
- Colwell, J.D. (1994). *Estimating fertilizer requirements: A Quantitative Approach*. CAB Internatinal. Inglaterra, 259 paginas.
- Correndo, A.A. y García, F.O. (2016). Trigo 2016. Pautas para el manejo nutricional del cultivo. *IPNI Cono Sur*. <http://lacs.ipni.net/article/LACS-1258>.
- Dillchneider Loza, A., Porta Siota, F., Figueruelo, A. y Funaro, D. (2022) *Cereales invernales. Resultados de ensayos de evaluación de cultivos y manejo en trigo, cebada, centeno, avena y triticale. Campaña 2021*. Ediciones INTA, EEA Anguil.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2011). InfoStat ver 2011. InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>.
- Gianello, C. & Bremner, J.M. (1986). A simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 17:195–214.
- González Montaner, J., Di Nápoli, M., Calviño, P., Mailland, N., Posborg, M., Dodorico, F. y Andenoché, J. (2003). Nitrógeno en trigo. *Revista de los CREA*. 272:56-59.
- Hall, A.J., Rebella, C.M., Ghersa, C.M. & Culot, J. (1992). Field-crop systems of the Pampas. En Pearson, C.J. (Ed.), *Field Crop Ecosystems Series: Ecosystems of the World*. (pp. 413-450). Elsevier Science Publishers.
- Kuo, S. (1996). Phosphorus. En D. L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis* (Part 3, pp. 869-919). Madison, WI, USA: American Society of Agronomy and Soil Science Society of America.
- Lindsay, W. L. & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3), 421–428.
- Martinez Cuesta, N., Carciochi, W., Salvagiotti, F., Sainz Rozas, H., Wyngaard, N., Lopez de Sabando, M.J. & Barbieri, P. (2021). DTPA-extractable zinc threshold for wheat grain yield response to zinc fertilization in Mollisols. *Soil Science Society of America Journal* 2021:1-6.
- Michiels, C. y Degenhart, S. (2004). Ensayo de fertilización en cebada cervecera, var Scarlett. *Informaciones agronómicas* 22: 18-20.
- Nelson, D. W. & Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En D. L. Sparks (Ed), *Methods of Soil Analysis*. (pp. 961-1010). Madison, WI, USA: American Society of Agronomy and Soil Science Society of America.
- Prystupa, P., Bergh, R., Ferraris, G., Loewy, T., Gutierrez Boem, F.H. y Ventimiglia, L. (2007). *Fertilización: nitrogenada y azufrada en cebada cervecera*. Red INTA – Fertilizar. Actas de Simposio Fertilidad 2007: Bases para el manejo de la nutrición de los cultivos y los suelos. Pag. 50:56.
- Prystupa, P., Ferraris, G., Loewy, T., Gutierrez Boem, F.H., Ventimiglia, L., Couretot, L. y Bergh, R. (2012). Fertilización nitrogenada en cebada cervecera cv. Scarlett en la provincia de Buenos Aires. En S.A. Stenglein, M.V. Moreno, M. Cogliatti, W.J. Rogers, M.A. Carmona y R.S. Lavado (Eds), *Cereales de invierno. Investigación científico-técnica* (pp. 102-110). Editorial Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- Reussi Calvo, N.I., Echeverría, H.E. & Sainz Rozas, H. (2011). Diagnosing sulphur deficiency in spring red wheat: plant analysis. *J. Plant Nutr.* 34: 573-589.
- Ron, M. y Loewy, T. (2000). Modelos de fertilización nitrogenada y fosforada para trigo en el Sudoeste Bonaerense, Argentina. *Ciencia del Suelo* 18:44-49.
- Sadras, V. & Calderini, D. (2020). *Crop Physiology Case Histories for Major Crops*. Academic Press.
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Martinez Cuesta, N., Angelini, H., Reussi Calvo, N. y Wyngaard, N. (8-9 mayo 2019). *Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana*. Actas del Simposio de Fertilidad 2019. Fertilizar Asociación Civil. Rosario, Argentina.
- Walter, N.F., Hallberg, G.R. & Fenton, T.E. (1978). Particle size analysis by the Iowa State University soil survey laboratory. En G. R. Hallberg (Ed), *Standard procedures for evaluation of quaternary materials in Iowa* (pp. 61-90). Iowa City, USA: Iowa Geological Survey.
- Wehrhahne, L. 2006. Avena: ensayo de fertilización con urea. *Carpeta de actualización técnica de cosecha fina 2005/06*. Chacra experimental de Barrow. Número 84.

FACTORES DETERMINANTES DE LA VOLATILIZACIÓN DE AMONÍACO Y SU EFECTO SOBRE EL RENDIMIENTO DEL MAÍZ

Mirta Toribio ¹, María Paula Iglesias ^{2*}, Adrián Correndo ³, Nicolás Wyngaard ^{2,4}, Nahuel Reussi Calvo ^{2,4}

¹ Profertil S.A. Argentina

² Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Argentina

³ Kansas State University. EEUU

⁴ Centro Científico Tecnológico Conicet. Mar del Plata, Argentina

RESUMEN

El proceso de volatilización es un mecanismo de pérdida de nitrógeno (N). Identificar y jerarquizar sus principales factores determinantes es esencial hacia una agricultura más sostenible en términos económicos y ambientales. Los objetivos del trabajo son: a) integrar información existente sobre las pérdidas por volatilización y su impacto sobre el rendimiento de maíz (*Zea mays* L.), b) jerarquizar los principales factores que controlan dichas pérdidas en Argentina y c) evaluar el efecto del inhibidor de la ureasa sobre las pérdidas de amoníaco (NH₃), el rendimiento y la eficiencia agronómica de N (EAN). Para ello, se llevó a cabo una revisión sistemática que incluyó un total de 21 experimentos conducidos entre 1997 y 2021. Se utilizaron técnicas de análisis de senderos para examinar la ruta causal de los principales factores que controlan las pérdidas por volatilización y de meta-análisis para evaluar la magnitud del efecto de las variables de manejo y edafoclimáticas sobre las pérdidas por volatilización. La principal variable que presentó un efecto directo sobre las pérdidas fue la dosis de N aplicada ($r=0,66$), mientras que el contenido de arcilla ($r=-0,59$) resultó la variable edafoclimática más relevante. Además, se determinó un efecto indirecto y negativo del contenido de materia orgánica (MO) a través del contenido de arcilla ($r=-0,39$), siendo el efecto directo de la MO de baja magnitud ($r=-0,01$). Las mayores pérdidas de N por volatilización ocurrieron con dosis ≥ 100 kg N ha⁻¹, contenido de MO < 20 g kg⁻¹ y de arcilla < 200 g kg⁻¹, temperaturas $> 20^{\circ}\text{C}$ y < 10 días para precipitaciones mayores a 10 mm. El empleo de inhibidores de la ureasa redujo en un 73% las pérdidas de NH₃, sin aumentar significativamente el rendimiento ni la EAN. Estos resultados brindan una base sólida sobre cuáles son los principales factores determinantes de las pérdidas por volatilización.

Palabras clave: N-amonio, eficiencia agronómica de nitrógeno, inhibidor de la ureasa.

DETERMINANTS OF AMMONIA VOLATILIZATION LOSSES AND THEIR EFFECT ON MAIZE YIELD

ABSTRACT

Volatilization is a process by which nitrogen (N) is lost. Identifying the main factors determining this process is essential for a more economically and environmentally sustainable agriculture. The objectives of this work were to: a) integrate existing information about volatilization losses and their effect on maize yield (*Zea mays* L.), b) identify the main factors that control such losses in Argentina, and c) evaluate the effect of urease inhibitor on ammonia volatilization, yield and nitrogen agronomic efficiency (NAE). A systematic review, including a total of 21 experiments carried out between 1997 and 2021, was performed. A path analysis was used to examine the causal pathway of the factors that determine N volatilization rates, and a meta-analysis was carried out to evaluate the magnitude of the effect of management and edaphoclimatic

* Autor de contacto:
nahuelreussicalvo@mdp.edu.ar

Recibido:
08-08-23

Recibido con revisiones:
06-10-23

Aceptado:
06-10-23

variables on N volatilization. The main variable presenting a direct effect on ammonia losses was the N rate ($r = 0.66$), while clay content ($r = -0.59$) was the most relevant edaphoclimatic variable. An indirect and negative effect of organic matter (OM) was determined through the clay percentage ($r = -0.39$), while the direct effect of OM presented a low magnitude ($r = -0.01$). The highest N losses by volatilization occurred with N rates $\geq 100 \text{ kg N ha}^{-1}$, OM $< 20 \text{ g kg}^{-1}$ and clay content $< 200 \text{ g kg}^{-1}$, temperature $> 20^\circ\text{C}$ and < 10 days of precipitations greater than 10 mm. The use of urease inhibitors reduced losses by 73%, without increasing yield or EAN. These results bring a solid foundation on which are the main determinants of volatilization losses.

Keywords: ammonium, nitrogen agronomic efficiency, urease inhibitor

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es el principal nutriente que limita el rendimiento de maíz (*Zea mays* L.) en Argentina. No obstante, la tasa de recuperación de dicho nutriente por parte de los cultivos durante la estación de crecimiento no supera el 50% del N aplicado (Herrera et al., 2016; Norton & Ouyang, 2019). Esto se debe a procesos de pérdidas por lavado de nitrato o en formas gaseosas que incluyen al amoníaco (NH_3) y el óxido nitroso. El cultivo de maíz alcanza la máxima tasa de acumulación de N en el período que transcurre entre el estadio $V_{5.6}$ (Ritchie & Hanway, 1982) y los 15-20 días después de floración (Russelle et al., 1983; Uhart & Andrade, 1995). Por lo tanto, retrasar las aplicaciones de N a momentos posteriores a la siembra, mejoraría la sincronización entre la oferta y la demanda de N (Sainz Rozas et al., 2004; Scharf et al., 2002) y disminuiría los riesgos de pérdidas de N por lavado y desnitrificación (Burzaco et al., 2013; Echeverría et al., 2015; Pawlick et al., 2019). Sin embargo, el incremento en la temperatura del suelo, en la medida que se demora el momento de aplicación, favorecería las pérdidas por volatilización de NH_3 , disminuyendo la eficiencia de recuperación del fertilizante y, en consecuencia, el rendimiento del cultivo (Bonelli et al., 2018; Sainz Rozas et al., 1997).

La volatilización del NH_3 es un mecanismo que ocurre naturalmente en todos los suelos y se incrementa por la aplicación en superficie de fertilizantes amoniacales como la urea (46-0-0). Las pérdidas de N por volatilización dependen de diversos factores edafoclimáticos, así como de manejo del cultivo y de las interacciones que ocurren entre ellos (Cantarella et al., 2018). Algunos de dichos factores son el pH, la capacidad buffer, la presencia de residuos de plantas (Hargrove, 1988), la capacidad de intercambio catiónico, el contenido de materia orgánica (MO) y la textura del suelo (Ernst et al. 1960; Fenn & Kissel 1974; Ferguson et al., 1984; Sainz Rozas et al., 1997). Se ha demostrado que valores de pH menores a 8 y/o suelos con mayor poder buffer, reducen las pérdidas por volatilización (Havlin et al., 1999). Por otra parte, según Martens and Bremner (1989), las pérdidas de NH_3 se correlacionan de manera negativa con el contenido de MO, limo y arcilla, y directamente con el contenido de arena y el pH del suelo.

En cuanto a los factores ambientales que determinan la magnitud del proceso de volatilización de N, se destacan la temperatura y el contenido de humedad del suelo (Ernst et al., 1960; Fenn & Kissel, 1974; Sainz Rozas et al., 1997). Las pérdidas por volatilización son más elevadas cuando las temperaturas del suelo se incrementan en un rango de 10 a 50°C (Hargrove, 1988). Por otra parte, si la urea se incorpora en el perfil del suelo debido a una lluvia mayor a 10-15 mm (Craig & Wollum, 1982) o al riego, la misma se hidroliza rápidamente a amonio (NH_4^+), que es retenido por el complejo de intercambio siendo así menos susceptible a la volatilización (Holcomb et al., 2011; Kissel & Cabrera, 1988).

Diversos trabajos en la Región Pampeana Argentina (RP) han evaluado el efecto de la dosis y la fuente de N sobre las pérdidas por volatilización (Barbieri et al., 2005; Ferraris et al., 2009, 2015; Fontanetto et al., 2006; Romano y Bono, 2012; Sainz Rosas et al., 1997; Salvagiotti, 2005). En general, incrementos en las dosis de N aumentan las pérdidas de NH_3 (Silva et al., 2017). Por lo tanto, una estrategia para reducir dichas pérdidas sería la incorporación de la urea por debajo de los rastros (Bandel et al., 1980; Fox et al., 1986; Howar & Tyler, 1989; Steker et al., 1993). Otra alternativa eficiente sería el empleo de productos que retarden o inhiban la hidrólisis de la urea (Barbieri et al., 2009; Sainz Rozas et al., 1999; Watson et al., 1994). Por lo tanto, el empleo de fertilizantes con inhibidores de la actividad de la enzima ureasa sería una estrategia eficiente para reducir las pérdidas (Silva et al., 2017), siendo variable el efecto sobre el rendimiento y la eficiencia agronómica de nitrógeno (EAN) de maíz (Barbieri et al., 2010; Sainz Rozas et al., 1997; Salvagiotti, 2005).

En Argentina, existen escasas revisiones de experimentos donde se integre información y se jerarquicen los principales factores edafoclimáticos y de manejo de N que gobiernan las pérdidas por volatilización y su

impacto en el rendimiento y la EAN en maíz. Además, las pérdidas por volatilización es uno de los procesos responsable de las emisiones indirectas de óxido nítrico (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable [MAyDS], 2022). Por lo tanto, contar con dicha información permitiría incluir en el cálculo de factores de emisión de gases de efecto invernadero aspectos de manejo (cultivo, labranza, fertilizante, dosis), condiciones edafoclimáticas locales y diferencias metodológicas de medición o diseño de los ensayos, que no son considerados por el IPCC (Said et al., 2023).

Los objetivos de este trabajo son: a) integrar la información existente sobre las pérdidas de N por volatilización y su impacto sobre el rendimiento del cultivo de maíz, b) jerarquizar los principales factores que controlan las pérdidas por volatilización en Argentina y c) evaluar el efecto del inhibidor de la ureasa sobre las pérdidas de N por volatilización, sobre el rendimiento de maíz y la EAN.

MATERIALES Y MÉTODOS

Revisión de experimentos y confección de base de datos

Se procedió al armado de una base de datos correspondientes a ensayos de fertilización con N en maíz. En primer lugar, se realizó la búsqueda de información a través del motor de búsqueda Scholar Google™. Se utilizaron distintas combinaciones de las palabras: maíz, nitrógeno, fertilización, inhibidores, región pampeana, Argentina. También se exploraron sitios web de instituciones como el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Instituto Internacional para la Nutrición de Plantas (IPNI), Fertilizar Asociación Civil, Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACs), y se sumó una base de datos (no publicada) de Profertil S.A. (Departamento Comercial - Área de Planeamiento Comercial y Desarrollo). La base de datos final consistió de un total de 21 experimentos desde 1997 hasta 2021 (Tabla 1 y Figura 1), los cuales cumplían con una serie de requisitos mínimos: 1) experimentos que hayan medido volatilización de NH_3 de forma diaria utilizando un sistema estático semiabierto [adaptado del propuesto por Nommik (1973)], 2) contar con, al menos, dos niveles de tratamientos: un testigo o control, y un tratamiento fertilizado, 3) que la diferencia entre el tratamiento testigo o control respecto del/los tratamiento/s fertilizado/s, sólo incluya el nutriente en cuestión (N), 4) informar la dosis utilizada del nutriente evaluado, preferentemente acompañada del detalle de fuente, forma y/o momento de aplicación del fertilizante, 5) contar con un tratamiento que incluya la utilización de un inhibidor de la actividad ureásica, específicamente N-(n-butil) tiamida tío fosfórica (NBPT), el cual es el principio activo más conocido en el mercado (Gioacchini et al., 2002; Upadhyay, 2012; Watson et al., 2009) y 6) contar con información relativa a la ubicación geográfica (*i.e.*, localidad, partido, coordenadas) y temporal (campaña) del ensayo. Por lo tanto, la base de datos incluyó características de los experimentos a través de variables relacionadas a suelo, clima, y prácticas de manejo del cultivo.

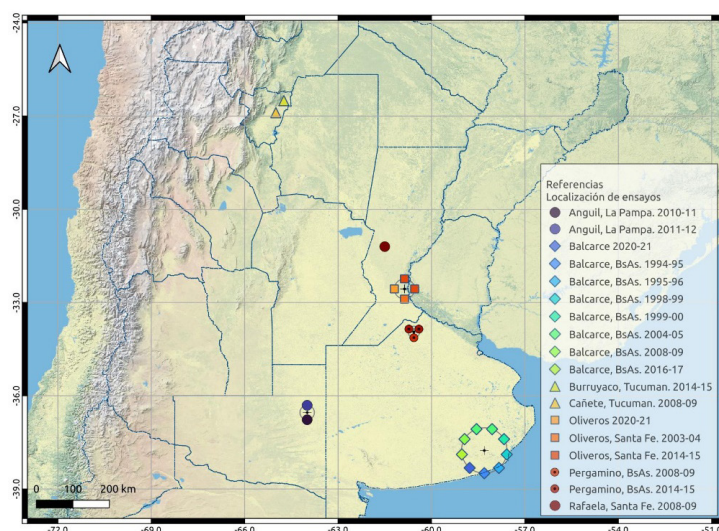


Figura 1: Distribución geográfica de los experimentos empleados para el análisis de las pérdidas de nitrógeno por volatilización en maíz.

Figure 1: Geographical distribution of the experiments used to evaluate nitrogen losses by volatilization in maize.

Cálculos

Para cada sitio experimental se calculó la EAN según la siguiente ecuación:

Ecuación 1

$$EAN = \frac{\text{Rendimiento del tratamiento fertilizado (kg ha}^{-1}) - \text{Rendimiento del testigo (kg ha}^{-1})}{\text{Dosis de N del tratamiento fertilizado (kg ha}^{-1})}$$

En base a las variables climáticas se calculó: a) temperatura media del aire durante los diez días post-fertilización ($Temp_{10}$), b) suma de precipitaciones durante los 14 días desde la aplicación (Pp14) y c) días hasta eventos de precipitaciones mayores a 10 mm (Días Pp>10mm). Se calcularon los factores de volatilización según la metodología propuesta por Said et al. (2023), donde la volatilización acumulada de NH_3 (kg N- NH_3 ha⁻¹) se dividió por el total de N aplicado (kg N ha⁻¹), resultado que se multiplicó por 100 para su expresión en porcentaje (%).

Caracterización de base de datos

El rango promedio de MO fue de 11 g kg⁻¹ a 56 g kg⁻¹. Por su parte, el contenido de arcilla y el pH variaron de 20 g kg⁻¹ a 270 g kg⁻¹ y de 5,1 a 6,8, respectivamente. La $Temp_{10}$ varió entre 12°C y 28°C, siendo la media de 21°C. Las Pp14 fueron variables, desde no presentar eventos hasta registrarse 38 mm a los 2 días de la fertilización. El rendimiento varió desde 3953 hasta 15400 kg ha⁻¹, mientras que la EAN varió desde 1 hasta 88 kg grano kg N aplicado⁻¹. Esto demuestra el amplio rango de condiciones edafoclimáticas y de rendimiento del cultivo explorado.

Análisis estadísticos

Selección de variables y análisis de senderos: mediante el análisis *Stepwise* se identificaron los principales factores que controlan las pérdidas por volatilización. Luego, se realizó un análisis de senderos para examinar la ruta causal de las variables seleccionadas, mediante el empleo del software InfoStat (Di Rienzo et al., 2020). Se calcularon los efectos directos e indirectos de las variables seleccionadas sobre las pérdidas por volatilización (Basta et al., 1993; Williams, Jones & Demmert, 1990). Para cuantificar la variación de volatilización no explicada por las variables, se calculó el residuo no correlacionado (U) a partir del coeficiente de determinación (R^2) de la regresión múltiple entre la volatilización y las variables significativas (Ecuación 2).

Ecuación 2:

$$U = \sqrt{1 - R^2}$$

Meta-análisis: Las variables de interés fueron dosis de N, contenido de MO y arcilla, temperatura media durante los 10 días posteriores a la fertilización ($Temp_{10}$), días hasta precipitaciones mayores a 10 mm luego de la fertilización (Días Pp>10mm) y rendimiento. Se definieron dos clases empleando como principal criterio de clasificación la mediana; excepto para el contenido de MO que se dividió en tres categorías según la distribución de valores. Las clases establecidas fueron <100 y ≥100 kg N ha⁻¹ para dosis de N y, ≤10,5 y >10,5 t ha⁻¹ para rendimiento. En cuanto a las variables edáficas, las mismas se dividieron en < 20, 20-30 y > 30 g kg⁻¹ para contenido de MO y en < 200 y ≥ 200 g kg⁻¹ para contenido de arcilla. Asimismo, las variables climáticas se clasificaron en dos clases, siendo estas para $Temp_{10} \leq 20^\circ C$ y $> 20^\circ C$ y para Días Pp>10 mm ≤ 10 días y > 10 días; las cuales se analizaron durante el período comprendido entre el día de la fertilización y el día 14 post fertilización. Tanto el nivel de corte utilizado para la clasificación de las variables climáticas como así también para el período de análisis se establecieron en base a Silva et al. (2017). A su vez, se calculó la heterogeneidad entre los estudios a partir de I^2 (Higgins et al., 2003). Para el análisis estadístico de volatilización de NH_3 los valores se expresaron a log-ratios (Hedges, 1999) y los resultados se re-transformaron a unidades de pérdida de N por volatilización respecto del tratamiento testigo (kg ha⁻¹). El meta-análisis se llevó a cabo con el paquete metafor (Viechtbauer, 2010) en el software R (R Core Team, 2020).

Efecto de inhibidor: Para comparar la volatilización (%), el rendimiento y la EAN entre Urea y Urea + inhibidor se utilizó el siguiente modelo lineal bivariado:

Ecuación 3:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x,$$

donde se asume que ambas x e y son variables aleatorias que siguen distribución normal con media μ y varianza σ^2 , y los parámetros β_0 (ordenada al origen) y β_1 (pendiente) describen una regresión de eje principal estandarizado (SMA por sus siglas en inglés), (Warton et al., 2006). La pendiente y ordenada al origen fueron comparadas con test t de Student para evaluar el efecto del inhibidor sobre la volatilización (%), el rendimiento y la EAN. La igualdad del intercepto y la pendiente a cero y uno, respectivamente, fue probado a través de test t . Las regresiones alométricas se obtuvieron mediante el paquete *smart* (Warton et al., 2006) para el software R.

Tabla 1: Resumen de estudios empleados para el análisis de la volatilización de NH₃ y rendimiento (Rto) de maíz utilizando urea y urea + inhibidor de la actividad ureasa. As: arcilla, MO: materia orgánica, Vol: volatilización, U: urea, UI: urea con inhibidor. S: siembra, V₃: tres hojas desarrolladas, V₆: seis hojas desarrolladas.

Table 1: Description of experimental data to evaluate nitrogen losses by volatilization and maize yield (Rto) using urea and urea + urease inhibitor. As: clay, MO: organic matter, Vol: volatilization, U: urea, UI: urea with inhibitor, S: sowing, V₃: third leaf stage, V₆: sixth leaf stage.

N°	Referencia	Localidad	Año	Suelo	Fuente	Dosis N (kg ha ⁻¹)	Momento	As (g kg ⁻¹)	MO (g kg ⁻¹)	pH	Disponibilidad de datos	
											Rto	Vol
1	Sainz Rozas et al. (1997)	Balcarce, Bs As.	1994	Argiudol típico	U, UI	70, 140	S y V ₆	230	56	5,8		x
2	Sainz Rozas et al. (1997)	Balcarce, Bs As.	1995	Argiudol típico	U, UI	70, 140, 210	S y V ₆	230	56	5,8		x
3	Sainz Rozas et al. (1999)	Balcarce, Bs As.	1998	Paleudol Petrocalcico	U	70	S	300	59	5,9	x	x
4	Sainz Rozas et al. (1999)	Balcarce, Bs As.	1999	Paleudol Petrocalcico	U	70	S	300	59	5,9	x	x
5	Salvagiotti (2005)	Oliveros, Santa Fe.	2003	Argiudol típico	U	60, 120	V ₆	220	24	5,3	x	x
6	Barbieri et al. (2005)	Balcarce, Bs As.	2004	Argiudol típico	U, UI	60, 120	V ₆	230	49	5,6	x	x
7	Barbieri et al. (2005)	Balcarce, Bs As.	2004	Argiudol típico	Urea	60, 120	V ₆	230	49	5,6	x	x
8	Fontanetto et al. (2010)	Rafaela, Santa Fe.	2008	Argiudol típico	U, UI	60, 120	V ₆	270				
9	Sanchez (2009)-IP	Cañete, Tucumán.	2008	Haplustol típico	U, UI	60, 120	V ₆	130	21	6,2	x	x
10	Barbieri et al. (2009)-IP	Balcarce, Bs As.	2008	Argiudol típico	U, UI	60, 120	V ₆	230	54	5,7	x	x
11	Ferraris et al. (2009)	Pergamino, Bs As.	2008	Argiudol típico	U, UI	60, 120	V ₆	230	25	5,8	x	x
12	Bono et al. (2011)	Anguil, La Pampa.	2010	Haplustol entico	U, UI	50, 100	V ₆	70	11	6,1	x	x
13	Andrada y Elizalde (2013)	Anguil, La Pampa.	2011	Ustipsament típico	U, UI	50, 100	V ₆	20	13	6,8	x	x
14	Salvagiotti (2015)-IP	Oliveros, Santa Fe.	2014	Argiudol típico	U, UI	60, 120	V ₆	220	22	5,2	x	x
15	Salvagiotti (2015)-IP	Oliveros, Santa Fe.	2014	Argiudol típico	U, UI	60, 120	V ₆	220	19	5,1	x	x
16	Romero (2015)-IP	Burruyaco, Tucumán.	2014	Ustortentes típicos	U, UI	30, 70	V ₆	200	33	6,4	x	x
17	Ferraris et al. (2015)-IP	Pergamino, Bs As.	2014	Argiudol típico	U, UI	60, 120	V ₆	230	29	5,8	x	x
18	Ferraris et al. (2015)-IP	Pergamino, Bs As.	2014	Argiudol típico	U, UI	60, 120	V ₆	230	34	5,5	x	x
19	Barbieri et al. (2018)	Balcarce, Bs As.	2016	Paleudol Petrocalcico	U	60, 120	V ₃ , V ₆	300	53	5,6	x	x
20	Reussi Calvo et al. (2021)-IP	Balcarce, Bs As.	2020	Argiudol típico	U, UI	50, 100	V ₆	230	53	5,5	x	x
21	Salvagiotti (2021)-IP	Oliveros, Santa Fe.	2020	Argiudol típico	U, UI	50, 100	V ₆	220	27	5,8	x	x

IP = informe de Profertil.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Factores determinantes de las pérdidas de nitrógeno por volatilización

El porcentaje de pérdida de NH_3 varió entre 0 y 57% (0 a 38 kg ha^{-1}), ubicándose dentro del rango citado en la bibliografía internacional (Cantarella et al., 2018; Silva et al., 2017). Resultados similares fueron reportados por Said et al. (2023), quienes determinaron factores de volatilización entre 0 y 33,6 % para Argentina. En promedio, el factor de volatilización fue del 8%; valor inferior al propuesto por el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2019) para urea (50%).

El análisis de senderos explicó el 77% de la variación de la pérdida de N por volatilización de NH_3 (kg ha^{-1}), con un U igual a 0,47. Los coeficientes de dicho análisis indicaron que 4 de las 6 variables predictoras tuvieron efectos significativos sobre las pérdidas de N (Tabla 2).

La principal variable que presentó un efecto directo y positivo sobre las pérdidas por volatilización fue la dosis de N aplicada ($r= 0,66$). Es decir que, a mayor dosis de N, mayor fue la volatilización del NH_3 . A su vez, se determinó un efecto indirecto (fuera de la diagonal) y positivo ($r= 0,34$) a través del rendimiento (Tabla 2). Esto indica que ambientes con mayores rendimientos, debido al empleo de dosis superiores de N, presentan mayores pérdidas de NH_3 , lo cual coincide con estudios previos (Barbieri et al., 2003; Fontanetto et al., 2010; Sainz Rosas et al., 1997).

Dentro de las variables de suelo, el principal efecto fue del contenido de arcilla ($r= -0,59$), siendo este directo y negativo (Tabla 2), por lo que, a mayor contenido de arcilla, menores son las pérdidas. Además, se determinó un efecto indirecto y negativo del contenido de MO a través del contenido de arcilla ($r= -0,39$), siendo el efecto directo de la MO de baja magnitud ($r= -0,01$). Dicha correlación negativa entre la volatilización de NH_3 y el porcentaje de arcilla y de MO fue informada por Martens and Bremner (1989), quienes, además, detectaron una correlación positiva con el contenido de arena y pH. No obstante, Vahed et al. (2011) determinaron una mayor actividad ureásica en suelos con elevado contenido de carbono. A su vez, el mayor contenido de MO y arcilla se asocia a una mayor capacidad de intercambio catiónico lo cual incrementa la capacidad del suelo para retener al NH_4^+ producido por la hidrólisis de la urea, y en consecuencia, se reducen las pérdidas por volatilización (Sunderlage & Cook, 2018).

Por último, respecto a las variables climáticas, sólo la temperatura media durante los 10 días posteriores a la fertilización presentó un efecto directo y positivo ($r= 0,18$) sobre las pérdidas de N (Tabla 2). Se han reportado aumentos en las pérdidas de N por volatilización frente a incrementos en la temperatura media (Hargrove, 1988; Romano et al., 2012), siendo 40°C la temperatura óptima para la máxima actividad ureásica (Kissel & Cabrera, 1988). Por su parte, Sainz Rozas et al. (1997) determinaron un aumento en las pérdidas de $0,24 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ por cada 1°C de aumento de la temperatura media del suelo. Además, se ha observado un incremento en la tasa de disolución de la urea ante aumentos en la temperatura (Wahl et al., 2006) y un efecto sobre la disociación del NH_4^+ en la solución del suelo (Kissel et al., 2008).

Para cada una de las clases en las cuales se clasificaron las variables analizadas se determinó el índice I^2 , el cual indica la proporción de la variación entre estudios respecto de la variación total, es decir, la proporción de la variación total que es atribuible a la heterogeneidad (Tabla 3). Higgins et al. (2003), categorizaron el I^2 como bajo, moderado y alto en valores del 25%, 50% y 75%, respectivamente. En el presente trabajo, sólo para el contenido de arcilla la heterogeneidad fue menor al 25%, lo cual sugiere que hay una mayor inconsistencia del efecto entre los grupos testeados respecto a las demás variables. No obstante, el I^2 es sólo informativo y no es un criterio de selección.

Tabla 2: Efecto directo (diagonal) e indirecto (fuera de la diagonal) de variables edafoclimáticas y agronómicas sobre las pérdidas de nitrógeno por volatilización (kg ha⁻¹).

Table 2: Direct (diagonal) and indirect (off diagonal) effect of edaphoclimatic and agronomic variables on N losses by volatilization (kg ha⁻¹).

	Dosis N	Arcilla	MO	Temp ₁₀	Días Pp > 10mm	Rendimiento	r	R ² _{ajustado}	U
Dosis N	0,66	0,03	<0,01	0,01	-0,07	-0,12	0,51*	0,77	0,47
Arcilla	-0,03	-0,59	<-0,01	-0,06	0,08	-0,02	-0,63*		
MO	-0,01	-0,39	-0,01	-0,13	0,04	-0,01	-0,51*		
Temp ₁₀	0,03	0,19	<0,01	0,18	-0,05	-0,02	0,34#		
Días Pp > 10mm	-0,14	-0,14	<-0,01	-0,03	0,33	-0,02	<-0,01		
Rendimiento	0,34	-0,06	<-0,01	0,01	0,03	-0,23	0,09		

*Significativo al p<0,05. #Significativo al p<0,10.

Tabla 3: Resumen del meta-análisis para pérdidas de N por volatilización.

Table 3: Meta-analysis of N volatilization losses.

Variable	Clase	N° Observac.	Volatilización testigo	Volatilización sobre testigo	IC _{95%}	
					LI	LS
----- (kg ha ⁻¹) -----						
Dosis de N (kg ha ⁻¹)	< 100	26	0,5	6,2	6,1	6,3
	≥ 100	23	0,5	16,7	16,5	16,9
Materia Orgánica (g kg ⁻¹)	< 20	3	0,2	17,0	16,3	17,6
	20-30	6	1,1	12,2	11,8	12,5
	> 30	13	0,4	8,3	8,1	8,6
Arcilla (g kg ⁻¹)	< 200	3	0,8	15,7	15,3	16,2
	≥ 200	20	0,5	10,6	10,2	11,0
Temp ₁₀ (°C)	≤ 20	10	0,4	7,9	7,6	8,2
	> 20	13	0,6	13,8	13,3	14,4
Días Pp >10 mm	≤ 10	15	0,5	12,1	11,6	12,5
	> 10	8	0,6	9,3	9,0	9,6
Rendimiento (t ha ⁻¹)	≤ 10.5	45	0,9	12,0	11,5	12,5
	> 10.5	14	0,3	11,0	10,3	11,7

IC = intervalo de confianza; LI = límite inferior; LS = límite superior.

Para cada variable analizada se observaron diferencias significativas en las pérdidas de N por volatilización entre clases, excepto cuando se analizó el rendimiento (Tabla 3). En cuanto a los factores de manejo, las pérdidas de N por volatilización fueron de 6,2 y 16,7 kg ha⁻¹ para las dosis <100 y ≥100 kg N ha⁻¹, respectivamente (Tabla 3). Es válido mencionar que la dosis media de N utilizada en maíz en Argentina es de 71 kg N ha⁻¹ (Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada [ReTAA], 2021), lo cual implicaría una baja pérdida de N del sistema por volatilización.

Las pérdidas de N sobre el testigo fueron en promedio de 17,6, 12,5 y 8,6 kg ha⁻¹ para las clases < 20, 20-30 y > 30 g kg⁻¹ de MO, respectivamente (Tabla 3). Estos resultados evidencian la importancia de la MO y su efecto amortiguador sobre las pérdidas de N del sistema (Kissel et al., 2008). No obstante, la mayoría de los suelos de la RP presentan menos del 3% de MO (Sainz Rozas et al., 2011), por lo tanto, es necesario implementar estrategias de manejo que reduzcan las pérdidas gaseosas de N del sistema y, por ende, maximicen la EAN.

Respecto a la variable arcilla, las pérdidas promedio de N por volatilización fueron de 15,7 y 10,6 kg ha⁻¹ para las clases < 200 g kg⁻¹ y ≥ 200 g kg⁻¹, respectivamente (Tabla 3). Este resultado coincide con el análisis de senderos en donde el contenido de arcilla tuvo un efecto directo negativo con las pérdidas de N por volatilización. Se han determinado mayores respuestas a N en rendimiento y EAN en suelos de clase textural fina respecto a suelos de textura gruesa (Correndo et al., 2021), mientras que Chivenge et al. (2011) y Tremblay et al. (2012, 2015) reportaron mayores respuestas a N en los suelos de textura fina en comparación con texturas media y gruesa.

Para las variables climáticas, las pérdidas de N por volatilización fueron de 7,9 y 13,8 kg ha⁻¹ con temperaturas menores o iguales a 20 °C y mayores 20°C, respectivamente (Tabla 3). Es válido remarcar que en Argentina el 52% de la producción de maíz se realiza bajo planteos de siembra de segunda o tardía, con temperaturas mayores a 20°C (ReTAA, 2021), lo cual representa una condición predisponente para la pérdida de N del sistema. Para la variable "Días Pp>10 mm", las pérdidas de N por volatilización sobre el testigo variaron entre 12,1 y 9,3 kg ha⁻¹ para la clase ≤ 10 días y > 10 días, respectivamente (Tabla 3). Se ha observado que precipitaciones de 14 mm afectaban la emisión de NH₃. No obstante, Van Der Weerden and Jarvis (1997) en un ensayo con pasturas y suelos de diferente textura, observaron que cuando el evento ocurrió 3 días post-aplicación el total de pérdida alcanzó el 20%, lo cual se explicaría por la hidrólisis de gran parte de la urea. En cambio, en sistemas forestales, Craig and Wollum (1982), determinaron que precipitaciones menores a 15 mm favorecían las pérdidas por volatilización debido a un incremento en la tasa de hidrólisis de la urea. En síntesis, las pérdidas por volatilización se relacionaron no sólo con la cantidad de precipitaciones sino también con el tiempo transcurrido desde la aplicación del fertilizante hasta que ocurre la precipitación. No obstante, es válido mencionar que el contenido de agua del suelo al momento de la aplicación del fertilizante es otro factor que afecta la difusión de la urea y el contacto de la misma con la enzima ureasa (Vlek & Carter, 1983).

Para finalizar, el rendimiento del cultivo se dividió en 2 clases (>10,5 y ≤10,5 t ha⁻¹), siendo no significativa la diferencia (Tabla 3). En general, se observan menores pérdidas en ambientes de mayor potencial de rendimiento, los cuales se caracterizan por una mayor demanda de N durante todo el ciclo del cultivo y, por ende, se ve reflejado en aumentos en la EAN (Correndo et al., 2021; Salvagiotti et al., 2011). Una mayor EAN se asocia a menores pérdidas totales de N del sistema (Sainz Rozas et al., 2004).

Inhibidor de la ureasa

En la Figura 2 A se presenta la relación entre las pérdidas de N por volatilización de la urea con y sin inhibidor expresadas en porcentaje. Las pérdidas de NH₃ se redujeron en un 73% cuando se utilizó una fuente con inhibidor de la actividad ureásica. La pendiente de la ecuación indica que, por cada 1 % de pérdida de N por volatilización con urea, sólo se pierde 0,27 % si se emplea el inhibidor. Similar tendencia se observó cuando las pérdidas se expresaron en kg ha⁻¹ ($y = -0,48 + 0,31x$; $R^2 = 0,60$; p -valor < 0,001). En promedio, las pérdidas fueron de 11,7 y 2,8 kg N ha⁻¹ para urea sin y con inhibidor, respectivamente. Estos resultados confirman que dichos inhibidores son efectivos para reducir las pérdidas de N por volatilización del NH₃ del fertilizante (Barbieri et al., 2003; Ferraris et al., 2009; Sainz Rozas et al., 1999; Watson et al., 1994).

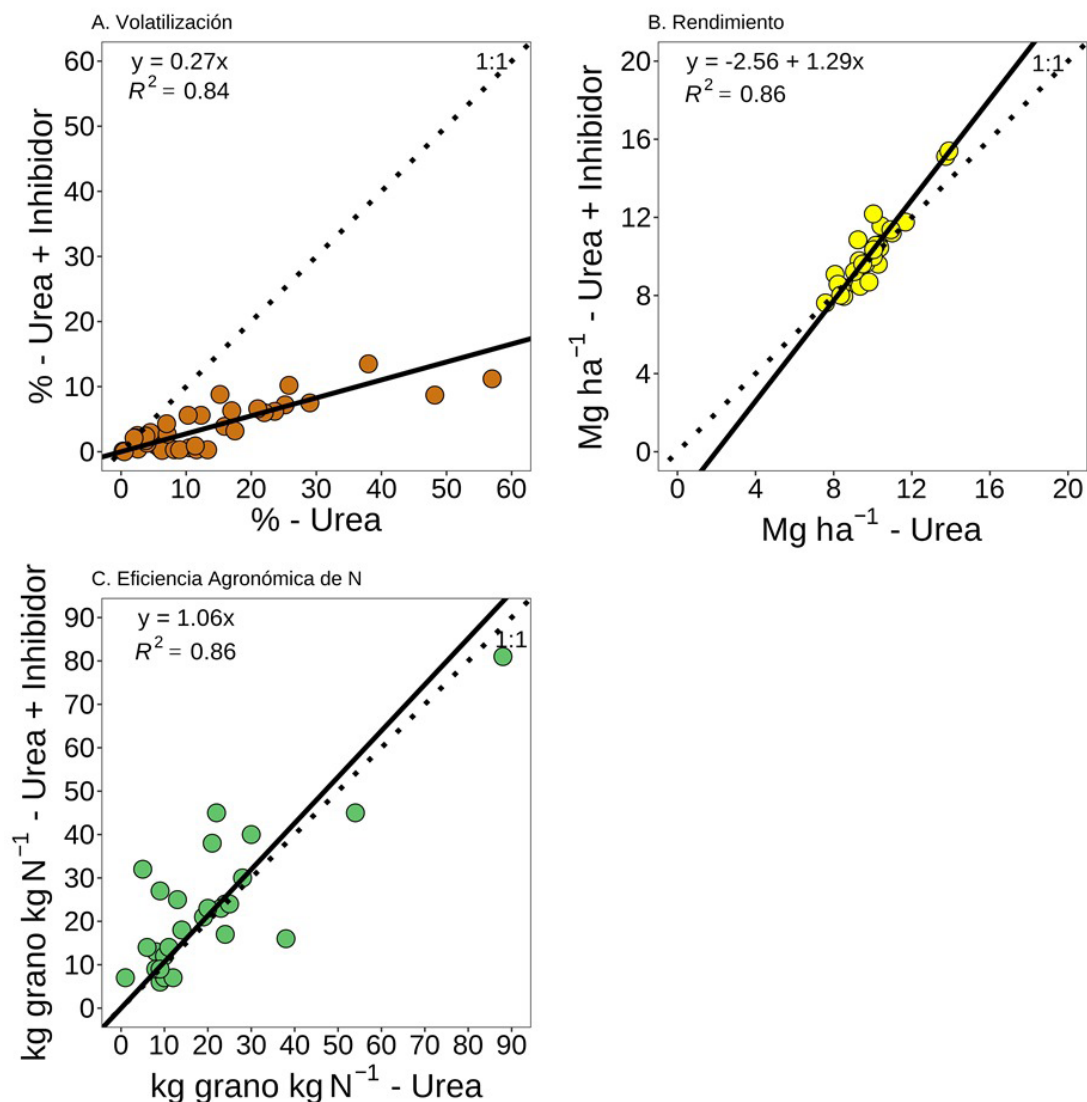


Figura 2: Relación entre A) el porcentaje de pérdidas por volatilización, B) el rendimiento y C) la eficiencia agronómica de nitrógeno con y sin inhibidor (Urea + Inhibidor y Urea). La línea punteada indica la relación 1:1.

Figure 2: Association between A) percentage of volatilization losses, B) yield, and C) nitrogen agronomic efficiency observed with or without inhibitor (urea + inhibitor and urea). The dashed line indicate 1:1 relation.

El rendimiento promedio del cultivo de maíz fertilizado con urea fue de 10430 kg ha⁻¹ y urea con inhibidor de 10981 kg ha⁻¹, siendo la diferencia no significativa ($p > 0,05$). Sin embargo, la relación entre fuentes mostró como tendencia mayores rendimientos con el empleo del inhibidor en ambientes de mayor potencial ($p < 0,05$) (Figura 2 B). En cultivos de maíz tardío, el empleo del inhibidor redujo un 13% las pérdidas por volatilización en aplicaciones superficiales de urea, sin embargo, no afectó el rendimiento (Zubillaga et al., 2021). Asimismo, Silva et al. (2017), determinaron incrementos en rendimiento promedio de un 5,3%, en los tratamientos con urea + inhibidor comparado con los tratamientos con urea. Esta tendencia fue observada para la mayoría de las clases texturales, contenidos de MO y dosis de N.

Para finalizar, la EAN fue en promedio de 19 y 22 kg kg⁻¹ para el tratamiento con urea y urea con inhibidor, respectivamente. Si bien se observó un aumento del 6% en la EAN, respectivamente; el mismo no fue significativo ($p > 0,05$) (Figura 2 C). Por lo tanto, la utilización de inhibidores de la volatilización brinda una herramienta de manejo adicional a las ya conocidas (incorporación mecánica, proximidad de lluvias, etc.), ampliando el espectro de fuentes nitrogenadas que pueden utilizarse en forma segura y confiable (Bono y Romano, 2011; Ferraris et al., 2009, 2015).

CONCLUSIONES

La principal variable que afectó la magnitud de las pérdidas de N por volatilización fue la dosis de N aplicada. No obstante, el porcentaje de arcilla fue la variable edafoclimática que reguló en mayor medida las pérdidas. Si bien el empleo de inhibidores de la actividad ureásica redujo las pérdidas de N por volatilización, el mismo no afectó significativamente el rendimiento ni la EAN. Los resultados del presente trabajo permitieron identificar los principales factores determinantes de las pérdidas por volatilización en la Región Pampeana, lo cual contribuye al desarrollo de estrategias de fertilización que minimicen dicho proceso de pérdida.

REFERENCIAS

- Bandel, V. A., Dzenia, S. & Stanford, G. (1980). Comparison of fertilized for no-till corn. *Agronomy Journal*, 72, 37-341.
- Barbieri, P. A., Echeverría, H. E. y Sainz Rozas, H. (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.
- Barbieri, P. A., Echeverría, H. E. y Sainz Rosas, H. (2005). Cuantificación de las pérdidas de nitrógeno por volatilización en el cultivo de maíz en función de la fuente, dosis y métodos de colocación del fertilizante. (Convenio INTA Balcarce - Profertil, 2005). <https://www.profertil.com.ar/wp-content/uploads/2020/08/cuantificacion-de-las-perdidas-de-nitrogeno-por-volatilizacion-y-su-efecto-sobre-el-cultivo-de-maiz-desde-urea-de-liberacion-controlada-2004-5.pdf>
- Barbieri, P. A., Echeverría, H. E. y Sainz Rosas, H. (2009). Pérdidas de amoníaco por volatilización desde urea con inhibidor de la actividad ureásica y de la nitrificación en maíz bajo siembra directa. EEA INTA Balcarce. Datos inéditos.
- Basta, N. T., Pantone, D. J. & Tabatabai, M. A. (1993). Path analysis of heavy metal adsorption by soil. *Agronomy Journal*, 85, 1054-1057. <https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500050018x>
- Bonelli, L. E., Sainz Rozas, H., Echeverría, H. y Barbieri, P. (2018). Fuente y momento de aplicación de nitrógeno en maíz bajo siembra directa en Balcarce. *Ciencia del Suelo*, 36(1), 88-98.
- Bono, A. y Romano, N. (2011). Evaluación de pérdidas de N-NH₃ por volatilización y rendimiento en maíz utilizando distintas fuentes nitrogenadas en la región semiárida pampeana. EEA INTA Anguil.
- Bono, A. & Álvarez, R. (2012). Nitrogen mineralization in a coarse soil of the semi-arid Pampas of Argentina. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 59(2), 1-14. DOI:10.1080/03650340.2011.625413.
- Burzaco, J. P., Smith, D. R., & Vyn, T. J. (2013). Nitrous oxide emissions in Midwest US maize production vary widely with band-injected N fertilizer rates, timing and nitrapyrin presence. *Environmental Research Letters*, 8, 035031. DOI: 10.1088/1748-9326/8/3/035031.
- Cantarella, H., Otto, R., Rodrigues Soares, J. & Gomes de Brito Silva, A. (2018). Agronomic efficiency of NBPT as a urease inhibitor: A review. *Journal of Advanced Research*, 13, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2018.05.008>
- Chivenge, P., Vanlauwe, B. & Six, J. (2011). Does the combined application of organic and mineral nutrient sources influence maize productivity? A meta-analysis. *Plant and Soil*, 342(1-2), 1–30. <http://doi.org/10.1007/s11104-010-0626-5>
- Correndo, A. A., Gutiérrez-Boem, F. H., García, F. O., Álvarez, 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>.
- Craig, R. & Wollum, A. G. (1982). Ammonia volatilization and soil nitrogen changes after urea and ammonium nitrate fertilization of Pinus-taeda (L). *Soil Science Society of America Journal*, 4, 409-414. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600020040x>
- 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, Facultad de Ciencias Agrarias FCA, Universidad Nacional de Córdoba: Córdoba, Argentina). Available at: <http://www.infostat.com.ar> [Verified 5 May 2020].
- Echeverría, H. E. y Sainz Rozas, H. R. (2015). Nitrógeno. En: Echeverría, HE y FO García (eds.) 2ª edición. *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. (pp. 189-228). INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Ernst, J. W. & Massey, J. F. (1960). The effects of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in the soil. *Soil Science Society of America. Proc.* 24, 87-90.
- Fenn, L. B. & Kissel, D. E. (1974). Ammonia volatilization from surface applications of ammonia compounds on calcareous soils: II. Effects of temperature and rate of ammonia nitrogen applications. *Soil Science Society of America. Proc.* 38, 606-610.
- Ferguson, R. B., Kissel, D. E., Koelliker, J. K. & Basel, W. (1984). Ammonia volatilization from surface-applied urea: Effect of hydrogen ion buffering capacity. *Soil Science Society of America Journal*, 2, 578-582. DOI: 10.2136/sssaj1984.03615995004800030022x
- Ferraris, G. N., Couretot, L. A. y Toribio, M. (2009). Pérdidas de nitrógeno por volatilización y su implicancia en el rendimiento del cultivo de maíz: Efectos de fuente, dosis y uso de inhibidores. *Informaciones Agronómicas. Int. Plant Nutr. Inst.*, Buenos Aires. 43, 19-22.
- 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. En. *Actas MAIZ HD - X Congreso Nacional de Maíz. Comisión 3. Suelos y Fertilización*. Rosario, septiembre de 2014.

- Ferraris, G. N., Toribio, M., Pitton, J. y Galetto, M. L. (2015). Fuentes nitrogenadas en maíces tempranos y tardíos: pérdidas de nitrógeno por volatilización y efectos sobre los rendimientos en Pergamino (Bs AS). EEA INTA Pergamino.
- Fontanetto, H. y Keller, O. (2006). Manejo de la fertilización en Maíz. Experiencias en la Región Pampeana Argentina. En: Información Técnica de Cultivos de Verano. Campaña 2006. Publicación Miscelánea N° 106. pp 85-113 INTA EEA Rafaela.
- Fontanetto, H., Gambaudo, S., Keller, O., Albrecht, J., Gailevra, D., Negro, C., Belotti, L. y Boschetto, H. (2010). Efecto de un inhibidor de la ureasa sobre la fertilización nitrogenada en Maíz de segunda. Publicación Miscelánea N° 118. INTA EEA Rafaela.
- Fox, R. H., Kern, J. M. & Piekielek, W. P. (1986). Nitrogen fertilizer source, and method and time of application effects on no-till corn yield and nitrogen uptake. *Agronomy Journal*, 78, 741-746.
- Fox, R. H. & Piekielek, W. P. (1993). Management and urease inhibitor effect on nitrogen use efficiency in no-till corn. *Journal of Production Agriculture*, 6, 195-200. DOI: 10.2134/jpa1993.0195
- Gioacchini, P., Natri, A., Marzadori, C., Giovannini, C., Antisari, L. V. & Gessa, C. (2002). Influence of urease and nitrification inhibitors on N losses from soils fertilized with urea. *Biology and Fertility of Soils*, 36, 129–135. DOI:10.1007/s00374-002-0521-1.
- Hargrove, W. L. (1988). Soil, Environmental, and management factors influencing ammonia volatilization under field conditions. In B. R. Bock and D. E. Kissel (ed.). Bulletin Y-206. National Fertilizer Development Center, Tennessee Valley Authority, Muscle Shoals, Alabama. 2:17-36.
- Havlin, J. L., Tisdale, S. L., Nelson, W. L. & Beaton, J. D. (2016). *Soil Fertility and Fertilizers*, 8th edition. Editorial: PEARSON.
- Hedges, L. V., Gurevitch, J. y Curtis, P. S. (1999). The Meta-Analysis of Response Ratios in Ecology. *Ecology*, 80, 1150–1156.
- Herrera, J. M., Rubio, G., Häner, L. L., Delgado, J. A., Lucho-Constantino, C. A., Islas-Valdez, S. & Pellet, D. (2016). Emerging and established technologies to increase nitrogen use efficiency of cereals. *Agronomy*, 6 (2) (25), 1-19. DOI: 10.3390/agronomy6020025.
- Higgins, J. P. T., Thompson, S. G., Deeks, J. J. & Altman, D. G. (2003). Measuring inconsistency in meta-analyses. *BMJ*, 327, 557-560.
- Holcomb, J. C., Sullivan, D. M., Horneck, D. A. & Clough, G. H. (2011). Effect of irrigation rate on ammonia volatilization. *Soil Science Society of America Journal*, 75 (6), 2341–7.
- Howar, D. D. & Tyler, D. D. (1989). Nitrogen source, rate, and application method for no-tillage corn. *Soil Science Society of America Journal*, 53, 1573-1577.
- Kissel, D. E. & Cabrera, M. L. (1988). Factor affecting urea hydrolysis. In: B. R. Bock, D. E. Kiessel. *Ammonia volatilization from urea fertilizers*. (pp. 53–66). (National Fertilizer Development Center, TVA: Muscle Shoals).
- Kissel, D., Cabrera M. & Paramasivam S. (2008). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, 677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA. Nitrogen in Agricultural Systems, Agronomy Monograph 49.
- Martens, D. A. & Bremner, J. M. (1989). Soil properties affecting volatilization of ammonia from soils treated with urea. *Communications In Soil Science and Plant Analysis*, 20, 1645–1657. DOI: 10.1080/00103628909368173.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2022). Informe del Inventario Nacional del Cuarto Informe Bienal de Actualización de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC). <https://unfccc.int/documents/461141>.
- Nommik, H. (1973). The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. *Plant and Soil*, 39, 309-318.
- Norton, J. & Ouyang, Y. 2019. Controls and adaptive management of nitrification in agricultural soils. *Frontiers in Microbiology*, 10, 1931. DOI: 10.3389/fmicb.2019.01931.
- Pawlick, A. A., Wagner-Riddle, C., Parkin, G. W. & Berg, A. A. (2019). Assessment of nitrification and urease inhibitors on nitrate leaching in corn (*Zea mays* L.). *Canadian Journal of Soil Science*, 99, 80-91. DOI: 10.1139/CJSS-2018-0110
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2020, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada. (2021). Informe mensual N°51. Maíz 2020/21. Diciembre 2021. www.bolsadecereales.org/retaa
- Ritchie, S. W. & Hanway, J. J. (1982). How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service, Iowa, EEUU. Special Report N°48 pp. 24.
- Romano, N. y Bono, A. (2012). Pérdidas por volatilización y eficiencias de uso del nitrógeno en maíz tardío. XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata 16 al 20 de abril de 2012.
- Russelle, M. P., Hauck, R. D. & Olson, R. A. (1983). Nitrogen Accumulation Rates of Irrigated Maize. *Agronomy Journal*, 75, 593-598.
- Said, A., Posse, G., Vangeli, S. Y Popper, A. (2023). ¿Podemos mejorar las estimaciones de las emisiones de N₂O en Argentina? *Ciencia del Suelo*, 41(1), 99-115.
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E., Studdert, G. A. y Andrade, F. H. (1997). Volatilización de amoníaco desde urea aplicada al cultivo de maíz bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo*, 15, 12-16.

- Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E., Studdert, G. A. & Andrade, F. H. (1999). No-tillage corn nitrogen uptake and yield: effect of urease inhibitor and application time. *Agronomy Journal*, 91, 950-955.
- Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E. y Barbieri, P. A. (2004). Nitrogen balance is affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize in Argentina. *Agronomy Journal*, 96, 1622-1631.
- 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. *Ciencia del Suelo*, 29 (1), 29-37.
- Salvagiotti, F. (2005). Cuantificación de las pérdidas de nitrógeno por volatilización y su efecto en el rendimiento del cultivo de maíz. EEA INTA Oliveros. (Convenio INTA Oliveros - Profertil, 2003/04).
- 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.
- Scharf, P. C., Wiebold, W. J. & Lory, J. A. (2002). Corn Yield Response to Nitrogen Fertilizer Timing and Deficiency Level. *Agronomy Journal*, 94, 435-441.
- Silva, A. G. B., Sequeira, C. H., Sermarini, R. A. & Otto, R. (2017). Urease Inhibitor NBPT on Ammonia Volatilization and Crop Productivity: A Meta-Analysis. Review y Interpretation. *Agronomy Journal*, 109, 1-13.
- Stecker, J. A., Buchholz, D. D., Hanson, R. G., Wollenhaupt, N. C. & McVay, K. A. (1993). Application placement and timing of nitrogen solution for no-tillage corn. *Agronomy Journal*, 85, 645-650.
- Sunderlage, B. & Cook, R. L. (2018). Soil Property and Fertilizer Additive Effects on Ammonia Volatilization from Urea. *Soil Science Society of America Journal*, 82, 253-259. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.05.0151>
- Tremblay, N., Bouroubi, M. Y., Belec, C. & Fallon, E. (2015). Meta-Analyses on an Eastern Canada Database of in-Season Corn Nitrogen Response Trials. Symposium: Meta-Analysis Applications in Argicultural Research. Synergy in Science: Partnering for Solutions. 2015 ASA-CSSA-SSSA y ESA Annual Meeting, Nov. 15-18, Minneapolis, MN. Disponible en: <https://scisoc.confex.com/scisoc/2015am/web-program/Paper92938.html>
- Tremblay, N., Bouroubi, Y. M., Bélec, C., Mullen, R. W., Kitchen, N. R., Thomason, W. E. & Ortiz-Monasterio, I. (2012). Corn response to nitrogen is influenced by soil texture and weather. *Agronomy Journal*, 104(6), 1658-1671. <http://doi.org/10.2134/agnonj2012.0184>
- Uhart, S. A. & Andrade, F. H. (1995). Nitrogen Deficiency in Maize: II. Carbon-Nitrogen interaction effects on kernel number and grain yield. *Crop Science*, 35, 1384-1389.
- Upadhyay, L. S. B. (2012). Urease inhibitors: A review. *Indian Journal of Biotechnology*, 11, 381-388.
- Vahed, H. S., Shahinroksar, P. & Rezaei, M. (2011). Influence of some soil properties and temperature on urease activity in wetland rice soils. *American-Eurasian Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 11, 310-313.
- Van der Weerden, T. J. & Jarvis, S. C. (1997). Ammonia emission factors for N fertilisers applied to two contrasting grassland soils. *Environmental Pollution*, 95, 205-211.
- Viechtbauer, W. (2010). Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of Statistical Software*, 36(3), 1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v036.i03>.
- Vlek, P.L.G. & Carter, M.F. (1983). The effect of soil environment and fertilizer modifications on the rate of urea hydrolysis. *Soil Science Society of America Journal*, 136, 56-63.
- Wahl, M., Kirsch, R., Brockel, U., Trapp, S. & Bottlinger, M. (2006). Caking of urea prills. *Chemical Engineering y Technology*, 29, 674-678.
- Warton, D. I., Wright, I. J., Falster, D. S. & Westoby, M. (2006). Bivariate line-fitting methods for allometry. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 259-291. <http://doi:10.1017/S1464793106007007>.
- Watson, C. J., Miller, H., Poland, P., Kilpatrick, D. J., Allen, M. D. B., Garrett, M. K. & Christianson, C. B. (1994). Soil properties and the ability of the urease inhibitor N-(n-Butyl) thiophosphoric triamide (nBPTP) to reduce ammonia volatilization from surface-applied urea. *Soil Biology and Biochemistry*, 9, 1165-1169.
- Watson, C. J., Laughlin, R. J. & McGeough, K. L. (2009). Modification of nitrogen fertilisers using inhibitors: Opportunities and potentials for improving nitrogen use efficiency. Proc. 658. Int. Fert. Soc., Colchester, UK.
- Williams, W. A., Jones, M. B. & Demmert, M. W. (1990). A concise table for path analysis. *Agronomy Journal*, 82, 1022-1024.
- Zubillaga, M. M., Zubillaga, M. S., y Álvarez, R. (2021). Aplicación de fertilizantes en cultivos extensivos. Capítulo 21. En: *Fertilidad de suelos y Fertilización en la Región Pampeana*. CABA, Editorial Facultad de Agronomía. 2da edición febrero 2021.

APLICACIÓN DE CACHAZA Y VINAZA PARA LA CORRECCIÓN DE UN SUELO SALINO-SÓDICO DEL PERÚ

José Emanuel Quintanilla Rosas ^{1*}, Sady Javier García Bendezú ²

¹ Instituto Nacional de Innovación Agraria, Perú.

² Departamento Académico de Suelos, Universidad Nacional Agraria la Molina, Perú.

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la cachaza y la vinaza -residuos generados del procesamiento de la caña de azúcar- en las propiedades de un suelo salino-sódico mediante un experimento en invernadero. Se utilizaron dosis de los residuos para desplazar el 100 y 200 % del sodio intercambiable. La densidad aparente (DA) resultó menor en suelos aplicados con vinaza mientras que la conductividad hidráulica saturada (K_s) resultó mayor en suelos con aplicación de cachaza con aumentos de la conductividad eléctrica del extracto de saturación (CE_{es}) y las concentraciones de sodio, calcio, magnesio, y cloruro. La concentración de sulfato resultó menor en el suelo con vinaza, lo contrario ocurrió en el caso del potasio.

Palabras clave: enmienda orgánica; industria azucarera; conductividad eléctrica

APPLICATION OF SUGARCANE BAGASSE AND VINASSE FOR RECLAIMING A SALINE-SODIC SOIL IN PERU

ABSTRACT

The effect of bagasse and vinasse -residues from sugarcane processing- on the properties of a saline-sodic soil was evaluated through a greenhouse experiment. Corresponding doses for each amendment were used to displace 100 and 200% of the exchangeable sodium. Bulk density (DA) was lower in soils with vinasse application while saturated hydraulic conductivity (K_s), saturated extract electrical conductivity (CE_{es}) and concentrations of sodium, calcium, magnesium, and chloride were higher in soils amended with bagasse. Sulfate concentration was lower in soils with vinasse, whereas the opposite occurred in the case of potassium.

Keywords: organic amendment; sugar industry; electrical conductivity

INTRODUCCIÓN

* Autor de contacto:

josequintanillarosas@gmail.com

Recibido:
11-01-23

Recibido con revisiones:
09-06-23

Aceptado:
14-06-23

En el año 2020, la caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.) representó entre el 2 y 10% del valor bruto de la producción agrícola del Perú, siendo importante para la región de la costa árida (Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego del Perú, 2020), en donde la salinidad es el principal problema de degradación, aproximadamente 306701 ha de las tierras están afectadas por este proceso (Instituto Nacional de Estadística e Informática [INEI], 2021).

El procesamiento de la caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.), para azúcar y etanol, genera residuos orgánicos como la cachaza (compuesto sólido generado de la clarificación de los jugos de la caña) y la

vinaza (efluente ácido, salino, con alto contenido de materia orgánica (m.o) disuelta y potasio, generado de la destilación de jugos para la obtención de alcohol y fermentación de la melaza) que han probado ser útiles para la corrección de los suelos salino-sódicos. Así, diversos trabajos encontraron que estos subproductos disminuyeron el pH, PSI, RAS, DA, e incrementaron el contenido de carbono, así como el rendimiento de los cultivos (Basak et al., 2021; Medina et al., 2022; Sheoran et al., 2021).

El presente trabajo buscó contribuir a la evaluación de la cachaza y la vinaza como enmiendas de suelos. Para ello se planteó un experimento macetas y en columnas de suelo con el objetivo de determinar sus efectos en la corrección de un suelo salino-sódico de la costa central del Perú en comparación con el yeso y un testigo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelo

El suelo salino-sódico experimental fue obtenido de una parcela cultivada con caña de azúcar, del distrito de Paramonga, provincia de Barranca, región Lima, Perú, 10°42' S, 77°48' O. El suelo fue colectado de la capa superficial (0 – 10 cm) con una pala y posteriormente secado al aire, homogeneizado, molido y tamizado en malla de 2 mm. Las características físico-químicas del suelo (Tabla 1) fueron determinadas en el Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina (LASPAF-UNALM).

Tabla 1: Características del suelo experimental

Table 1: Experimental soil characteristics

Características	Valor
Arena (%)	65
Arcilla (%)	19
pH en H ₂ O (1:1)	8,59
Conductividad eléctrica en extracto saturado (dS m ⁻¹)	42,5
Materia orgánica (%)	1,06
Capacidad de intercambio catiónico (cmol _c kg ⁻¹)	11,2
Porcentaje de sodio (Na) intercambiable (%)	15,76
Sodio intercambiable (meq 100g ⁻¹)	1,77
Relación de adsorción de Na (meq ^{0.5} L ^{-0.5})	58,45
Calcio soluble (meq L ⁻¹)	52
Magnesio soluble (meq L ⁻¹)	305
Na ⁺ soluble (meq L ⁻¹)	780,87
Potasio soluble (meq L ⁻¹)	56,79
Sulfato soluble (meq L ⁻¹)	45
Cloro ⁻ soluble (meq L ⁻¹)	1110

Enmiendas, incubación, y tratamientos

La cachaza y la vinaza se obtuvieron de un ingenio azucarero localizado en Paramonga. Las características de la cachaza y vinaza se muestran en la Tabla 2. En el caso del yeso, se utilizó una suspensión con concentración de 750 g L⁻¹. Para cada enmienda se establecieron dosis respectivas para desplazar el 100% y el 200% del sodio intercambiable del suelo (asumiendo un 50% de eficiencia de la enmienda), para las enmiendas orgánicas se utilizaron como referente sus concentraciones de calcio y magnesio. Para la cachaza se establecieron las dosis equivalentes de 17 y 35 Mg ha⁻¹, para la vinaza 356 y 712 m³ ha⁻¹, y para el yeso 5 y 11 m³ ha⁻¹. El suelo fue colocado en macetas de 3 kg de capacidad, donde la cachaza fue mezclada con todo el suelo, y la vinaza y la suspensión de yeso fueron vertidas desde la superficie. Luego siguió un periodo de incubación de 120 días en invernadero a temperatura ambiente, manteniendo el suelo a capacidad de campo con agua desionizada. Se establecieron cinco repeticiones para cada tratamiento y el testigo.

Tabla 2: Características de la cachaza y vinaza

Table 2: Sugarcane bagasse and vinasse characteristics

	Cachaza		Vinaza	
pH	7,01	pH	3,84	
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	1,45	Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	35,30	
Materia orgánica (%)	58,45	Materia orgánica (g L ⁻¹)	65,42	
Potasio (%)	0,39	Potasio (g L ⁻¹)	8,9	
Calcio (%)	3,72	Calcio (g L ⁻¹)	1,47	
Magnesio (%)	1,06	Magnesio (g L ⁻¹)	0,73	
Sodio (%)	0,01	Sodio (g L ⁻¹)	0,45	

Determinación de las propiedades fisicoquímicas y lavado del suelo

Al finalizar el periodo de incubación, la DA se determinó insertando cilindros de acero de 5 cm de altura y 5 cm de diámetro con un martillo de goma en las macetas con 3 kg de suelo. Luego las muestras se secaron en una estufa a 105 °C por 24 horas para poder calcular la DA.

La K_s fue determinada al final de la incubación en columnas de 20 cm de suelo depositadas en cilindros de policloruro de vinilo (PVC) de aproximadamente 5 cm de diámetro interno. Las columnas de suelo fueron construidas apilando cilindros de suelo tomados de las macetas. Se anexó a cada base de los cilindros de PVC, una malla de metal de tamaño de rendija mayor a 2 mm, y una capa de lana de vidrio de 3 cm de espesor para evitar la pérdida de suelo. Las columnas de suelo fueron saturadas durante 48 horas por capilaridad. La ley de Darcy fue utilizada para encontrar el K_s , el nivel de referencia fue elegido en la base inferior de la columna para poder emplear la siguiente relación (Gabriels et al., 2006):

$$K_s = \frac{v}{A \cdot \Delta t \left[\frac{h+L}{L} \right]}$$

donde K_s es la conductividad hidráulica saturada (cm h⁻¹), v es el volumen de agua colectado (cm³) al final de la prueba, h es la carga o altura de agua que se mantiene constante por encima de la columna de suelo (cm), L es la altura de la columna de suelo (cm), A es el área de la sección circular horizontal de la columna de suelo (cm²), Δt es el tiempo que transcurre para coleccionar v (horas).

Se estableció como valores constantes v igual a 100 cm³, h igual a 13 cm, L igual a 20 cm, y A igual a 21,24 cm²; Δt fue la medición del tiempo y fue el valor variable dentro de cada tratamiento. Se comenzó a medir Δt luego de 10 minutos de colocar h sobre L , esto para esperar que el suelo se acomode con el paso del agua dentro de los cilindros de PVC, la altura de h se mantuvo constante con ayuda de una pisseta.

La determinación de la K_s y el lavado se hicieron de forma conjunta, con agua desionizada y en los mismos cilindros de PVC, para el lavado se utilizó un volumen de agua equivalente a tres veces la porosidad del suelo (3P) que se calculó al momento de la determinación de la DA. El volumen de agua utilizada durante la determinación de la K_s (la prueba finalizó cuando se colectó 100 cm³ de agua drenada de los cilindros de PVC) fue descontado de 3P para completar el lavado. El agua de drenaje producto del lavado fue colectada para la medición de su conductividad eléctrica (CE_{ad}).

En el extracto de saturación del suelo lavado se midió la conductividad eléctrica (CE_{es}), la concentración de iones solubles, y se calculó el RAS. Los cationes se determinaron por espectrometría de absorción atómica, el cloruro por titulación con nitrato de plata, y el sulfato por turbidimetría por cloruro de bario. El RAS se calculó mediante:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}}$$

donde RAS es la relación de adsorción de sodio ($\text{meq}^{0,5} \text{L}^{-0,5}$); Na^+ es la concentración de sodio (meq L^{-1}); Ca^{+2} es la concentración de calcio (meq L^{-1}); y Mg^{+2} es la concentración de magnesio (meq L^{-1})

Análisis estadístico

Los datos obtenidos fueron sometidos a un análisis de variancia (ANVA) utilizando un diseño completamente al azar (DCA) con arreglo factorial de tres enmiendas (cachaza, vinaza, y suspensión de yeso) por dos dosis equivalentes (desplazar 100 y 200 % del sodio intercambiable) más un testigo; el nivel de significación fue de 0,05. Las diferencias significativas fueron encontradas a través de la prueba de comparación de medias HSD Tukey. El cumplimiento de los supuestos de distribución normal de errores y de homogeneidad de varianzas fue respectivamente verificado a través de los p-valores de las pruebas de Anderson Darling y de Levene. Para algunas variables se utilizó las transformaciones estadísticas Box-Cox para poder cumplir los supuestos de normalidad y homogeneidad. Las variables respuesta fueron: DA, K_s , CE_{es} , CE_{ad} , RAS y concentración de Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+2} , K^+ , SO_4^{-2} y Cl^- en el extracto de saturación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades fisicoquímicas

Al finalizar el ensayo, se encontró que la dosis utilizada para cada una de las enmiendas no afectó significativamente la DA, K_s , CE_{es} , RAS, y la CE_{ad} . También se encontró que la interacción de la enmienda con la dosis sólo resultó significativa para el valor de K_s en el caso de la cachaza ($P < 0,01$). Los resultados sobre la DA, K_s , CE_{es} , RAS, y CE_{ad} se encuentran en la Tabla 3.

Tabla 3: Efecto de la enmienda sobre la densidad aparente (DA), conductividad hidráulica saturada (K_s), conductividad del extracto de saturación (CE_{es}), conductividad del agua de drenaje (CE_{ad}), y relación de adsorción de sodio (RAS)

Table 3: Amendment effect on bulk density (DA), saturated hydraulic conductivity (K_s), saturated extract electrical conductivity (CE_{es}), drainage water electrical conductivity (CE_{ad}), and sodium adsorption ratio (RAS)

Tratamiento	DA (g cm^{-3})	K_s (cm hora^{-1})	CE_{es} (dS m^{-1})	RAS ($\text{meq}^{0,5} \text{L}^{-0,5}$)	CE_{ad} (dS m^{-1})
Enmienda					
Testigo	1,35 ± 0,02 a	1,92 ± 0,51 ab	9,03 ± 2,11 b	9,32 ± 1,81 b	38,34 ± 2,54 b
Cachaza	1,37 ± 0,05 a	2,46 ± 1,07 a	16,45 ± 2,49 a	30,28 ± 4,07 a	37,70 ± 2,7 b
Vinaza	1,27 ± 0,06 b	1,29 ± 0,43 b	9,49 ± 1,58 b	7,40 ± 2,3 b	42,81 ± 0,45 a
Yeso	1,37 ± 0,07 a	1,61 ± 0,5 b	8,98 ± 1,63 b	9,21 ± 1,66 b	41,36 ± 2 a

Valores dentro de una columna seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes ($P > 0,05$) de acuerdo a la prueba de comparación de medias de Tukey.

La vinaza disminuyó significativamente la DA, lo que puede explicarse por la incorporación de materia orgánica (23 y 46 Mg ha^{-1} , Tabla 2). La disminución de la DA junto a un incremento en la porosidad tras la aplicación de vinaza cruda se encontró en trabajos como el de Costa et al. (2013) y Jiang et al. (2012). Por otro lado, la materia orgánica incorporada con la cachaza (dosis equivalentes a 10 y 20 Mg ha^{-1}) no afectó la DA, la diferencia en estos resultados puede explicarse por la presencia de materia orgánica disuelta. La materia orgánica disuelta de la vinaza produce una mejor agregación del suelo ya que el movimiento de esta con el agua en el perfil del suelo se asocia a una mejor calidad de la estructura a través de la formación de compuestos organometálicos que pueden interactuar con las arcillas (Gmach et al., 2020).

La cachaza reportó un valor de K_s significativamente mayor. La cachaza con dosis de 200% superó significativamente a la cachaza con dosis de 100% en $1,32 \text{ cm h}^{-1}$ (Figura 1). En comparación al testigo, la aplicación de vinaza redujo la K_s del suelo en $0,63 \text{ cm hora}^{-1}$, y el yeso reportó un valor $0,31 \text{ cm hora}^{-1}$ menor (Tabla 3).

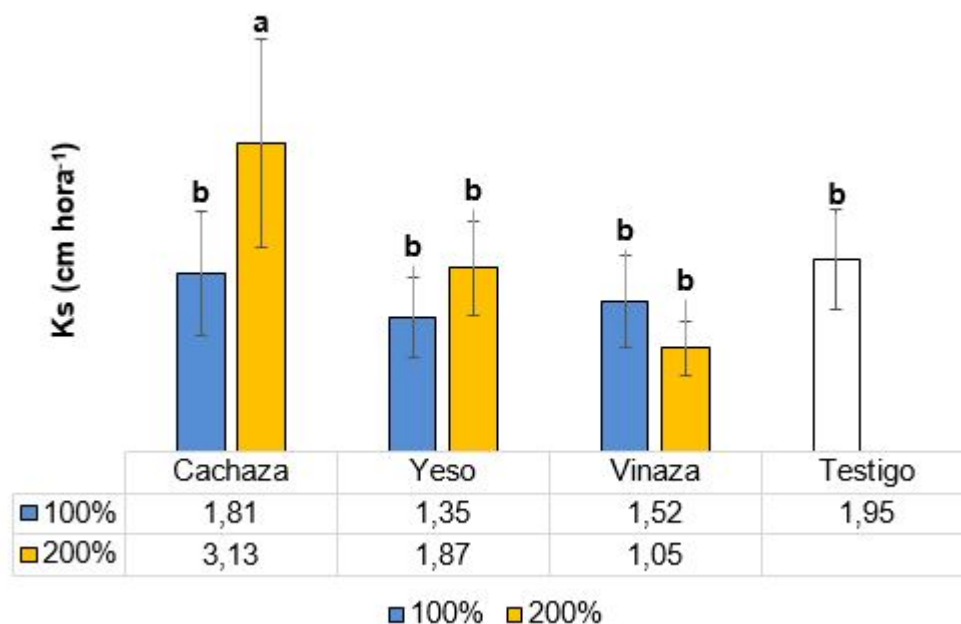


Figura 1: Efecto de la cachaza, el yeso, y la vinaza aplicadas a dos dosis sobre el valor de la conductividad hidráulica saturada del suelo ($K_s \pm$ desviación estándar). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$) de acuerdo a la prueba de Tukey

Figure 1: Effect of two doses of bagasse, gypsum, and vinasse on soil hydraulic conductivity ($K_s (\pm$ standard deviation). Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$) according to Tukey test.

Un argumento para explicar la disminución del valor de K_s por efecto de la vinaza puede encontrarse en el estudio de Miyamoto et al. (2013), en donde se señala que los sólidos en suspensión de esta enmienda pueden taponar los poros del suelo. También es posible que el efecto de la vinaza dependa de las características intrínsecas del suelo, en Uyeda et al. (2013) se atribuye la diferencia de K_s entre tres suelos aplicados con vinaza, al contenido de arena y a la metodología utilizada para la determinación de K_s . Acerca de la metodología utilizada para calcular el valor de K_s en nuestro estudio es probable que la construcción de una columna de suelo de 20 cm uniendo porciones más pequeñas en un cilindro de PVC, haya dejado espacios por donde el agua pudo fluir libremente, lo que puede explicar que el valor de K_s del testigo haya resultado mayor que el del yeso; por otro lado, parece que esto no afectó a los tratamientos de la cachaza y la vinaza, en donde los efectos de estas enmiendas parecen haber sido lo suficientemente importantes como para superar las limitaciones de nuestra metodología; para futuros experimentos se recomienda trabajar con columnas intactas de suelo.

En nuestro trabajo se propone que la cachaza provocó un flujo preferencial del agua en la matriz del suelo conocido como "bypass flow" durante la determinación de la K_s y el lavado del suelo, lo que aumentó la velocidad del paso del agua a través de la columna de suelo y disminuyó la eficacia de la remoción de las sales, lo último guarda relación con el mayor valor de CE_{es} y menor valor de CE_{ad} encontrado en la cachaza (Tabla 3). El "bypass flow" o flujo preferencial es el movimiento rápido del agua que ocurre a través de los macroporos, grietas, fisuras, galerías hechas por lombrices, o canales hechos por raíces en estado de descomposición, y hace que la mayoría del agua se mueva por estos largos pasajes, lo que a su vez promueve que una gran parte del suelo no entre en contacto con el agua, de esta forma muchas sales no pueden ser lixiviadas, esto hace muy ineficaz el lavado de las sales en los microporos (Hillel, 2000). Al promover el "bypass flow", la cachaza pudo incrementar el valor de K_s en el suelo, esto guarda relación con que, a mayor dosis de cachaza utilizada, mayor fue el incremento en el valor de K_s (Figura 1). En el trabajo de Fujimaki y Abd El Baki (2021) se demuestra como el "bypass flow" puede ser determinante en la acumulación de sales, ya que en un suelo con grietas se reporta que la salinidad del agua de los poros fue casi el triple que la del agua subterránea y la del agua de drenaje, que la salinidad en la zona de raíces fue casi la misma antes y después de la siembra del arroz (teniendo en cuenta que el encharcamiento requerido por este cultivo podría tener algún efecto en la lixiviación de las sales), y que la salinidad del agua de drenaje disminuyó después del riego o la lluvia. En la vinaza, el menor valor de K_s también influyó en la eficacia del lavado, ya

que a pesar de haber añadido una importante cantidad de sales en este tratamiento (Tabla 2), el valor de CE_{es} resultó estadísticamente similar al valor del yeso y el testigo, además que la CE_{ad} resultó ligeramente mayor en la vinaza (Tabla 3), esto sugiere que la menor conductividad hidráulica del suelo promovió una mayor remoción de sales.

El RAS de la cachaza fue mayor por su mayor concentración de sodio en el extracto de saturación; el calcio, el magnesio, y el cloruro también resultaron mayores por la menor remoción de sales (Tabla 4). El RAS del yeso y el testigo resultaron muy similares, ya que la concentración de sodio y la suma del calcio más magnesio fueron parecidas entre ambos tratamientos. Al parecer la suspensión de yeso utilizada en este trabajo tuvo muy poca eficiencia como enmienda, puesto que la concentración calcio en este tratamiento fue menor que la del testigo.

Concentración de iones solubles en el extracto de saturación del suelo

Las dosis de las enmiendas no afectaron significativamente la concentración de iones solubles. La interacción de la enmienda con la dosis sólo resultó significativa para la concentración de calcio en el caso de la cachaza (P de 0,01). Los resultados sobre la concentración de iones solubles en el extracto de saturación se encuentran en la Tabla 4.

Tabla 4: Efecto del tipo de enmienda sobre la concentración de iones solubles en el extracto de saturación.

Table 4: Amendment effect on soluble ions concentration in the saturated extract.

Tratamiento	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
	-----meq L ⁻¹ -----					
Enmienda						
Testigo	48,60 ± 10,6 b	55,61 ± 3,10 a	5,32 ± 0,16 c	35,03 ± 0,61 ab	18,21 ± 2,67 c	38,34 ± 2,54 b
Cachaza	190,50 ± 23,51 a	50,82 ± 4,62 b	7,26 ± 1,32 b	39,35 ± 3,98 a	36,2 ± 4,58 a	186,01 ± 27,10 a
Vinaza	40,75 ± 15,27 b	32,40 ± 2,3 d	11,77 ± 1,57 a	34,06 ± 4,65 bc	25,55 ± 3,05 b	40,24 ± 11,4 b
Yeso	47,35 ± 11,46 b	43,97 ± 3,1 c	5,49 ± 0,83 c	29,91 ± 3,5 c	23,83 ± 2,92 b	47,84 ± 10,7 b

Valores dentro de una columna seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes ($P > 0,05$) de acuerdo a la prueba de Tukey.

En la vinaza, yeso, y el testigo se removió aproximadamente 143 meq L⁻¹ más sodio y cloruro que en la cachaza. El paso más rápido del agua en la cachaza 200% puede explicar que en este tratamiento se haya encontrado una concentración de calcio más elevada (42,4 meq L⁻¹) que en la cachaza 100% (36,30 meq L⁻¹) (no se muestra en la Tabla 4).

La concentración de potasio en la vinaza fue significativamente mayor, y se explica por la alta concentración de este elemento en esta enmienda (Tabla 2).

La concentración de sulfato fue significativamente menor en la vinaza, lo que puede explicarse por la interferencia causada por el color y la m.o disuelta de la enmienda durante la determinación de sulfato por turbidimetría con cloruro de bario (el extracto de saturación del suelo presentó una tonalidad roja oscura). El color o grandes cantidades de m.o provocarán interferencia; en las aguas con una importante presencia de m.o puede ocurrir que la precipitación del sulfato de bario, que es el compuesto que se utiliza para cuantificar el sulfato y que se forma luego de agregar el cloruro de bario, no suceda de forma satisfactoria (Baird et al., 2017). La determinación de sulfato a través del método turbidimétrico en soluciones ricas en m.o es problemática, los compuestos orgánicos otorgan un color que causa sobreestimaciones durante las lecturas de absorbancia, por otro lado, impiden la formación de sulfato de bario que a su vez causa subestimaciones (Ristow et al., 2005).

CONCLUSIONES

En la corrección de un suelo salino sódico, la cachaza puede disminuir la eficacia del lavado de las sales si es que provoca el "bypass flow", lo contrario puede ocurrir con la vinaza si es que esta disminuye la conductividad hidráulica del suelo. La incorporación de vinaza puede traer efectos positivos como la disminución del RAS, y el aumento de la concentración de potasio, pero por ser altamente salina, recomendamos su uso siempre y cuando se asegure un buen lavado del perfil del suelo.

REFERENCIAS

- Baird, R., Eaton, A., y Rice, E. (Eds.). (2017). *Standard methods: For the examination of water and wastewater* (23ª ed.). American Public Health Association.
- Basak, N., Sheoran, P., Sharma, R., Yadav, R. K., Singh, R. K., Kumar, S., Krishnamurthy, T., & Sharma, P. C. (2021). Gypsum and pressmud amelioration improve soil organic carbon storage and stability in sodic agroecosystems. *Land Degradation and Development*, 32(15), 4430-4440. <https://doi.org/10.1002/ldr.4047>
- Costa, C., Pedrosa, E. M. R., Rolim, M. M., Santos, H. R. B., & Neto, A. T. C. (2013). Effects of vinasse application under the physical attributes of soil covered with sugarcane straw. *Engenharia Agrícola*, 33(4), 636-646. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000400005>
- Fujimaki, H., & Abd El Baki, H. (2021). Effect of bypass-flow on leaching of salts in a cracking soil in the Nile delta. *Water (Switzerland)*, 13(7), 993. <https://doi.org/10.3390/w13070993>
- Gabriels, D., Lobo, D., y Pulido, M. (2006). Métodos para determinar la conductividad hidráulica saturada y no saturada de los suelos. *Venesuelos*, 14, 7-22. http://saber.ucv.ve/ojs/index.php/rev_venes/article/view/980
- Gmach, M. R., Cherubin, M. R., Kaiser, K., & Cerri, C. E. P. (2020). Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. *Scientia Agrícola*, 77(3). <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0164>
- Hillel, D. (2000). *Salinity Management for Sustainable Irrigation: Integrating Science, Environment, and Economics*. The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). (2021). *Perú Anuario de Estadísticas Ambientales 2021*. https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1827/libro.pdf
- Jiang, Z. P., Li, Y. R., Wei, G. P., Liao, Q., Su, T. M., Meng, Y. C., Zhang, H. Y., & Lu, C. Y. (2012). Effect of Long-Term Vinasse Application on Physico-chemical Properties of Sugarcane Field Soils. *Sugar Tech*, 14(4), 412-417. <https://doi.org/10.1007/s12355-012-0174-9>
- Medina Litardo, R. C., García Bendejú, S. J., Carrillo Zenteno, M. D., Pérez-Almeida, I. B., Parismoreno, L. L., & Lombeida García, E. D. (2022). Effect of mineral and organic amendments on rice growth and yield in saline soils. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 21(1), 29-37. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2021.06.015>
- Miyamoto, T., Kameyama, K., & Nakajima, T. (2013). Reduction in Saturated and Unsaturated Hydraulic Conductivities of an Andisol by Vinasse Application. *Soil Science Society of America Journal*, 77(1), 1-7. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0079>
- Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego del Perú. (2020). *Atlas de la Superficie Agrícola del Perú*. https://siea.midagri.gob.pe/portal/media/attachments/publicaciones/superficie/atlas_de_la_superficie_agricola_del_peru.pdf
- Ristow, N. E., Sötemann, S. W., Wentzel, M. C., Loewenthal, R. E., & Ekama, G. A. (2005). Sulphate measurement in organic-rich solutions: Carbonate fusion pretreatment to remove organic interferences. *Water SA*, 31(2), 267-270. <https://doi.org/10.4314/wsa.v31i2.5195>
- Sheoran, P., Kumar, A., Singh, A., Kumar, A., Parjapat, K., Sharma, R., Singh, R. K., Yadav, R. K., Dang, Y. P. & Sharma, P. C. (2021). Pressmud alleviates soil sodicity stress in a rice-wheat rotation: Effects on soil properties, physiological adaptation and yield-related traits. *Land Degradation and Development*, 32(9), 2735-2748. <https://doi.org/10.1002/ldr.3953>
- Uyeda, C. A., de Miranda, J. H., Duarte, S. N., de Medeiros, P. R. F. & dos Dias, C. T. S. (2013). Influence of vinasse application in hydraulic conductivity of three soils. *Engenharia Agrícola*, 33(4), 689-698. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000400008>

RIESGO DE EROSIÓN EÓLICA EN DIFERENTES SISTEMAS PRODUCTIVOS DEL SUR DE CÓRDOBA

Juan Cruz Colazo^{1,2*}, Eric Scherger³, Rodolfo Torregrosa⁴, Cristián Álvarez⁵, Suyai Almirón⁶

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental San Luis, Argentina.

² Universidad Nacional de San Luis, Argentina.

³ Gentos, Argentina.

⁴ Actividad privada.

⁵ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Agencia de Extensión Rural General Pico, Argentina.

⁶ Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa, Programa Sistema Chacras, Argentina.

RESUMEN

En el sur de Córdoba la simplificación en los sistemas de producción ha incrementado el riesgo a la erosión eólica, debido a los cambios en la dinámica de la cobertura vegetal y la remoción de suelo. Por lo tanto, nuestros objetivos fueron evaluar la fracción erosionable por el viento en diferentes manejos y ambientes en el Sur del Córdoba, y relacionarla con propiedades edáficas. Para ello, en tres macro-ambientes (Oeste, Centro y Este) y en cuatro manejos: Monte (P), Mixto (M), Agricultura sin maní (A0) y Agricultura con maní (A1) se tomaron muestras de suelo sin disturbar para la determinación de la fracción erosionable por el viento (FE) usando un tamiz rotativo. Además, se tomaron muestras para la determinación de materia orgánica (MO) y textura. Existió interacción entre el manejo y el macro-ambiente para la FE. En el Oeste, la FE fue similar entre manejos y con valores por encima del umbral, en el Este también fue similar entre manejos, pero con valores por debajo del umbral. En el Centro, la FE de A1 fue mayor, presentando valores por encima de 40%. La FE se relacionó de manera lineal y negativa con la MO y de manera lineal y positiva con el contenido de arena. En suelos con más de 70% de arena es necesario el uso de cultivos de servicio para controlar la erosión, mientras que este umbral se reduce a 60% para aquellas secuencias con maní.

Palabras clave: fracción erosionable por el viento, agricultura, cultivos de servicio, maní

WIND EROSION RISK IN DIFFERENT PRODUCTIVE SYSTEMS OF SOUTHERN CÓRDOBA

ABSTRACT

In the South of Córdoba province, the simplification of agricultural production systems has increased the risk of wind erosion, due to changes in the dynamics of vegetation cover and land use. Therefore, our objectives were to evaluate the soil erodible fraction by wind in response to different management practices and environments in southern Córdoba province and to relate it to soil properties. For them, in three macro-environments (West, Central and East southern Córdoba) under four soil uses: Forest (P), Mixed (M), Agriculture without peanut crop (A0) and Agriculture with peanut crop (A1), undisturbed samples were taken for the determination of the wind erodible fraction (FE) using a rotary sieve. Additional samples were taken for the determination of organic matter (OM) and texture. There was interaction between soil use and the macro-environment for FE. In West and East southern Córdoba, FE was similar among soil uses with values above the threshold in the former and below the threshold in the latter. In the Central macro-region, FE of A1

* Autor de contacto:
colazo.juan@inta.gob.ar

Recibido:
04-04-23

Recibido con revisiones:
07-06-23

Aceptado:
13-06-23

was higher, with values above 40%. A linear negative relation was observed between FE and OM, whereas a linear positive relation was established between FE and sand content. In soils with above 70% sand, the use of service crops is necessary to control erosion, while this threshold is reduced to 60% for those sequences with peanut crop.

Keywords: wind erodible fraction, agriculture, cover crops, peanut.

INTRODUCCIÓN

En gran parte de la región central de Argentina los sistemas ganaderos o mixtos han sido reemplazados por sistemas de agricultura continua, basados principalmente en cultivos estivales. Entre éstos, el maní (*Arachis hypogaea* L.) tiene una importante participación, principalmente en el Sur de Córdoba, E de San Luis y N de La Pampa (Vicondo, 2020). Esta simplificación en los sistemas ha incrementado el riesgo de erosión, debido a los cambios en la dinámica de la cobertura vegetal y a la remoción de suelos, propia del cultivo de maní (Colazo y Genero, 2020; Mendez & Buschiazzi, 2015). La predominancia de los suelos arenosos, la alta frecuencia de fuertes vientos y la gran variabilidad de las precipitaciones determinan que la erosión eólica sea la predominante en esta zona (Bozzer y Cisneros, 2019; Cisneros et al., 2015; Colazo et al., 2015). Actualmente debido al incremento en el uso de cultivos de servicio en la región, es posible encontrar un mayor grado de intensificación y diversificación (Bolsa de Cereales, 2020). Sin embargo, a pesar de la importancia de la problemática, no existen estudios que cuantifiquen el efecto del manejo en el riesgo a la erosión.

La fracción erosionable por el viento es un indicador de la susceptibilidad del riesgo a la erosión eólica. El mismo indica la proporción de agregados que son fácilmente erosionables por el viento (<0,84 mm), y está directamente relacionado con las tasas potenciales de erosión eólica. Este ha sido utilizado para evaluar el riesgo de erosión y la influencia del manejo en la región pampeana (Colazo & Buschiazzi, 2010). Si bien la misma ha sido utilizada para evaluar diferentes sistemas de labranzas, condiciones de manejo, no existen antecedentes que evalúen cuál es el efecto luego de incorporar maní en la rotación, o encontrar el límite en la cual diferentes manejos sean sostenibles desde el punto de vista del control de la erosión eólica.

La desventaja de este indicador es que no todos los laboratorios de rutina cuentan con la posibilidad de estimarlo, ya que no cuentan con el instrumental específico (Chepil, 1962). Es por ello que diferentes autores han desarrollado funciones de pedotransferencia que lo relacionan con parámetros de rutina como la materia orgánica o la textura (Fryrear et al., 1994; Lopez et al., 2007). Sin embargo, estas relaciones parecen ser empíricas y además dependen del tipo de manejo (Hevia et al., 2007).

La hipótesis de este trabajo es que la FE será mayor en los tratamientos con mayor remoción de suelos, especialmente bajo maní, aunque este efecto será variable y dependiente de los contenidos de arena y materia orgánica. Será posible relacionar FE con variables edáficas para establecer valores umbrales. Es por ello que nuestros objetivos fueron evaluar la FE en diferentes manejos y ambientes en el Sur de Córdoba, y relacionarla con propiedades edáficas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio abarcó al departamento General Roca en el Sur de la provincia de Córdoba. Las precipitaciones varían entre 500 mm en el O a 900 mm en el E, mientras que la textura de los suelos varía de arenosa – franca a franca en el mismo sentido (Figura 1).

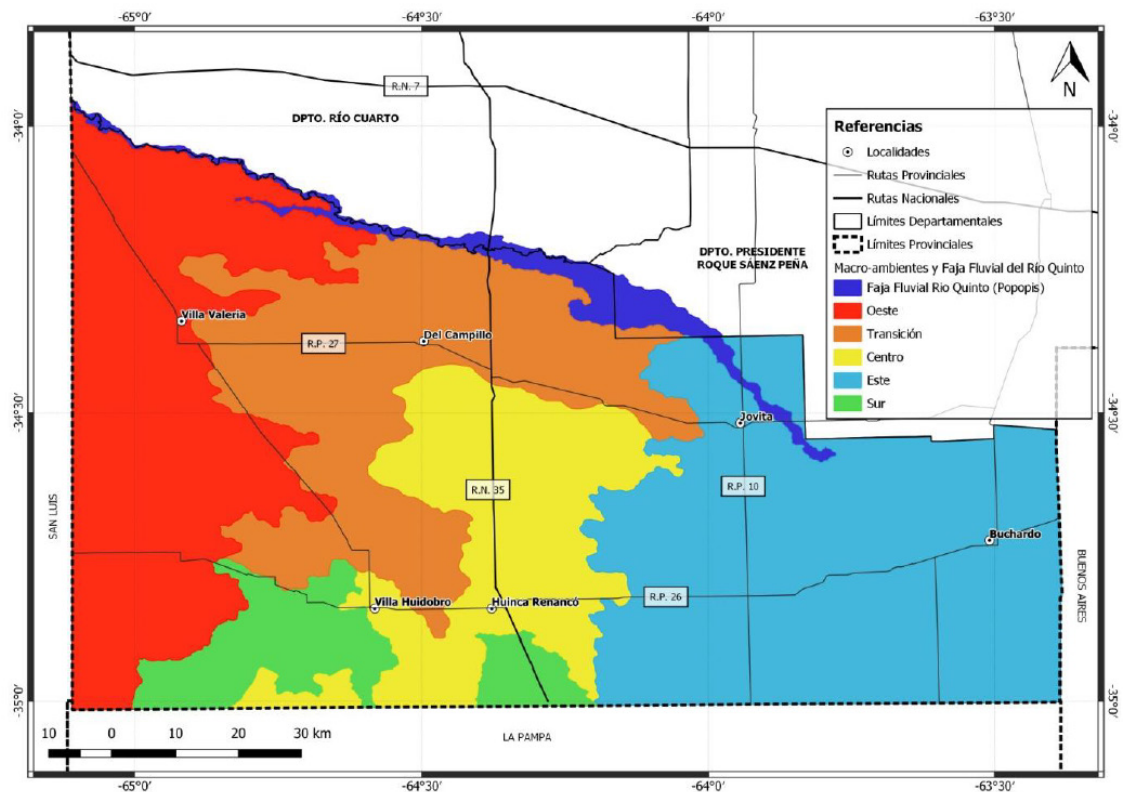


Figura 1: Macro-ambientes en el área de estudio (Tomado de Faule et al., 2020).

Figure 1: Macro-environments in the study area (Source: Faule et al., 2020).

Dentro del mismo se trabajó con la zonificación propuesta por Faule et al. (2020), que divide el departamento en macro-ambientes teniendo en cuenta las características de geomorfología, suelos y precipitaciones:

- a) Oeste: Presenta las menores precipitaciones y pendientes más pronunciadas, estando dominado por Ustipsamientos típicos de textura arenosa franca y capacidad de uso VIes, asociados a lomas y media lomas.
- b) Centro: Presenta precipitaciones intermedias. Se caracteriza por relieves más planos o pendientes medias. Predominan Haplustoles énticos de franco arenosa de clase III-IVes, asociado con Ustipsamientos típico, ubicados generalmente en las lomas.
- c) Este: Sector con mayores precipitaciones y menores pendientes. A su vez, la capa freática salina próxima a la superficie ha dado lugar a procesos de halo-hidromorfismo sobre sedimentos eólicos franco arenosos. Así se identificaron principalmente Haplustoles énticos y típicos íntimamente asociados a Natralboles típicos y Natracualfes mólicos, de clases IIIsc a VIIws respectivamente, siendo estos últimos asociados a posiciones más deprimidas del relieve. La tabla 1 resume los valores medios, mínimos y máximos de materia orgánica, arena y arcilla de los primeros 20 cm de suelo en cada macro-ambiente.

Tabla 1: Valores medios, mínimos y máximos (estos últimos entre paréntesis) de materia orgánica (MO), arena y arcilla de los primeros 20 cm de suelo de cada macro-ambiente. Los valores están expresados en porcentaje (n=36).

Table 1: Mean, as well as minimum and maximum values (in brackets) of organic matter (MO), sand and clay in the first 20 cm of soil in each macro-environment. Values are expressed as percentages (n=36).

	MO	Arena	Arcilla
	%		
Oeste	1,0 (0,59-2,58)	72 (58-84)	7 (4-10)
Centro	1,5 (0,55-3,27)	72 (53-83)	7 (5-11)
Este	1,6 (1,05-2,82)	61 (48-83)	8 (6-11)

Selección de sitios y diseño experimental

En función de los cambios en el uso de la tierra producidos en la región se seleccionaron los siguientes tratamientos teniendo en cuenta registros o entrevistas con productores:

- Monte o pastizal natural (P): Ecosistema natural con mínima intervención y sin uso agrícola en los últimos 50 años o ganadera en la actualidad.
- Agrícola sin maní (A0): situaciones bajo agricultura permanente durante al menos los últimos 10 años, debiendo contar con dos a tres cultivos invernales de cosecha o servicio (no pastoreados) durante las últimas cinco campañas. En general, en la secuencia de cultivo predominan soja (*Glicine max* (L.) Merr.) y maíz (*Zea mays* L.).
- Agrícola con maní (A1): lotes bajo agricultura permanente durante al menos los últimos 10 años, debiendo presentar durante la última campaña un cultivo de maní.
- Mixto agrícola-ganadero (M): lotes bajo pastura perenne de alfalfa (*Medicago sativa* L.) de entre dos y cuatro años desde la implantación, debiendo contar con cuatro a cinco años de agricultura continua previo a la siembra de la misma.

Además, para seleccionar los lotes se tuvo en cuenta la clasificación de macro-ambientes presentada previamente: Oeste, Centro y Este. Dentro de cada macroambiente, se seleccionaron tres lotes por cada tratamiento, y dentro de cada uno de ellos se seleccionaron tres áreas homogéneas de 10 m² cada una que fueron consideradas como réplicas para realizar el muestreo.

Muestreo de suelo y determinaciones analíticas

El muestreo fue realizado durante el otoño de 2020. Muestras sin disturbar de los primeros 2,5 cm fueron tomadas con pala y almacenadas en bandeja de plástico. Una vez secas al aire, la fracción erosionable por el viento (FE) fue determinada como la proporción de agregados menores a 0,84 mm mediante un tamizado de la muestra usando un tamiz rotativo (Chepil, 1962). También fueron tomadas con barreno muestras de los primeros 20 cm. En ellas se determinó el contenido de MO por oxidación húmeda y la textura mediante un analizador de partículas láser (Gee & Or, 2002; Nelson & Sommers, 1986).

Análisis estadístico

Los valores medios de FE fueron analizados mediante un ANOVA doble con manejo y macro-ambiente como niveles principales. En caso de existir interacción cada manejo fue comparado dentro de cada macro-ambiente mediante la prueba de comparación de medias de Tukey. Las relaciones de FE con MO y arena fueron analizadas mediante análisis de correlación y regresión lineal simple. Todas las pruebas se realizaron con un nivel de significación del 5% utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fracción erosionable por el viento en función del manejo

Existió interacción entre el manejo y el macro-ambiente para la FE (P<0,05), lo que significa que el efecto del manejo depende del macro-ambiente. Resultados similares fueron descritos por Colazo & Buschiazzo

(2010) en suelos de La Pampa quienes encontraron una interacción entre la labranza y la textura, siendo la FE sensible al manejo solamente en suelos de cuyo contenido de arena varió entre 40 y 60%. Este fenómeno está relacionado con el rol de la textura y la materia orgánica en la formación de agregados tanto en las condiciones naturales como en las cultivadas (Tatarko, 2001).

En el Oeste, no existieron diferencias entre manejos ($P>0,05$), siendo el valor promedio 55% (Figura 2a). Este valor se encuentra por encima del 40%, valor equivalente al umbral considerado para una erosión tolerable (Woodruff & Siddoway, 1965). Esto significa que independientemente del manejo, la estructura del suelo está condicionada por su textura, ya que el alto contenido de arena y el bajo contenido de MO limitan el desarrollo de agregados resistentes a la erosión eólica (Tatarko, 2001). En estas condiciones la presencia de cobertura en las épocas más ventosas y secas es indispensable para controlar los procesos erosivos. En el Centro, existieron diferencias entre manejos ($P<0,05$). Los mayores valores se presentaron en A1. Además, a diferencia del resto, este valor se encontró por encima del valor umbral (Figura 2b). Estos resultados coinciden con Allochis y Quintana (2016) quienes reportaron mayores valores de FE luego del arrancado de maní, comparado con lotes sin la presencia de este cultivo en la secuencia. Con relación a los menores niveles de FE en A0 comparado con M, hay trabajos que muestran estas tendencias y podría estar relacionado con menores densificaciones y también pisoteo animal (Aubalt et al., 2015; Fernández et al., 2021).

Por último, en el Este la FE también fue similar entre manejos ($P>0,05$), pero con valores por debajo del 40%, aunque existe una tendencia a superar dicho umbral luego de maní (Figura 2c). En estos suelos, menos arenosos, los agregados en las condiciones naturales y aquellos generados por las labranzas serían eficaces para controlar los procesos erosivos. Existen antecedentes que muestran que, en suelos con altos contenidos de limos, los agregados secundarios generados por las labranzas pueden explicar los menores contenidos de FE con relación a una situación con mínimo disturbio (Rojas et al., 2013).

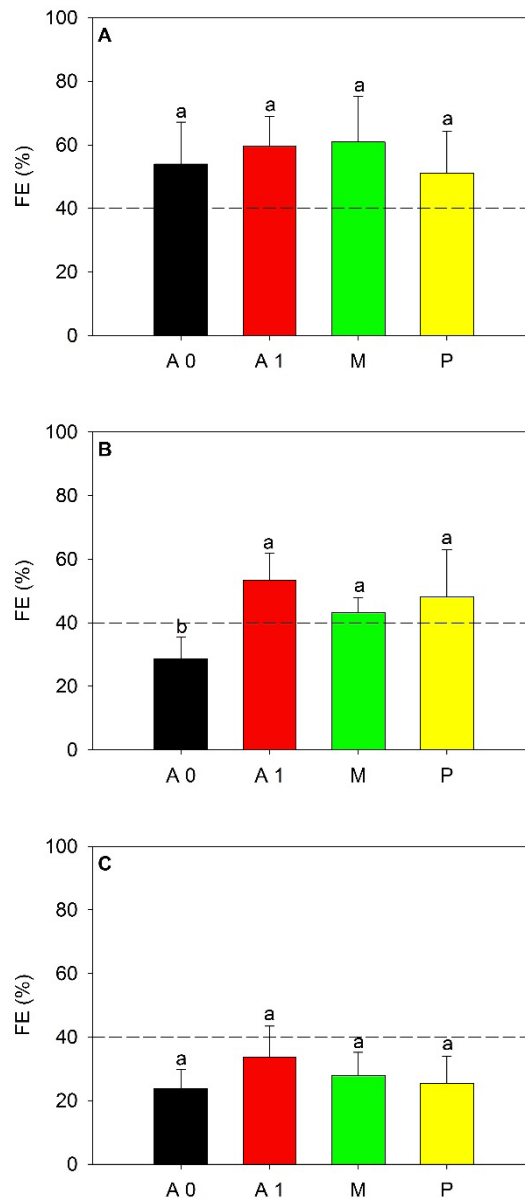


Figura 2: Fracción erosionable por el viento (FE) en función de cuatro manejos: agricultura sin maní (A0), agricultura con maní (A1), mixto (M) y prístino (P) en tres macro – ambientes del S de Córdoba, A) Oeste, B) Centro y C) Este. Las barras verticales indican el desvío estándar (n=36). La línea discontinua indica el valor umbral equivalente a la erosión tolerable. Letras diferentes indican diferencias significativas entre manejos ($P < 0,05$).

Figure 2: Wind erodible fraction (FE) in relation to / in response to four soil uses: agriculture without peanut crop (A0), agriculture with peanut crop (A1), mixed (M) and pristine (P) in three macro-environments in southern Córdoba province, A) West, B) Center, C) East. The vertical bars indicate the standard deviation (n=36). The dashed line indicates the threshold equivalent to tolerable erosion. Different letters indicate significant differences among managements ($P < 0.05$).

Relación de la fracción erosionable con MO y textura

La FE se correlacionó positivamente con el contenido de arena, limo y el índice arena/arcilla; y negativamente con el contenido de arcilla (Tabla 2). Las relaciones más fuertes de FE con las variables estudiadas se obtuvieron con la proporción de arena, a excepción de M en donde FE estuvo más asociada con los contenidos de MO. En general estudios previos han encontrado un mejor ajuste con el índice combinado entre arena y arcilla (Colazo & Buschiazzo, 2010; Lopez et al., 2007). En nuestro caso el contenido de arena fue el que mejor se ajustó, coincidiendo con Rodríguez et al. (2022). Esto podría deberse a los bajos niveles y variación de arcilla que existen en estos suelos (Tabla 1).

Tabla 2: Coeficientes de correlación de Pearson entre la fracción erosionable por el viento y variables edáficas (materia orgánica [MO], arcilla, limo, arena y el cociente entre arena y arcilla) en función del manejo: agricultura sin maní (A0), agricultura con maní (A1), mixto (M) y prístino (P). Resultados en negrita indican valores estadísticamente significativos ($P < 0,05$).

Table 2: Pearson correlation coefficient between wind erodible fraction and edaphic variables (organic matter [MO], clay, silt, sand and the quotient between sand and clay) in function of Soil use: agriculture without peanut crop (A0), agriculture with peanut crop (A1), mixed (M) and pristine (P). Bold letters indicate statistical significance ($P < 0.05$).

	MO	Arcilla	Limo	Arena	Arena/Arcilla
A0	-0,80	-0,56	0,74	0,75	0,61
A1	-0,54	-0,54	0,55	0,53	0,56
M	-0,52	-0,01	0,26	0,30	0,13
P	-0,33	-0,44	0,71	0,73	0,55

La Figura 3a muestra la relación entre la FE y la proporción de arena. El modelo lineal ajustó la relación entre variables en todos los tratamientos a excepción de M. Estos resultados coinciden con los reportados por de Dios Herrero et al. (2013) y Rodríguez et al. (2022) quienes encontraron esta misma relación en suelos del E de San Luis y SW de Buenos Aires, respectivamente. Las pendientes en estas relaciones fueron similares entre tratamientos ($P > 0,05$). Los valores de las mismas (0,9-1,3) coincidieron con los reportados por Rodríguez et al. (2022). La ordenada al origen fue mayor en A1 con respecto al resto de los tratamientos ($P < 0,05$), aunque existió una tendencia a igualarse a mayores contenidos de arena. Los mayores valores en la ordenada al origen y las pendientes similares en maní implican que a lo largo del rango de arenas estudiado la diferencia entre este tratamiento y el resto se mantiene relativamente estable. El valor umbral de 40% se alcanza en aproximadamente 60, 65 y 70% de arena en A1, P y A0, respectivamente. Estos valores están en concordancia con los estimados por Vicondo et al. (2022), e indican el contenido de arena a partir del cual el riesgo de erosión deja de ser tolerable.

La relación entre la FE y MO fue negativa y lineal, a excepción de P (Figura 3b, $P < 0,05$). Estos resultados no coinciden con estudios previos sobre lotes bajo agricultura en la región (Colazo & Buschiazzi, 2010; Druille et al., 2013). Es probable que estas diferencias se deban a los mayores años bajo siembra directa de los suelos en nuestro estudio y a la mayor variabilidad de MO. Existieron diferencias entre las pendientes de A0 y A1 ($P < 0,05$). No existieron diferencias entre las ordenadas al origen ($P > 0,05$). Esto implica que, a mayores valores de MO, las diferencias entre A0 y A1 son mayores. El valor umbral de 40% se alcanza en aproximadamente 1,1; 1,4 y 1,8% de MO en A0, M y A1, respectivamente. Esto implica que en A0 existe una mejor estructura que en M y A1 ante valores similares de MO, lo que puede deberse a una mayor estabilidad de los agregados en A0 (Hevia et al., 2007).

La bondad de ajuste (R^2) de los modelos fue alta en A0, mientras que en el resto de los tratamientos fue baja. Esto podría deberse a la mayor homogeneidad que genera este tipo de manejo. Los menores ajustes en el A1 podrían deberse a diferentes intensidades en el arrancado de maní. En M también existe un factor adicional relacionado con el pastoreo que influye en la erodabilidad (Aubault et al., 2015). La no asociación entre FE y MO en P, no coincide con lo reportado en otras regiones y podría deberse a que esta relación se asocia a modelos asintóticos más que a lineales (Colazo y Buschiazzi, 2010).

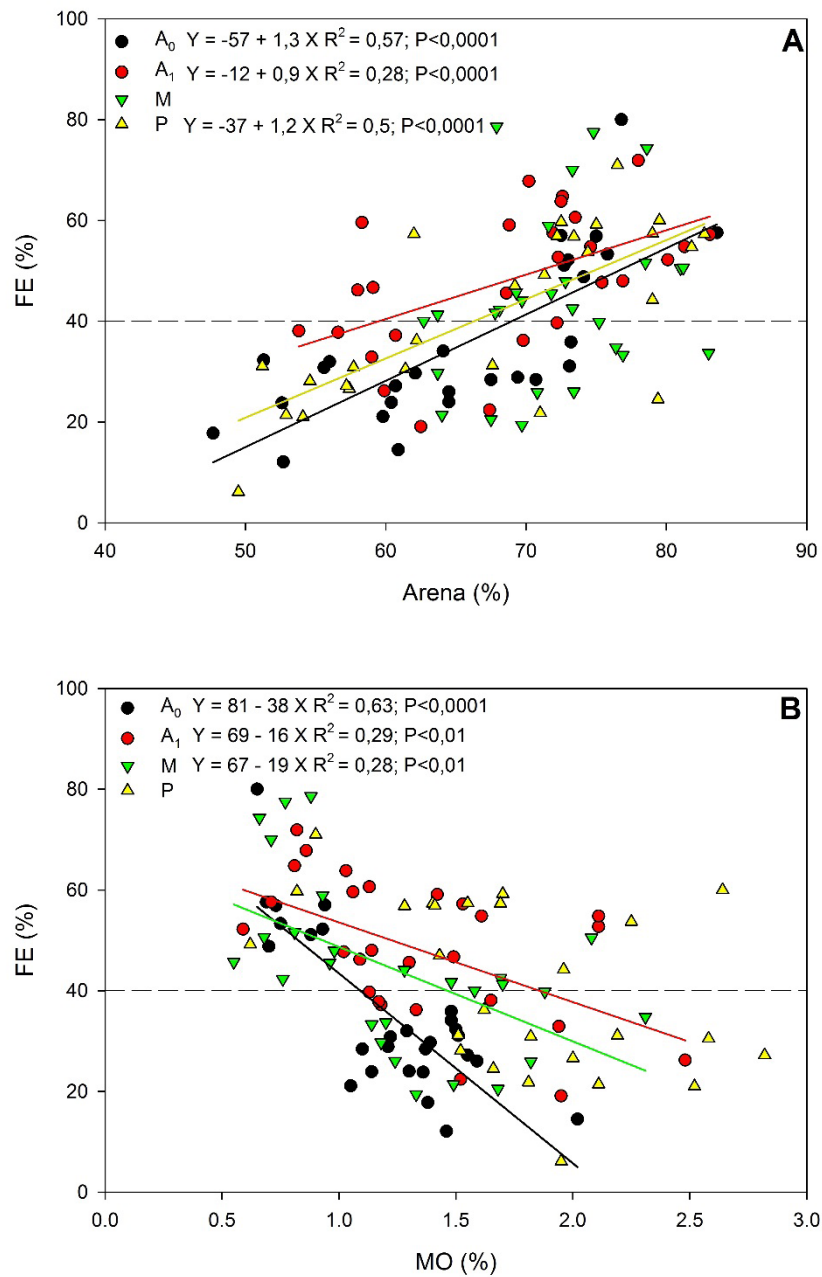


Figura 3: Fracción erosionable por el viento (FE) en función de A) materia orgánica (MO) y B) proporción de arena. A0 = agricultura sin maní, A1= agricultura con maní, M= mixto y P= pristino. La línea discontinua muestra valores umbral. Las líneas continuas muestran la relación lineal entre variables para A0 (negro), A1 (rojo), P (amarillo) y M (verde).

Figure 3: Wind erodible fraction (FE) as a function of A) organic matter (MO) and B) proportion of sand. A0= agriculture without peanut crop, A1= agriculture with peanut crop, M= mixed and P = pristine. Dashed line indicates the threshold equivalent to tolerable erosion. Continuous lines show the linear regressions between variables for A0 (black), A1 (red), P (yellow) and M (green).

CONCLUSIONES

El riesgo a la erosión eólica de diferentes usos de la tierra dependerá del tipo de ambiente en el sur de Córdoba. El riesgo de erosión eólica es alto en el macro-ambiente Oeste independientemente del manejo, mientras que en el Este es bajo. En el macro-ambiente Centro, la agricultura con maní muestra valores de FE por encima del umbral y diferentes al resto de los usos de la tierra.

Los niveles de FE se asociaron positivamente al contenido de arena y limo, y negativamente al de arcilla y materia orgánica, aunque el grado de asociación varió entre manejos. Los umbrales a partir de los cuales se alcanzan los valores equivalentes de erosión eólica tolerables dependen del manejo, siendo 70% de arena y 1,1% de materia orgánica en manejos agrícolas sin maní, y 60% de arena y 1,8% de materia orgánica en agricultura con maní. Es por ello que en estas situaciones es necesario el uso de cultivos de servicio para evitar el desencadenamiento de procesos erosivos.

AGRADECIMIENTOS

Estos resultados corresponden a las actividades llevadas a cabo por la Chacra Sur de Córdoba (convenio AAPRESID – INTA). Se agradece a los miembros fundadores de la misma como así también al gobierno de la provincia de Córdoba por el financiamiento, y a AGD servicios tecnológicos por aportar todos los análisis químicos realizados en las muestras de suelo.

REFERENCIAS

- 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. <https://cerac.unlpam.edu.ar/index.php/semiarida/article/view/5408/5699>.
- Aubault, H., Webb, N., Strong, C., McTainsh, G., Leys, J., & Scanlan, J. (2015). Grazing impacts on the susceptibility of rangeland to wind erosion: The effects of stocking rate, stocking strategy and land condition. *Aeolian Res.* 17, 89-99. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2014.12.005>.
- Bolsa de Cereales. (2020). Indicadores regionales. Campaña 2018/19. Informe ReTAA 30. Departamento de Investigación y Prospectiva. Disponible en: <https://www.bolsadecereales.com/>. 14 de septiembre de 2022.
- Bozzer, C., y Cisneros, J.M. (2019). Detección de médanos y focos de erosión como indicadores de ambientes susceptibles a la reactivación de procesos de erosión eólica y desertificación. *Ab Intus* 4(2), 1 – 13.
- Cisneros, J.M., Degioanni, A., González, J., Cholaky, C., Cantero, J., Cantero, A., Gutiérrez, J., y Tassile, J. (2015). Provincia de Córdoba. En: R. Casas y M. Albarracín (Eds.), *El deterioro del suelo y del ambiente en Argentina*. Tomo 2, pp 87-100. Editorial FECIC.
- 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., & Buschiazzi, D.E. (2010). Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159, 228-236. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.016>.
- Colazo, J.C., & Buschiazzi, D.E. (2015). The impact of agriculture on soil texture due to wind erosion. *Land Degrad. Develop.* 26, 62-70. <https://doi.org/10.1002/ldr.2297>.
- Colazo, J.C., y Genero, M. (2020). Control de erosión eólica luego de maní. En: J.C. Colazo y J.A. Garay (Eds.), *Cultivos de cobertura en San Luis*. Información Técnica 197. EEA San Luis, pp. 29-34. Ediciones INTA.
- de Dios Herrero, J.M., Colazo, J.C., y Buschiazzi, D.E. (2-4 de Junio, 2013). Estimación de la fracción erosionable por el viento en suelos de la provincia de San Luis. En: *Actas de las Jornadas Argentinas de Conservación de Suelos* (pp. 4). Buenos Aires, Argentina.
- de Oro, L., & Buschiazzi, D.E. (2009). Threshold wind velocity as an index of soil susceptibility to wind erosion under variable climate conditions. *Land Degrad. Develop.* 20, 14-21. <https://doi.org/10.1002/ldr.863>.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. InfoStat (versión 2017) [Software]. Córdoba, Argentina: Centro de Transferencia InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.
- Druille, M., Castiglioni, M., y Massobrio, J.M. (2013). Fracción erosionable del suelo en el oeste bonaerense bajo sistemas de uso de la tierra contrastantes. *Ciencia del Suelo* 31(1), 125-132.
- Faule, L., Lanfranco, M.F., Torregrosa, R.S., y Renaudeau, S. (13-16 de octubre, 2020). Caracterización edafo-climática del departamento General Roca, Córdoba. En: *Actas del XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Suelos: Desafíos para una producción y desarrollo sustentables (pp. 247-250). Corrientes, Argentina.
- Fernandez, R., Lucas M., Painemilla, L., y Quiroga, A. (2021). Efecto de las pasturas perennes en la estructura de molisoles de la región semiárida pampeana. Parte II. *Ciencia del Suelo* 39(2), 285-306.
- Fryrear, D.W., Krammes, C.A., Williamson, C.M., & Zobeck, T.M. (1994). Computing the wind erodible fraction of soils. *J. Soil & W. Cons.* 49, 183-188.
- Gee, G.W., & Or, D. (2002). Particle Size Analysis. In: J. Dane, & G.C. Topp, (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Methods*, Soils Science Society of America, Book Series No. 5 (pp. 255-293). Madison, United States.
- Hevia, G.G., Méndez, M.J., & Buschiazzi, D.E. (2007). Tillage affects soil aggregation parameters linked with wind erosion. *Geoderma* 140, 90-96. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.03.001>.

- Méndez, M.J., & Buschiazzo, D.E. (2015). Soil coverage evolution and wind erosion risk on summer crops under contrasting tillage systems. *Aeolian Res.* 16, 117 – 124. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2014.12.002>.
- López, M.V., de Dios Herrero, J.M., Hevia, G.G., Gracia, R., & Buschiazzo, D.E. (2007). Determination of the wind-erodible fraction of soil using different methodology. *Geoderma* 139, 407–411. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.03.006>.
- Nelson, D.S. & Sommers, L.E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: D.L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis*. Part 3, pp 961-1010. Soil Science Society of America. Madison, United States.
- Rodríguez, E., Colazo, J.C., Vanzolini, J.I., y Zubiaga, L. (15-18 de noviembre, 2022). Susceptibilidad a la erosión eólica y su relación con parámetros edáficos en Patagones. En: *Actas del XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo* (pp. 1322-1327). Buenos Aires.
- Rojas, J.M., Buschiazzo, D.E., y Arce, O.E. (2013). Parámetros edáficos relacionados con la erosión eólica en inceptisoles del chaco. *Ciencia del Suelo* 31(1), 133-142.
- Tatarko, J. (2001). Soil Aggregation and Wind Erosion: Processes and Measurements. *Annals of Arid Zone* 40(3), 251-263
- Vicondo, M. (2020). Evaluación de tierras para el cultivo de maní en la provincia de Córdoba (Argentina), con determinación de criterios a partir de análisis de Frontera. Trabajo Final de Máster. Universidad de Lleida. 190 pp.
- Vicondo, M., Villar, J.M., y Colazo, J.C. (15-18 de noviembre, 2022). Susceptibilidad a la erosión eólica de la región manísera de la provincia de Córdoba (Argentina). En: *Actas del XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo* (pp. 1419). Buenos Aires.
- Woodruff, N.P., & Siddoway, F.H. (1965). A wind erosion equation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29(5), 602-608.

COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE UN PAISAJE CON DIFERENTES ESTADOS DEL PASTIZAL EN EL NOROESTE DE LA PATAGONIA ÁRIDA

Valeria Aramayo ^{1*}, María Victoria Cremona ¹, Marcelo D. Nosetto ^{2,3}

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Estación Experimental Agropecuaria Bariloche. Argentina

² Grupo de Estudios Ambientales, Instituto de Matemática Aplicada San Luis, Universidad Nacional de San Luis. Argentina

³ Comisión Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Argentina

RESUMEN

En Patagonia árida, la forma de uso de la tierra más extendida es el pastoreo por ganado doméstico. Si bien se conoce que el pastoreo puede afectar las características hidrológicas de los suelos, existen muy pocos estudios sobre la generación de los flujos de escorrentía en áreas con este tipo de uso. En el presente estudio evaluamos la relación entre el estado del pastizal y las características de la superficie de una ladera que influyen en la respuesta hidrológica del suelo a las precipitaciones. Comparamos las características del paisaje, índices de funcionalidad y propiedades del suelo de los interparches (descubiertos), en distintas posiciones de la pendiente con dos estados de degradación, y monitoreamos el contenido de humedad en los interparches durante una temporada de lluvias. El estado de degradación más avanzado reunió características en favor de un mayor escurrimiento superficial, sugiriendo la posibilidad del transporte de recursos pendiente abajo. Por ejemplo, la ladera alta del estado más degradado resultó el sitio con menor profundidad del perfil, mayor resistencia a la penetración e infiltración más lenta, y la ladera baja del mismo estado registró el segundo grado de saturación más elevado luego de los eventos de precipitación. Estas diferencias en propiedades hidrológicas habrían dejado también su impronta en el comportamiento de la vegetación, evaluados a través del NDVI. Los resultados apoyan la idea de que la respuesta hidrológica en pendientes de zonas áridas depende de la funcionalidad del suelo de los interparches y de la humedad antecedente.

Palabras clave: ladera, escurrimiento, interparque de suelo desnudo, degradación de tierras.

HYDROLOGICAL BEHAVIOR OF RANGELANDS UNDER DIFFERENT DEGRADATION CONDITIONS IN NORTHWESTERN ARID PATAGONIA

ABSTRACT

In arid Patagonia grazing by livestock is the most widespread form of land use. Although grazing is known to affect soils hydrological characteristics, few studies have addressed runoff flows generation as influenced by cattle grazing in these areas. In this study, we evaluated the relationship between grassland condition and hillside surface characteristics that influence the response to rainfall. We compared landscape characteristics, landscape function indices and soil properties of bare soil (uncovered) interpatches at different slope positions with two degradation conditions and monitored interpatch moisture content during a rainy season. Severe degradation was associated with greater surface runoff, suggesting downslope resource transport. In the most severely degraded soils the upper slope showed a the lowest profile depth, greatest resistance to penetration and slowest infiltration rate, and the lower slope

* Autor de contacto:
aramayo.valeria@inta.gob.ar

Recibido:
02-08-23

Recibido con revisiones:
10-10-23

Aceptado:
10-10-23

registered the second highest degree of saturation after rainfall events. These differences in hydrological properties would have also modified vegetation behavior as indicated by the NDVI. These results support the premise that the hydrologic response on arid zones slopes depends on the functionality of bare soil interpatches and on the previous moisture content.

Keywords: hillslope, runoff, bare soil interpatch, land degradation.

INTRODUCCIÓN

El pastoreo por ganado doméstico en Patagonia ha modificado la estructura de la vegetación y ha afectado el comportamiento hidrológico de los suelos desde hace más de 100 años (Bran et al., 2017; Cibils y Borrelli, 2005; Gaitán et al., 2009; Rostagno, 1989). El control que ejercen los pastizales naturales en la recarga de acuíferos y cursos de agua superficiales es vital para las poblaciones aguas abajo (Wilcox et al., 2017). Existen antecedentes de los impactos negativos de las estrategias tradicionales de pastoreo sobre la estructura y funcionamiento de los pastizales (Aguiar et al., 1996; Funk et al., 2018; Gaitán et al., 2018) que, al modificar las características hidrológicas de un sitio, repercuten a escala de cuencas (Thurow, 2000). El abordaje de esos impactos se puede realizar mediante el análisis de índices de imágenes satelitales, como el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (Verón y Paruelo, 2010; Gaitán et al. 2018). Como primer elemento en la partición de flujos del ciclo del agua, la cobertura del suelo por plantas y mantillo y la distribución heterogénea de la vegetación condicionan la capacidad de infiltración de los suelos. Cuando la cobertura y heterogeneidad se reducen, la escorrentía superficial y la erosión del suelo aumentan más que proporcionalmente (López et al., 2013). Como resultado, una mayor proporción de recursos son transportados fuera del paisaje, con lo cual disminuye la calidad de los suelos. En el largo plazo, los suelos erosionados son menos productivos, tienen menor capacidad para almacenar agua, la vegetación desaparece y el sistema se vuelve más susceptible a la degradación (Chartier et al., 2011; Gaitán et al., 2009).

En zonas áridas, explicar la generación de escurrimientos y erosión de suelo es especialmente difícil dada la gran variabilidad de las precipitaciones, la intermitencia y discontinuidad de los flujos (Noy Meir, 1973; Ziadat y Taimeh, 2013). La respuesta del suelo a las mismas dependerá de las condiciones meteorológicas previas. Así, existen dos mecanismos que explican la generación de escurrimiento superficial sobre el suelo desnudo: el primero ocurre cuando el ingreso por precipitaciones supera la capacidad de infiltración y el segundo cuando hay un excedente de agua porque el suelo está saturado, siendo este último el dominante en suelos ya húmedos (Dijkema et al., 2018; Morgan, 2005) y congelados (Seyfried y Wilcox, 1995). Aunque el escurrimiento superficial sea una proporción menor en el balance hídrico anual o estacional, puede generar un importante flujo de redistribución del agua sobre el paisaje, condicionado por la estructura del ecosistema y las características de la lluvia (Turnbull et al., 2010). Es relevante entender el balance hídrico en los pastizales, donde la producción ganadera depende de una asignación eficiente de las lluvias a la transpiración por plantas forrajeras y, en algunos casos, captura y almacenamiento de escorrentía para bebida de los animales (Magliano et al., 2015; Magliano et al., 2023).

Para el norte de la Patagonia no existe un entendimiento acabado sobre la generación de flujos de escorrentía y erosión hídrica en ambientes áridos. Por otro lado, sí está extensamente demostrado que la sobreutilización de los pastizales patagónicos ha llevado a la reducción de la cobertura vegetal y por lo tanto a una mayor exposición del suelo a agentes erosivos (Bran et al., 2015; Gaitán et al., 2018). En zonas áridas la retroalimentación positiva entre la pérdida de productividad por sobrepastoreo y la aceleración del proceso erosivo (Chartier et al., 2011) potencian la degradación del paisaje hasta superar umbrales de no retorno (Saco et al., 2020). En este sentido es útil considerar la conectividad, definida como la magnitud de la redistribución que pueden alcanzar los recursos (agua, suelo, energía, organismos) a lo largo del paisaje (Bracken et al., 2013; Okin et al., 2015). Cuando se trata de flujos de agua de escurrimiento en paisajes con pendiente, aunque comienzan en forma local, pueden, en ocasiones, derivar en erosión e incisión del paisaje con un incremento en el transporte de agua y nutrientes entre sitios. El efecto de estos flujos es el aumento de la concentración de recursos, con la consiguiente heterogeneidad de la distribución espacial de humedad y nutrientes a una escala mayor, formando islas de fertilidad en contraste con la aridez de la matriz circundante (Rodríguez-Iturbe, 2000). La longitud de los flujos es una medida que ha sido utilizada como indicador de la conectividad hidrológica del paisaje (Mayor et al., 2008). Si las conexiones son lo suficientemente largas, el transporte de recursos puede alimentar un cauce o sumidero, eliminando agua y materiales del paisaje (Okin et al., 2009). La detección a tiempo de esos signos de degradación en zonas áridas es primordial para prevenir estados degradados difíciles de revertir (Saco et al., 2018).

La comprensión de la hidrología en paisajes con pendiente es compleja y desafiante dado que intervienen características y procesos de múltiples escalas, dinámicos en el espacio y el tiempo. Entre otros factores, intervienen los diferentes tipos de clima y sus elementos variables en las distintas ubicaciones del paisaje, la geometría de la pendiente en sus tres dimensiones, la posición geográfica y exposición, la distribución del agua por flujos laterales y desde aguas arriba, los patrones y las características de la vegetación, y la heterogeneidad espacial de las propiedades del suelo, entre otros (Ridolfi et al., 2003). El balance hídrico durante cada evento de precipitación en una ladera depende mayormente de las características de los interparques y de la posición en la pendiente (Barbosa-Briones et al., 2019; Mayor y Bautista, 2012; Seyfried y Wilcox, 1995). En el plazo de un evento de precipitación, en la posición más alta de la ladera el balance de agua a los primeros centímetros de suelo está determinado por la precipitación y por los egresos, en forma de escurrimiento y percolación. En la parte más baja de la ladera, en cambio, los ingresos están definidos no sólo por la precipitación sino también por el escurrimiento que proviene de aguas arriba (Cantón et al., 2004; Ludwig et al., 2005). Si la vegetación y las características de la ladera son homogéneas, se puede considerar que la humedad del suelo aumenta monótonicamente pendiente abajo. Así, cuando se genera escurrimiento en cierto punto de la ladera, todos los puntos aguas abajo están saturados y el escurrimiento no puede infiltrarse (Ridolfi et al., 2003).

El objetivo de este trabajo fue avanzar en la comprensión de la relación entre el estado de la vegetación y la dinámica del agua superficial a escala local y de paisaje en pastizales del noroeste de Patagonia. Para indagar sobre este problema, caracterizamos la cobertura de superficie y el suelo de una ladera inicialmente homogénea que ha sostenido un uso ganadero diferencial producto del apotramiento por más de cuarenta años. Esa diferente historia de pastoreo derivó en dos estados del pastizal, con distinto nivel de alteración a un lado y a otro del alambrado que establece un límite en la dirección de la pendiente. En cada uno de los estados y en distintas posiciones de la ladera estudiamos las características del paisaje y del suelo relacionadas al movimiento del agua en los interparques de suelo desnudo, en un abordaje de menor a mayor detalle espacial. También monitoreamos la humedad superficial de suelo durante una temporada de lluvias para entender la respuesta del suelo a las precipitaciones. La hipótesis de este trabajo es que el estado de degradación más avanzado de la vegetación reúne condiciones biofísicas que son más propicias para que ocurra el escurrimiento superficial, acentuando la susceptibilidad a la pérdida de recursos desde la estepa en la ladera alta hacia la ladera baja. De ser así, esperamos que los atributos físicos y biológicos evaluados, como así también los índices construidos a partir de los mismos (i.e. índice de estabilidad y de infiltración/escurrimiento), presenten valores más favorables a la generación de escurrimiento en la ladera más degradada. Asimismo, también esperamos un mayor contenido de agua en el suelo de la ladera baja que en el de la ladera alta del estado más degradado, a diferencia del estado más conservado donde esperamos menos diferencias entre ambas posiciones topográficas. Esas diferencias en el contenido de agua, podrían verse reflejadas en actividad de la vegetación, si hubiera cobertura que la exprese.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se seleccionaron sitios de estudio ubicados sobre una misma unidad geomorfológica: ladera de exposición suroeste con material originario homogéneo dentro del establecimiento Cerro Blanco del Comallo (41,25° S; 70,33° O). Esta ladera representa la clase de pendiente del 44% de la superficie de la cuenca alta del arroyo Comallo, Río Negro, Argentina (Aramayo et al. en prensa) y su inclinación promedio, del 21%, se encuentra en el rango descripto para paisajes ondulados o sierras (FAO, 1980). La exposición elegida persiguió llevar al mínimo la posible influencia de la erosión eólica dado que el viento predominante es desde el oeste, por lo tanto, existe cierto reparo de la pendiente enfrentada del valle y es opuesto al flujo de la pendiente. El clima de esta zona corresponde a la categoría BSk de Köppen, de estepa fría, semiárida, con nevadas en los campos altos, lluvias invernales y marcado déficit de humedad en el verano. La precipitación media anual es de 224 mm, las temperaturas medias son de 16,4°C para el mes de enero y de 2,3°C para julio (Gaitán et al., 2004; Massaferró et al., 2012).

De acuerdo a la caracterización de los sitios en la ladera, se reconocieron dos estados de conservación del pastizal y suelo superficial, separados por un alambrado. El suelo presentó una textura areno-franca o areno-franco-arcillosa, con presencia de grava, en muestras tomadas hasta 7,5 cm de profundidad. La profundidad efectiva del suelo (hasta contacto lítico) fue variable, entre 0,2 y más de 1 m, determinada con pala-barreno. La vegetación de la ladera es de estepa con arbustos y gramíneas. Producto del apotramiento

miento, a un lado y otro del alambrado, cada sector fue sometido a diferentes niveles de pastoreo durante los últimos cuarenta años. Hacia el norte del alambrado, donde se encuentra el cuadro con menor nivel de uso, existe mayor diversidad y cobertura, mientras que al sur se encuentran los potreros usados con más frecuencia para actividades de manejo de ganado (Figura 1). Las diferencias en el estado de la vegetación entre los dos sectores fueron descritas de acuerdo al catálogo del modelo de Estados y Transiciones para el área ecológica de sierras y mesetas (Bonvissuto et al., 1993). El porcentaje de cobertura en cada sector se obtuvo de tres líneas de 50 puntos con lecturas cada 20 cm. El primer sector, en Estado III (Tabla 1), es una “estepa subarbuscivo-graminosa de *Senecio* spp., *Mulinum spinosum* y *Pappostipa speciosa* v. *speciosa*” (*sensu* Bonvissuto et al., 1993), que ha tenido al menos un período de pastoreo por año y descansos desde hace 8 años. El segundo sector, en Estado IV, corresponde a un “mosaico de estepa subarbusciva de *Senecio* spp., *Stipa humilis* y erial de subarbuscos en cojin y *Pappostipa speciosa* v. *speciosa*” (*sensu* Bonvissuto et al. 1993), que ha sido parte de un potrero cercano al casco con sobreuso histórico (Tabla 1, Figura 1 y Figura 2).

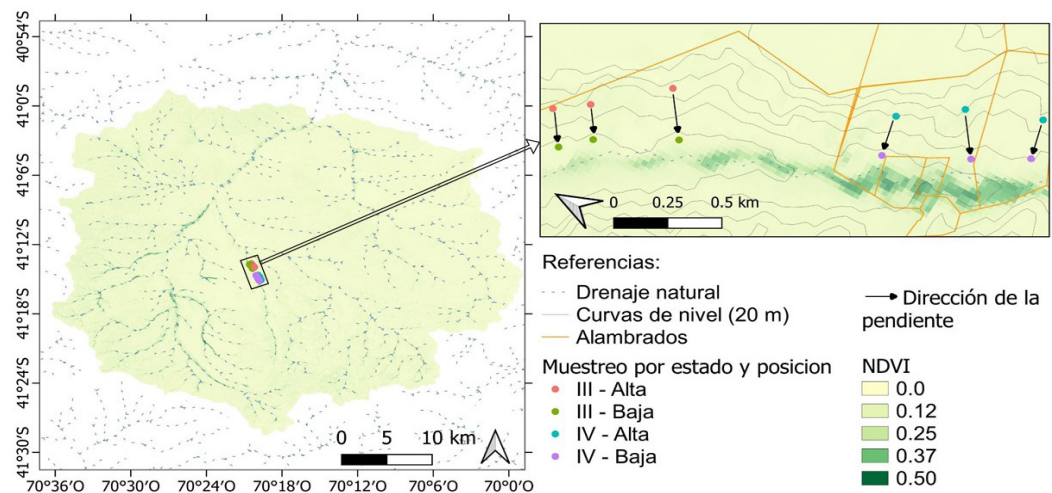


Figura 1: Área de estudio dentro de la cuenca alta del arroyo Comallo, mostrando los sitios de muestreo para la combinación de Estado (III o IV) y Posición en la ladera (Alta o Baja). Los valores de NDVI derivan de imágenes Landsat 8 (diciembre 2018).

Figure 1: Study area within the Comallo stream upper basin, and sampling sites for the combination of factors Soil degradation condition (III or IV) and Slope position (High or Low). The NDVI values derive from Landsat 8 images (december 2018).

Tabla 1: Características de los sectores muestreados.

Table 1: Characteristics of sampled sites.

Estado	III - "Regular"	IV - "Degradado"
Pendiente (%)	20 ± 7	23 ± 7
Profundidad efectiva (m)	0,8 ± 0,2	0,6 ± 0,4
Textura de suelo	Areno-franco o areno-arcillo-franco	Areno-arcillo-franco o Areno-franco
Grava (%)	21 ± 9	7 ± 7
Coberturas (%)		
Suelo desnudo	18%	24%
Roca	0%	1%
Mantillo/cobertura de anuales	9%	30%
Cobertura vegetal perenne	73%	45%
Pastos	22%	4%
Especies dominantes	<i>Jarava humilis</i> , <i>Poa lanuginosa</i> , <i>Hordeum comosum</i> , <i>Pappostipa speciosa</i> var <i>major</i>	<i>Poa ligularis</i> , <i>Jarava humilis</i> , <i>Pappostipa speciosa</i> var <i>speciosa</i> , <i>Festuca argentina</i>
Arbustos	51%	41%
Especies dominantes	<i>Stillingia patagonica</i> , <i>Nassauvia axillaris</i> , <i>Azorella prolifera</i> , <i>Berberis heterophylla</i>	<i>Nassauvia axillaris</i> , <i>Azorella prolifera</i> , <i>Senecio filaginoides</i> , <i>Junellia ligustrina</i>
Suelo desnudo	15%	21%
Mantillo/cobertura de anuales	9%	39%
Cobertura vegetal perenne	56%	30%
Pastos	41%	10%
Especies dominantes	<i>Poa lanuginosa</i> , <i>Jarava humilis</i> , <i>Hordeum comosum</i> , <i>Bromus setifolius</i>	<i>Jarava humilis</i> , <i>Pappostipa speciosa</i> var <i>major</i> , <i>Festuca argentina</i> , <i>Hordeum comosum</i>
Arbustos	36%	31%
Especies dominantes	<i>Stillingia patagonica</i> , <i>Azorella prolifera</i> , <i>Senecio bracteolatus</i> , <i>Berberis heterophylla</i>	<i>Nassauvia axillaris</i> , <i>Senecio bracteolatus</i> , <i>Azorella prolifera</i> , <i>Stillingia patagonica</i>

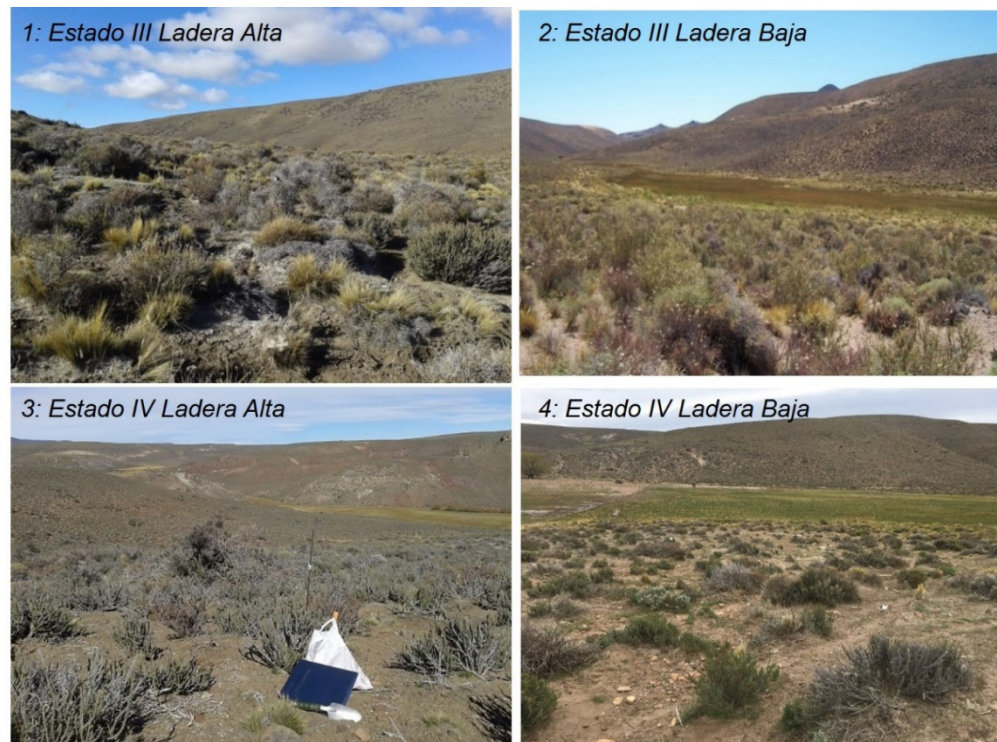


Figura 2: Fotografías de los sitios de muestreo para la combinación de Estado (III o IV) y Posición en la ladera (Alta o Baja).

Figure 2: Photographs of the sampling sites for the combination of factors Soil degradation condition (III or IV) and Slope position (High or Low).

Diseño del muestreo

En primer lugar, para el factor Estado, con los niveles III y IV, estudiamos las características vinculadas a la funcionalidad del paisaje con tres repeticiones por Estado. Luego, analizamos las diferencias dadas por el Estado y la Posición topográfica en conjunto. La Posición en el paisaje fue establecida como Alta o Baja, según se trate de la posición de mayor altitud, más cercana a la divisoria de aguas (Alta), o bien por estar en el final de la pendiente, aguas abajo de la anterior y por eso denominada Baja. Así, el diseño fue de dos factores con dos niveles: Estado III y IV, y Posición Alta y Baja, con tres repeticiones por combinación de factores. En cada una de estas situaciones se evaluaron las propiedades físicas de los suelos de los interparches y el contenido de humedad del suelo durante los eventos de precipitación. Por otro lado, la actividad de la vegetación, producto de la hipotética transferencia de agua en el paisaje, se evaluó a lo largo de la pendiente, sobre tres transectas que unen las posiciones Alta y Baja en cada Estado las cuales fueron coincidentes con los lugares de evaluación a campo (Figura 1).

Funcionalidad hidrológica del paisaje

Para la valoración del paisaje en cuanto a sus funciones de estabilidad y partición de flujos en infiltración/ escurrimiento, aplicamos la metodología Landscape Function Analysis, LFA por sus siglas en inglés, (Tongway y Hindley, 2004) adaptada en Argentina para el Monitoreo Ambiental para Regiones Árida y Semiáridas, de acrónimo "MARAS", (Oliva et al., 2011). Los atributos físicos y biológicos considerados, que condicionan la funcionalidad del sistema en cuanto a la capacidad de resistir la acción de fuerzas erosivas y de capturar el agua de las lluvias (Tongway, 1995), fueron los siguientes:

1. cobertura aérea del suelo (%)
2. cobertura de mantillo, origen e incorporación (clase)
3. cobertura de criptógamas (%)
4. tipos de erosión y severidad (clase)
5. materiales depositados (clase)
6. presencia y rotura de costras (clase)
7. resistencia de la superficie (clase)
8. estabilidad de agregados (clase)

9. textura del suelo (clase)
10. microtopografía (clase)
11. cobertura basal de los parches (%)

Éstos se relevaron en seis transectas de 30 m perpendiculares a la pendiente, en cada uno de los dos Estados (III y IV). La descripción completa de la metodología es extensa y se puede encontrar en las publicaciones de Tongway y Hindley (2004) y Oliva et al. (2011), pero para sintetizar: el índice de Estabilidad resulta de la valoración de los atributos 1 a 8, y el índice de Infiltración/Escurrimiento resulta de la valoración de 2 y 7 a 11. Además de estos índices, para cuantificar la incisión del paisaje por erosión, sobre las mismas transectas medimos con cinta métrica el largo de los interparches (m), la diferencia de altura (cm) entre la base de cada parche y el punto más profundo del interparche contiguo, y contamos la cantidad de surcos por interparche.

Propiedades físicas del suelo

Las variables usadas para caracterizar las propiedades físicas del suelo fueron: la profundidad efectiva del suelo, la textura, la resistencia a la penetración, la densidad aparente y el índice de infiltración. La profundidad efectiva (cm) hasta contacto lítico se determinó por la profundidad alcanzada con pala-barreno (de hasta 1,1 m). La textura se evaluó sobre muestras superficiales (0-6 cm) que se secaron al aire, se tamizaron por 2 mm y a las que se les determinó la granulometría por el método de la pipeta (Gee y Bauder, 1986), en el Laboratorio de Suelos y Agua del INTA EEA Bariloche. Luego de la determinación de la proporción por tamaño de partículas, tomamos el % de arena para las comparaciones. La resistencia a la penetración (kg cm^{-2}) se muestreó en diez lecturas por sector con penetrómetro manual AMS 59032 (AMS, American Falls ID, EEUU) y la densidad aparente (g cm^{-3}) se determinó con el método del cilindro (Blake, 1965). El índice de infiltración (mm min^{-1}) se midió a campo, en ocho repeticiones por sector, con un infiltrómetro de anillo simple adaptado del prototipo Infiltest (Mongil Manso et al., 2015), registrando el tiempo que demoran en infiltrar 20 mm de lámina agregada artificialmente.

Monitoreo de humedad superficial en eventos de precipitación

Las variables meteorológicas del período de muestreo (junio a septiembre de 2019) se registraron en una estación automática Davis (Davis instruments, Hayward CA, EEUU) en un cuadro vecino a la ladera muestreada dentro del establecimiento Cerro Blanco. La precipitación se verificó en un pluviómetro de lectura directa. Hubo cuatro eventos de magnitud mayor a 8 mm y un evento de deshielo con intensidad de $7,6 \text{ mm h}^{-1}$ (Tabla 2).

Tabla 2: Características de los mayores eventos de precipitación registrados durante 2019, en la estación automática ubicada en el sitio de estudio.

Table 2: Characteristics of the heaviest rainfall events recorded during 2019, at the automatic weather station located at the study site.

Evento	Fecha	Lámina (mm)	Duración (h)	Intensidad máxima (mm h^{-1})
1	7 jun	8,6	4	12
2	22 jun	10,8	12	7,8
3	30 jul	9,4	7	4,2
4	11 ago	2,8	3	7,6*
5	27 ago	19,2	19	7,2

*derretimiento de nieve.

Cabe destacar que los eventos de 2019 fueron en general de baja magnitud e intensidad en relación con los eventos históricos informados en la zona por lo que la generación de escurrimientos no tuvo magnitudes inusuales. Las máximas intensidades de precipitación reportadas corresponden a registros diarios mayores a 80 y a 100 mm día^{-1} (Aramayo et al., 2022; Colombani et al., 2017).

Para los eventos de la Tabla 2 monitoreamos la humedad de suelo a 5 cm de profundidad en los interparches de suelo desnudo de la ladera. Se tomaron registros horarios de sensores ECH2O (Decagon, Pullman WA, EEUU) con dataloggers Cavadevices (Cavadevices, Bs. As., Argentina) en seis puntos de cada uno de

los estados de pastizal, III y IV, tres en una posición Alta de la ladera y tres en una posición Baja, aguas abajo de los primeros, a alrededor de 200 m entre sí. El período analizado por evento se inició en el registro anterior a la ocurrencia de la precipitación y finalizó 4 a 6 registros (horas) después de finalizada la precipitación. Dos dataloggers fallaron en ciertos eventos, por lo cual el número de sub-muestras por evento no es constante. A partir de los registros horarios obtuvimos el contenido volumétrico de agua en el suelo de acuerdo a las ecuaciones de calibración provistas por el fabricante y calculamos el grado de saturación del suelo (Hopmans, 2019) en cada punto (G_{sat}) de la forma:

$$G_{sat} = \theta_i / \theta_{sat}$$

donde: θ_i = Contenido volumétrico actual, θ_{sat} = Contenido volumétrico saturado. Así, G_{sat} representa el grado de saturación, sin unidades, en una escala que varía de 0 a 1.

Los análisis estadísticos para todas las variables anteriores se realizaron en R versión 4.2.3 (R Core Team, 2023). En primer lugar, evaluamos con ANOVA las diferencias dadas por el Estado para las variables de funcionalidad del pastizal. Luego, los efectos sobre las demás variables, que no siguieron una distribución normal, se evaluaron con la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. De esta manera, la profundidad efectiva, el porcentaje de arena, la resistencia a la penetración, la densidad aparente, el índice de infiltración y grado de saturación, se evaluaron para detectar diferencias entre los niveles de los factores Estado, Posición y la combinación entre Estado y Posición.

Variación espacial del NDVI

Por último, a fin de evaluar la potencial respuesta de la vegetación a la redistribución superficial de agua utilizamos el NDVI, índice largamente asociado a la productividad primaria aérea, índice de área foliar y biomasa verde, entre otros (Duncan et al., 1993; Verón y Paruelo, 2010). Por lo que, a mayor redistribución superficial de agua sería esperable un mayor contraste del índice NDVI entre las posiciones topográficas alta y baja. Para evaluar esa heterogeneidad espacial, analizamos los valores de NDVI del satélite Landsat 8, el cual posee una resolución espacial de 30 metros y temporal de 16 días. Las imágenes Landsat 8 fueron descargadas del sitio *earthexplorer.usgs.gov* y el NDVI calculado en QGIS (Qgis.org). En este análisis, obtuvimos el valor promedio de NDVI del mes de diciembre, correspondiente al máximo anual ($NDVI_{máximo}$), para el período de 2015 a 2019, en 7 puntos, cada uno coincidente con un pixel, a lo largo de tres transectas en cada uno de los dos Estados. Los valores de $NDVI_{máximo}$ de los puntos de cada transecta se ordenaron del 1 al 7 pendiente abajo, siendo 1 el pixel que contiene el punto de la posición alta del monitoreo de humedad mencionado en la sección anterior, y 7 el de la posición más baja, con los años como repeticiones. Para cada transecta evaluamos la significancia de la pendiente de la regresión entre $NDVI_{máximo}$ y posición en la ladera en el software PRISMA. Los gráficos presentados se realizaron en R.

RESULTADOS

Conectividad y funcionalidad hidrológica del paisaje

El estudio de los interparques en la ladera arrojó diferencias en algunas de las variables estudiadas de acuerdo al nivel de detalle considerado. Los índices de Estabilidad y de Infiltración/Escorrimento no fueron diferentes entre Estados ($p > 0,10$). En cambio, el largo medio de los interparques, la diferencia de altura del interparque con el parche y la cantidad de surcos por interparque, fueron más de dos veces superiores en el Estado IV que en el III ($p < 0,02$); además estas variables mostraron mayor dispersión en el Estado IV que en el III (Tabla 3).

Tabla 3: Promedios \pm desvíos estándar de las variables referidas a la funcionalidad del pastizal: índice de estabilidad y de infiltración/escorrimento (por metodología Landscape Function Analysis, Tongway y Hindley, 2004); y largo medio del interparche, diferencia de altura con el parche y número (#) de surcos por interparche (por mediciones directas) en los dos Estados (III y IV), con el valor (p) que indica diferencias significativas (*) o no significativas.

Table 3: Means \pm standard deviations of the rangeland functionality variables: Stability index and Infiltration/runoff index (following Landscape Function Analysis, Tongway & Hindley, 2004), and bare soil interpatch length, height difference with the patch, and number (#) of gullies per interpatch (by direct measures) under different degradation conditions (III and IV). The p-value (p) indicates significant (*) or not significant differences.

	Estado		p
	III	IV	
Índice de estabilidad (%)	49 \pm 7	48 \pm 8	0,87
Índice de infiltración/escorrimento (%)	43 \pm 6	43 \pm 6	0,73
Largo medio del interparche (m)	1,3 \pm 0,8	3,6 \pm 4,6	<0,01*
Diferencia de altura con el parche (cm)	7,2 \pm 11	16,5 \pm 17	0,02*
# Surcos por interparche	0,3 \pm 0,4	0,8 \pm 1,1	0,01*

Propiedades físicas del suelo y humedad superficial

La evaluación de las propiedades físicas del suelo de los interparches mostró diferencias significativas dadas por la interacción entre Estado y Posición para la profundidad efectiva ($p=0,02$), la resistencia a la penetración ($p=0,003$) y el índice de infiltración ($p=0,0002$), y no así para el contenido de arena ni la densidad aparente. La combinación del Estado III y la Posición Baja tuvo la mayor profundidad efectiva, cuyo promedio estuvo limitado por la profundidad alcanzada por la pala-barreno (de 1 m). Además, se distinguió de las otras combinaciones por presentar 1,7 a 2 veces menos resistencia a la penetración con 0,6 kg/cm² ($\pm 0,4$). En contraste, el Estado IV en la Posición Alta presentó el menor índice de infiltración con 2,2 mm min⁻¹ que es el 43% del mismo índice en la Posición Alta del Estado III. Por su parte, hubo ligeras diferencias entre estados para el porcentaje de arena ($p=0,05$), con una composición textural levemente más gruesa en el estado más conservado (68% ± 7 vs. 59 % ± 7). Las dos posiciones de la ladera fueron apenas diferentes para la densidad aparente ($p=0,03$) con promedios alrededor de 1 g cm⁻³ en la posición Alta y 1,2 g cm⁻³ en la Baja (Tabla 4).

En cuanto a la evaluación del grado de saturación de humedad de suelo en los eventos de precipitación (Figura 3), la posición Baja del Estado III fue diferente, con 5 a 9 % menos que las demás. En el otro extremo, la posición Alta del Estado IV mostró el mayor grado de saturación promedio seguida por la posición Baja del mismo estado (Tabla 4).

Tabla 4: Promedios \pm desvíos estándar de las propiedades físicas del suelo superficial para los factores Estado (III, IV) y Posición (Alta: A, Baja: B) y su combinación, a saber: profundidad efectiva (cm), contenido de arena (%), resistencia a la penetración (kg cm^{-2}), densidad aparente (g cm^{-3}) e índice de infiltración (mm min^{-1}); y la respuesta del suelo a los eventos como grado de saturación porcentual (%). Se informa el p-valor (p) de la prueba Kruskal-Wallis.

Table 4: Means \pm standard deviations of the soil surface physical properties for the factors Soil degradation condition (III, IV) and Slope position (High: A, Low: B) and their combination, namely: effective depth (cm), sand content (%), penetration resistance (kg cm^{-2}), bulk density (g cm^{-3}), infiltration index (mm min^{-1}); and the response of the soil to the events as percentage saturation degree (%). The p-value (p) of the Kruskal-Wallis test is reported.

		Profundidad efectiva (cm)	Arena %	Resistencia (kg cm^{-2})	Densidad aparente (g cm^{-3})	Índice de infiltración (mm min^{-1})	Grado de saturación
Estado	III	80 \pm 23	68 \pm 7,3	0,8 \pm 0,6	1,1 \pm 0,2	4,9 \pm 2,9	0,77 \pm 0,1
	IV	65 \pm 33	59 \pm 6,8	1,1 \pm 0,8	1,1 \pm 0,2	3,2 \pm 4,5	0,84 \pm 0,1
	p	0,04	0,05	0,09	0,9	<0,01	<0,01
Posición	Alta	49 \pm 17	62 \pm 8,7	1,1 \pm 0,8	1 \pm 0,2	3,7 \pm 3,1	0,83 \pm 0,1
	Baja	96 \pm 10	65 \pm 8,3	0,8 \pm 0,6	1,2 \pm 0,2	4,5 \pm 3	0,79 \pm 0,1
	p	<0,01	0,4	0,01	0,03	0,12	<0,01
Estado - Posición	III.A	60 \pm 10	68 \pm 5,7	1 \pm 0,6	1 \pm 0,1	5,1 \pm 3,4	0,80 \pm 0,1
	IV.A	38 \pm 18	55 \pm 5	1,2 \pm 0,9	1,1 \pm 0,2	2,2 \pm 1,9	0,86 \pm 0,1
	III.B	>> 100	68 \pm 10	0,6 \pm 0,4	1,2 \pm 0,2	4,7 \pm 2,4	0,75 \pm 0,2
	IV.B	92 \pm 14	62 \pm 7,1	1 \pm 0,7	1,2 \pm 0,1	4,2 \pm 3,6	0,82 \pm 0,1
	p	0,02	0,15	<0,01	0,18	<0,01	<0,01

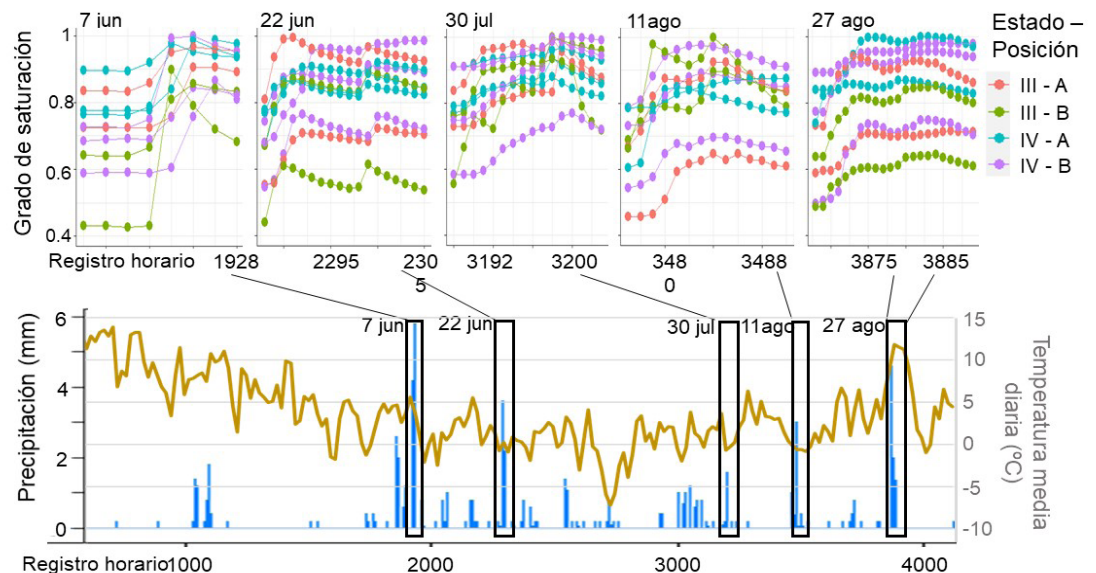


Figura 3: Registros del grado de saturación del suelo en el tiempo, de acuerdo al Estado (III, IV) y posición en la ladera (Alta, Baja) en el panel superior, para los eventos de precipitación (barras azules) del 2019 y la temperatura media diaria (línea ocre) en el panel inferior.

Figure 3: Records of soil saturation degree over time, as influenced by Soil degradation condition (III, IV) and Slope position (High, Low), and rainfall events (blue bars) and daily mean temperature (ocher line) in 2019, on the upper and lower part of the figure, respectively.

Variación espacial del NDVI_{máximo}

El NDVI_{máximo} fue mayor en la ladera Baja del Estado IV que en las otras combinaciones de estado y posición (Figura 4 a). Las transectas en las que se evaluó el NDVI_{máximo} desde la posición más alta de la pendiente a la más baja mostraron tendencias crecientes en el Estado IV y decrecientes en el III, en todos los casos con bajo nivel de ajuste. Sólo resultaron significativamente distintas de cero las pendientes de regresión de una transecta del Estado III ($p < 0,001$ y $R^2 = 0,4$) y de una transecta del Estado IV ($p = 0,03$ y $R^2 = 0,13$). La variabilidad entre años fue mayor en la posición más baja del paisaje (Figura 4 b) sin considerar la interacción con el Estado.

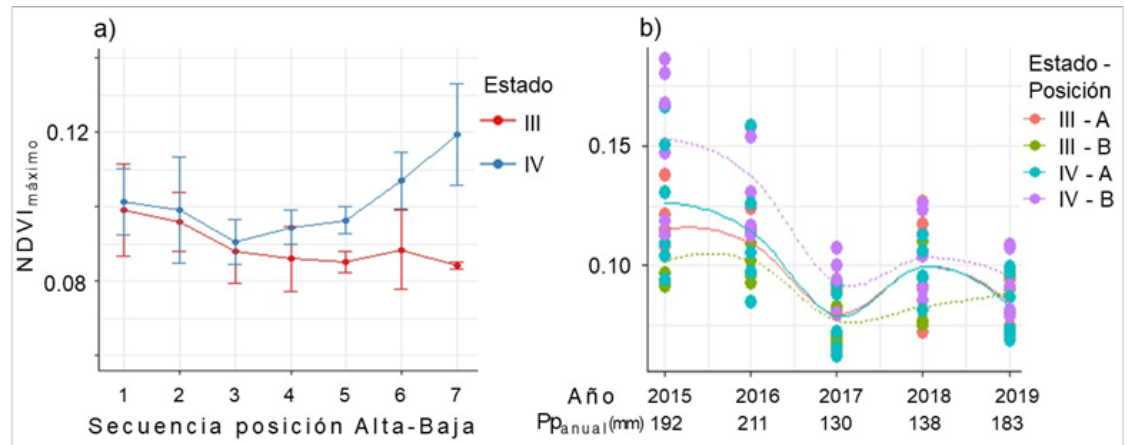


Figura 4: a) NDVI_{máximo} por año (2015-2019) promedio para los puntos a lo largo de transectas en la ladera ordenados del 1 al 7 desde la posición alta a la baja, para el Estado III (rojo) y el Estado IV (azul). b) NDVI_{máximo} por año y precipitación anual, en el período 2015-2019 para los puntos según el estado III o IV y en la posición más alta (líneas llenas) o más baja (líneas punteadas) de las transectas.

Figure 4: a) Average of maximum NDVI per year (2015-2019) for the points along transects on the slope ordered from 1 to 7, from high to low position for Soil degradation condition III (red) and IV (blue). b) Maximum NDVI per year and annual rainfall in the 2015-2019 period for each point, as influenced by Soil degradation condition III or IV in the highest (solid lines) or lowest (dotted lines) position of the transects.

DISCUSIÓN

El pastizal de estepa en el paisaje de ladera en sus distintos estados mostró diferencias en las características de la superficie de los interparches y las propiedades físicas del suelo relacionadas al funcionamiento hidrológico. Al aumentar el detalle espacial de las características analizadas encontramos más diferencias entre un estado de deterioro de la vegetación y otro más avanzado. Las características de los interparches resumidas en los índices de funcionalidad del paisaje, Estabilidad e Infiltración/Escorrimento, no difirieron entre estados de la vegetación. Esa incapacidad del índice de Estabilidad para diferenciar estados del pastizal fue detectada en otros sitios de la región (Gaitán et al., 2009) y se puede atribuir a la similitud entre los estados evaluados dada por las características predominantes de textura del suelo, con elevada proporción de arena (Tabla 4), y de estructura mayormente suelta, la ausencia de criptógamas o costras biológicas y la escasa resistencia de la superficie del suelo. Por el lado de las mediciones directas, el estado más conservado mostró menor largo medio de interparches, menor incisión del paisaje y menor cantidad de surcos (Tabla 3). En cuanto a las posiciones en el paisaje como factor aislado, los resultados muestran una mayor capacidad de infiltración en la ladera baja. Sin embargo, encontramos que las características estudiadas dependieron de la forma en que se combinan estados y posiciones (Tabla 4). Así, la posición alta del estado más degradado resultó el sitio con mayor predisposición al escurrimiento superficial por su menor profundidad del perfil, mayor resistencia a la penetración e infiltración más lenta. En concordancia con ello, la ladera baja del estado degradado registró el segundo grado de saturación más elevado hacia el final de la estación húmeda. Este sector fue similar a las posiciones alta y baja del estado menos degradado en las propiedades físicas (Tabla 4).

La existencia de vías de conectividad por sí solas no asegura que vaya a ocurrir un proceso de pérdida de materiales, sino que es necesaria cierta energía para moverlos. De todas maneras, la efectividad del transporte tiene relación con la longitud de la vía de flujo (Okin et al., 2009; Okin et al., 2015). En los sitios evaluados, el largo medio de los interparches, la diferencia de altura con la base de los parches y la cantidad de

surcos fueron superiores en el estado del pastizal con menor cobertura vegetal perenne. Estos resultados refuerzan que el cuidado de la estructura de la vegetación podría reducir las pérdidas de agua y nutrientes (Ludwig et al., 2005; Turnbull et al., 2010). Asimismo, la conectividad ocurre tanto superficialmente como debajo de la superficie del suelo incluyendo el intercambio de carbono, agua y energía a través de la actividad microbológica y de las raíces (Klass, 2012). Las tendencias hacia mayor intensidad de precipitaciones en la zona (Aramayo et al., 2022) imponen condiciones más desafiantes para el manejo de la conectividad en las áreas de pastoreo. Para recrear con mayor precisión el mosaico de conectividad y los procesos que la controlan se podría emplear imágenes de mayor resolución espacial o de sensores radar u otros métodos (Mayor et al., 2008). De esta manera se podría ayudar a orientar esfuerzos de remediación a los lugares que mejor responden a la intervención sobre la pérdida de recursos en las estepas (Saco et al., 2020).

Las propiedades de la superficie del suelo estudiadas en la escala más fina fueron diferentes entre estados. Para el estado más conservado, hubo mayor infiltración y menor resistencia a la penetración (Tabla 4), coincidentes con menor número de surcos y menor diferencia de altura entre parches e interparches en un nivel inferior de detalle. Esta interacción positiva entre mayor cobertura de parches y regulación de los procesos hidrológicos es conocida en otros ambientes de zonas áridas (Chartier et al., 2011; Vásquez-Méndez et al., 2010). Al incrementarse el área descubierta, aumenta la cantidad de vías de flujo conectadas y la superficie propensa a generar escorrentía que a su vez está más sincronizada con los eventos de precipitación (Turnbull et al., 2010). La variabilidad espacial de la capacidad de infiltración del suelo afecta al escurrimiento localmente (Seyfried y Wilcox, 1995) y condiciona la extensión del flujo lateral. Por eso, su medición en los interparches ha demostrado ser un buen predictor del escurrimiento en laderas (Mayor y Bautista, 2012). La aplicación de la hidrología al análisis de la evolución del paisaje y de problemas de manejo de la tierra requiere de conceptos basados en los procesos de escorrentía reales y su variación a diferentes escalas dentro de las cuencas (Dunne, 1983). La tasa natural de transformación de los paisajes puede estar acelerada por procesos de degradación debidos a la forma de uso de la tierra, a menos que se tomen medidas basadas en el entendimiento de esos procesos a los cuales pretendemos aportar con nuestros resultados.

El monitoreo de la humedad del suelo durante los eventos de 2019 solo capturó un evento de intensidad de precipitación superior a 10 mm h^{-1} (12 mm h^{-1}), que ocurrió en otoño, con suelo seco. En Patagonia, sobre condiciones secas, la mayoría de las lluvias de baja intensidad infiltran dando como resultado un aumento de la humedad del suelo sin escurrimiento (Kaless et al., 2021). En estos ambientes caracterizados por precipitaciones de baja intensidad, la humedad antecedente juega un rol más importante en el control del escurrimiento que la magnitud o intensidad de la precipitación (Istok y Boersma, 1986). La baja frecuencia de eventos de intensidad extrema en la zona impidió detectar ingresos repentinos de agua y, tal vez, mayores diferencias en el grado de saturación entre posiciones del paisaje, sumado a que, en las pruebas para el índice de infiltración, la mayoría de los sitios infiltró al menos 20 mm en menos de 60 minutos ($0,3 \text{ mm min}^{-1}$). Si bien el contenido de humedad relativa del suelo fue mayor en promedio para el estado del pastizal más degradado, todos los suelos en sus primeros centímetros respondieron a los eventos de precipitación con incrementos de humedad y ese incremento fue más notable a mitad de la estación de lluvias (Figura 3). Esto podría deberse a que, en invierno, con la vegetación en latencia y bajas temperaturas, el contexto es favorable a la acumulación de humedad en el suelo. Sin embargo, cuando comienza a secarse, al aumentar la temperatura y la demanda de evapotranspiración, el contenido de humedad es mayor en superficies con menor cobertura (Turnbull et al., 2010) tal como registramos en el último evento de este estudio (Figura 3). De todas formas, la dinámica del agua en cada evento de precipitación debería abordarse con mayor detalle temporal y espacial dada la cantidad de controles que interactúan en las diferentes escalas y condiciones de la superficie (Ridolfi et al., 2003) y contar con más representación de eventos para lograr un balance hídrico que permita dimensionar todos los flujos con mayor precisión.

El escurrimiento superficial en laderas ocurre primordialmente en el sentido de la pendiente. Esa transferencia de recursos, entre ellos agua y suelo, podría explicar la mayor cobertura vegetal en las laderas bajas que en las altas (Gaitán, 2002) como se reflejó en el comportamiento del NDVI. En este estudio, el $\text{NDVI}_{\text{máximo}}$ dependió del estado del pastizal, con mayores valores para la ladera baja del estado IV (Figura 4) que es el sitio de mayor proporción de cobertura de hierbas anuales (ver Tabla 1). En estepas gramíneas más al sur del área de estudio, se ha encontrado que la respuesta marginal de la actividad de la vegetación al incremento de precipitaciones es mayor en estados de degradación intermedios, con menor cobertura de pastos (Verón y Paruelo, 2010). Las diferencias observadas en el $\text{NDVI}_{\text{máximo}}$ irían en línea con diferencias en el agua disponible por transferencia desde aguas arriba hacia aguas abajo al incrementarse la degradación del pastizal. Así, pendiente abajo la carencia de humedad típica de ambientes áridos se atenúa y se promueven los

procesos ecosistémicos (Noy Meir, 1973). Aunque la actividad de la vegetación no puede explicarse sólo por este motivo, en nuestro estudio las posibilidades de mayor intercepción de flujo, infiltración de agua en el suelo y menor riesgo de erosión mostraron tendencias en favor del paisaje más conservado y en la ladera baja. Incluso, el efecto del escurrimiento sobre la producción de biomasa podría estar enmascarado por la alteración del pastizal a causa del pastoreo, dado que inevitablemente existe una mayor presión de uso en cercanías de las agüadas ubicadas en el fondo del valle.

Los cambios introducidos por pastoreo sobre las condiciones para la generación de escurrimiento evaluados en esta estepa a escala de ladera, bajo el régimen natural de precipitación, apoyan la idea de que la respuesta hidrológica en paisajes con pendiente de zonas áridas es diferente de acuerdo al estado del pastizal. La generación de escurrimiento depende de la variación en la funcionalidad del suelo de los interparques (Mayor y Bautista, 2012) y de la humedad antecedente en ellos juega un rol importante (Rostagno, 1989; Ziadat y Taimah, 2013). Dado que, además de las precipitaciones, la temperatura condiciona la humedad del suelo en estepas (Coronato y Bertiller, 1997), la entrega de agua por escurrimientos desde estos ambientes podría ser crítica en escenarios futuros de clima más templado. La capacidad de los pastizales para responder al cambio climático estará asociada al estado de vulnerabilidad del sistema que recibe el impacto de eventos extremos (López et al., 2013; Peters et al., 2006). Por su rol y por la sustancial importancia de los servicios que brindan los pastizales naturales (Tittonell et al., 2021), las decisiones sobre su manejo deben contemplar el mantenimiento o fortalecimiento de estos sistemas con una mirada integral.

AGRADECIMIENTOS

A Andrea Enriquez, Brenda García Falabella, Daniel Castillo, Esteban Pizzio, por su colaboración en tareas de campo. A Matías Ayalef del establecimiento Cerro Blanco por su apoyo en la logística. Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) por el financiamiento a través del programa de Becas Institucionales Res.N°1061/12, DN1006/2015 y del Proyecto "Aportes a la gestión de recursos hídricos en cuencas del Sistema agroalimentario argentino".

REFERENCIAS

- Aguiar, M. R., Paruelo, J. M., Sala, O. E. y Lauenroth, W. K. (1996). Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: an example from the Patagonian steppe. *Journal of vegetation science*, 7(3), 381-390. <https://doi.org/10.2307/3236281>
- Aramayo, V., Cremona, M. V., Fernández, R. J. y Nosetto, M. D. (2022). Características de las precipitaciones en zonas áridas de la Patagonia Norte, Argentina. *Cuadernos del CURIHAM*, (28), 43-58. <https://doi.org/10.35305/curiham.v28i.180>
- Aramayo, V., Cremona, M. V. y Nosetto, M. D. (2023). Análisis de la susceptibilidad a la erosión hídrica en una cuenca de la Patagonia árida bajo distintos escenarios. *Investigaciones geográficas*, en prensa.
- Barbosa-Briones, E., Cardona-Benavides, A., Reyes-Hernández, H. y Muñoz-Robles, C. (2019). Ecohydrological function of vegetation patches in semi-arid shrublands of central Mexico. *Journal of Arid Environments*, 168, 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.05.005>
- Blake, G. R. (1965). Bulk density. *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling*, 9, 374-390.
- Bonvissuto, G., Siffredi, G., Ayesa, J., Bran, D., Somlo, R. y Becker, G. (1993). Estepa subarbutivo-graminosa de *Mulinum spinosum* y *Poa ligularis*, en el área ecológica de Sierras y Mesetas Occidentales en el noroeste de la Patagonia. En: Paruelo, Bertiller, J.M., Schlichter, M.B., T.M. y Coronato, F.R. (eds.). *Secuencia de deterioro en distintos ambientes patagónicos: Su caracterización mediante el modelo de estados y transiciones. Lucha contra la Desertificación en la Patagonia a través de un sistema de monitoreo ecológico*, pp. 23-30. LUDEPA SME, Bariloche, Argentina.
- Bracken, L. J., Wainwright, J., Ali, G. A., Tetzlaff, D., Smith, M. W., Reaney, S. M., Roy, A. G. (2013). Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. *Earth-Science Reviews*, 119, 17-34. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.02.001>
- Bran, D. E., García, C. L. y Corso, M. L. (2017). Proyecto Soporte de Decisiones para la incorporación y ampliación del Manejo Sustentable de Tierras (SD MST): Memoria y Productos de la Comisión Ad hoc para el Mapeo de Sistemas de Uso de Tierras (LUS) y la Degradación de Tierras (DT). EEA Bariloche.
- Bran, D., Lopez, C., Ayesa, J., Gaitán, J., Umaña, F., Quiroga, S. (2015). Provincia de Río Negro. In: Casas R, Albarracín G (eds.). *El deterioro del suelo y del ambiente en Argentina*. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Buenos Aires, Argentina, pp 213–223.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A. y Domingo, F. (2004). Temporal and spatial patterns of soil moisture in semiarid badlands of SE Spain. *Journal of Hydrology*, 285(1-4), 199-214. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.08.018>
- Chartier, M. P., Rostagno, C. M., y Pazos, G. E. (2011). Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 75(7), 656-661. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.02.007>

- Cibils, A. y Borrelli, P. (2005). Grasslands of Patagonia. *Grasslands of the world*, Roma, FAO, 121-170.
- Colombani, E., Behr, S. y Brandizi, L. (2017). Estimación de precipitaciones extremas a través de GSMaP y aplicación hidrológica a la crecida del arroyo Telsen, Chubut, Patagonia argentina. *Meteorológica*, 42(1), 53-66.
- Coronato, F. R. y Bertiller, M. B. (1997). Climatic controls of soil moisture dynamics in an arid steppe of northern Patagonia, Argentina. *Arid Land Research and Management*, 11(3), 277-288.
- Decagon devices (2018). EC-10, EC-20, EC-5 Soil moisture sensors. User's manual. Decagon Devices, Inc. Washington, USA.
- Dijkema, J., Koonce, J. E., Shillito, R. M., Ghezzehei, T. A., Berli, M., Van Der Ploeg, M. J. y Van Genuchten, M. T. (2018). Water distribution in an arid zone soil: Numerical analysis of data from a large weighing lysimeter. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 1-17. <https://doi.org/10.2136/vzj2017.01.0035>
- Duncan, J., Stow, D., Franklin, J. y Hope, A. 1993. Assessing the relationship between spectral vegetation indices and shrub cover in the Jornada Basin, New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 14(18), 3395-3416. <https://doi.org/10.1080/01431169308904454>
- Dunne, T. (1983). Relation of field studies and modeling in the prediction of storm runoff. *Journal of Hydrology*, 65(1-3), 25-48.
- Funk, F. A., Peter, G., Leder, C. V., Loydi, A., Kröpl, A. y Distel, R. A. (2018). The impact of livestock grazing on the spatial pattern of vegetation in north-eastern Patagonia, Argentina. *Plant Ecology & Diversity*, 11(2), 219-227. <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1473519>
- Gaitán, J. J. (2002). *Topografía, pastoreo y vegetación como factores de control de la concentración y patrón espacial del carbono edáfico en la estepa patagónica*. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Buenos Aires.
- Gaitán, J. J., Bran, D. E., Oliva, G. E., Aguiar, M. R., Buono, G. G., Ferrante, D., Nakamatsu, V., Ciari G., Salomone, J.,... y Maestre, F. T. (2018). Aridity and overgrazing have convergent effects on ecosystem structure and functioning in Patagonian rangelands. *Land Degradation & Development*, 29(2), 210-218. <https://doi.org/10.1002/ldr.2694>
- Gaitán, J. J., López, C., Ayesa, J., Bran, D. y Umaña, F. (2004). Características y distribución espacial de los paisajes y los suelos del área Bariloche-Comallo. Área de Recursos Naturales Relevamiento integrado. INTA EEA Bariloche Comunicación Técnica 98:1-44.
- Gaitán, J. J., López, C. R. y Bran, D. E. (2009). Efectos del pastoreo sobre el suelo y la vegetación en la estepa patagónica. *Ciencia del suelo*, 27(2), 261-270.
- Gee, G. W. y Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, 5, 383-411.
- Hopmans, J. W. (2019). Soil physical properties, processes, and associated root-soil interactions. In *Dryland ecohydrology* (pp. 49-69). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-23269-6_3
- Istok, J. D. y Boersma, L. (1986). Effect of antecedent rainfall on runoff during low-intensity rainfall. *Journal of Hydrology*, 88(3-4), 329-342.
- Kalass, G., Malnero, H., Frumeto, O. y Pascual, M. (2021). When it rains in the desert of Patagonia: heavy rains, sediment laden flash floods and hazard management challenges. *Authorea*. October 27, 2021. <https://doi.org/10.22541/au.163534875.55080666/v1>
- Klass, J. R. (2012). *Plant-soil interactions associated with desertification of the Chihuahuan Desert: Examination of changes in the soil biotic community linked to shrub encroachment*. Tesis doctoral. Universidad del Estado de Nuevo México.
- López, D. R., Brizuela, M. A., Willems, P., Aguiar, M. R., Siffredi, G. y Bran, D. (2013). Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological indicators*, 24, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.014>
- Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J. e Imeson, A. C. (2005). Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86(2), 288-297. <https://doi.org/10.1890/03-0569>
- Magliano, P. N., Breshears, D. D., Fernández, R. J. y Jobbágy, E. G. (2015). Rainfall intensity switches ecohydrological runoff/runon redistribution patterns in dryland vegetation patches. *Ecological applications*, 25(8), 2094-2100. <https://doi.org/10.1890/15-0550.1>
- Magliano, P. N., Breshears, D. D., Murray, F., Niborski, M. J., Nosetto, M. D., Zou, C. B. y Jobbágy, E. G. (2023). South American Dry Chaco rangelands: Positive effects of cattle trampling and transit on ecohydrological functioning. *Ecological Applications*, 33(3), e2800. <https://doi.org/10.1002/eap.2800>
- Massaferro, G. I., Arrigoni, G. I., Boschín, M. T., Fernández, M. M., Crivelli, E. A. y Cordero, J. A. (2012). Indicadores de tecnología y etnodinamia: el análisis de pigmentos en el paraje arqueológico Comallo Arriba, provincia de Río Negro, Argentina. *Boletín del Museo Chileno de Arte Precolombino*, 17(1), 117-127.
- Mayor, A. G., Bautista, S., Small, E. E., Dixon, M. y Bellot, J. (2008). Measurement of the connectivity of runoff source areas as determined by vegetation pattern and topography. A tool for assessing potential water and soil losses in drylands. *Water Resources Research*, 44, W10423. <https://doi.org/10.1029/2007WR006367>
- Mayor, A. G. y Bautista, S. (2012). Multi-scale evaluation of soil functional indicators for the assessment of water and soil retention in Mediterranean semiarid landscapes. *Ecological Indicators*, (20), 332-336. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.003>
- Mongil Manso, J., Navarro Hevia, J., Díaz Gutiérrez, V. y Cruz Alonso, V. (2015). Nuevo infiltrómetro inundador para test de infiltración económico en terrenos agroforestales y espacios verdes. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, (41), 281-290. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.003>
- Morgan, R. P. (2005). *Soil erosion and conservation 3rd Ed.* Blackwell Publ., Oxford, UK. 304 pp.

- Noy-Meir, I. (1973). Desert ecosystems: environment and producers. *Annual review of ecology and systematics*, 25-51. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000325>
- Okin, G. S., Parsons A. J., Wainwright, J., Herrick J.E., Bestelmeyer, B. T., Peters, D. C., Fredrickson, L. (2009). Do changes in connectivity explain desertification? *BioScience*, 59(3), 237-244. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.3.8>
- Okin, G. S., Heras, M. M., Saco, P. M., Throop, H. L., Vivoni, E. R., Parsons, A. J., ... y Peters, D. P. (2015). Connectivity in dryland landscapes: shifting concepts of spatial interactions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(1), 20-27. <https://doi.org/10.1890/140163>
- Oliva G., J. Gaitán, D. Bran, V. Nakamatsu, J. Salomone, G. Buono, J. Escobar, D. Ferrante, G. Humano, G. Ciari, D. Suarez, W. Opazo, E. Adema y D. Celdrán. (2011). *Manual para la instalación y lectura de monitores MARAS*. PNUD, Buenos Aires.
- Peters, D. P., Gosz, J. R., Pockman, W. T., Small, E. E., Parmenter, R. R., Collins, S. L. y Muldavin, E. (2006). Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology*, 21(1), 19-33. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-1063-3>
- QGIS.org. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ridolfi, L., D'Odorico, P., Porporato, A. y Rodríguez-Iturbe, I. (2003). Stochastic soil moisture dynamics along a hillslope. *Journal of Hydrology*, 272(1-4), 264-275. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00270-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00270-6)
- Rodríguez-Iturbe, I. (2000). Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resources Research*, 36(1), 3-9. <https://doi.org/10.1029/1999WR900210>
- Rostagno, C. M. (1989). Infiltration and sediment production as affected by soil surface conditions in a shrubland of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management*, 42 (1989), pp. 382-385
- Saco, P. M., Moreno-de las Heras, M., Keesstra, S., Baartman, J., Yetemen, O. y Rodríguez, J. F. (2018). Vegetation and soil degradation in drylands: non-linear feedbacks and early warning signals. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 67-72. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.06.001>
- Saco, P. M., Rodríguez, J. F., Moreno-de las Heras, M., Keesstra, S., Azadi, S., Sandi, S., ... Rossi, M. J. (2020). Using hydrological connectivity to detect transitions and degradation thresholds: Applications to dryland systems. *Catena*, 186, 104354. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104354>
- Seyfried, M. S. y Wilcox, B. P. (1995). Scale and the nature of spatial variability: Field examples having implications for hydrologic modeling. *Water Resources Research*, 31(1), 173-184. <https://doi.org/10.1029/94WR02025>
- Thurow, T. L. (2000). Hydrologic effects on rangeland degradation and restoration processes. In *Rangeland desertification*. (pp. 53-66). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-015-9602-2_5
- Tittonell, P. A., Hara, S. M., Alvarez, V. E., Aramayo, M. V., Bruzzone, O. A., Easdale, M. H., Enriquez, A.S., ... y El Mujtar, V. A. (2021). Ecosystem services and disservices associated with pastoral systems from Patagonia, Argentina—A review. *Cahiers Agricultures*, 30, 43. <https://doi.org/10.1051/cagri/2021029>
- Tongway, D. (1995). Monitoring soil productive potential. *Environ Monit Assess.* 37, 303–318. <https://doi.org/10.1007/BF00546897>
- Tongway, D. y Hindley, N. (2004). Landscape function analysis: a system for monitoring rangeland function. *African journal of range and forage science*, 21(2), 109-113. <https://doi.org/10.2989/10220110409485841>
- Turnbull, L., Wainwright, J. y Brazier, R. E. (2010). Changes in hydrology and erosion over a transition from grassland to shrubland. *Hydrological Processes: An International Journal*, 24(4), 393-414. <https://doi.org/10.1002/hyp.7491>
- Vásquez-Méndez, R., Ventura-Ramos, E., Oleschko, K., Hernández-Sandoval, L., Parrot, J. F. y Nearing, M. A. (2010). Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico. *Catena*, 80(3), 162-169. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.11.003>
- Veron, S. R. y Paruelo, J. M. (2010). Desertification alters the response of vegetation to changes in precipitation. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1233-1241. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01883.x>
- Wilcox, B. P., Maitre, D. L., Jobbagy, E., Wang, L. y Breshears, D. D. (2017). Ecohydrology: processes and implications for rangelands. In: Briske, D. (Ed.) *Rangeland systems* (pp. 85-129). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_3
- Ziadat, F. M. y Taimeh, A. Y. (2013). Effect of rainfall intensity, slope, land use and antecedent soil moisture on soil erosion in an arid environment. *Land Degradation & Development*, 24(6), 582-590. <https://doi.org/10.1002/ldr.2239>

FERTILIZATION INCREASES SOIL ORGANIC CARBON STOCKS BUT DOES NOT MITIGATE CLIMATE CHANGE IN THE ARGENTINE PAMPAS

Roberto Alvarez ^{1*}

¹ Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina

ABSTRACT

Soils can act as carbon sinks mitigating global warming. This generates interest in determining how agricultural practices affect the stock of soil organic carbon (SOC). Fertilization increases SOC stocks and its impacts have been calculated at a global level. The aim of this study was to determine if fertilization leads to carbon sequestration in the Pampas of Argentina. A meta-analysis of local studies was performed to determine how fertilization impacts SOC stocks in agricultural soils. Forty studies were compiled presenting data from 27 experiments from which 109 comparisons of SOC stocks between fertilized and unfertilized treatments were extracted. Fertilization caused a significant increase of ca. 3% in the topsoil (0-20 cm) SOC stock. When nutrients application rate could be accurately defined ($n=71$), the average increase in SOC stock was ca. 1 t ha^{-1} . Increments were much smaller in comparison with those reported in literature and the carbon footprint of applied nutrients ($2.31 \text{ t Ceq. ha}^{-1}$). Even if increments in SOC stock in the subsoil were similar to those measured in the topsoil, greenhouse gas emission from fertilizer application would not be offset by the carbon sequestered in the soil. Fertilization has a low impact on SOC stocks and does not compensate greenhouse gases emissions in the Pampas. Rates of SOC increments resulting from fertilization identified in other regions of the world should not be applied in this region.

Keywords: carbon sequestration, life cycle assessment, management practices.

LA FERTILIZACIÓN AUMENTA EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN LA PAMPA ARGENTINA PERO NO MITIGA EL CAMBIO CLIMÁTICO

RESUMEN

Los suelos pueden actuar como sumideros de carbono y mitigar el calentamiento global. Esto genera interés en determinar cómo las prácticas agrícolas afectan las reservas de carbono orgánico del suelo (COS). La fertilización produce aumentos en el COS y se han calculado coeficientes de su impacto a nivel global. El objetivo fue determinar si la práctica de la fertilización conduce al secuestro de carbono en la Región Pampeña de Argentina. Se realizó un metanálisis de estudios locales para determinar cómo la fertilización afecta el COS en los suelos agrícolas. Se compiló cuarenta estudios que presentaban datos de 27 experimentos de los cuales se extrajeron 109 comparaciones de existencias de COS entre tratamientos fertilizados y no fertilizados. La fertilización determinó un aumento significativo de ca. 3% en la reserva de COS de la capa superior del suelo (0-20 cm). En los casos en los que la dosis de nutrientes aplicados estuvo bien definida ($n=71$), el aumento promedio en el COS fue de ca. 1 t ha^{-1} . Este aumento fue mucho menor que los aumentos de COS informados en la literatura y que la huella de carbono de los nutrientes aplicados ($2,31 \text{ t Ceq. ha}^{-1}$). Incluso suponiendo que el aumento relativo del COS en el subsuelo

* Autor de contacto:
ralvarez@agro.uba.ar

Recibido:
04-09-23

Recibido con revisiones:
25-10-23

Aceptado:
27-10-23

fuera similar al medido en la capa superficial, las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la aplicación de fertilizantes no serían compensadas por el carbono secuestrado en el suelo. La fertilización es una práctica que tiene bajo impacto en el COS y no mitiga el calentamiento global en la Región Pampeana. En esta región no se deben aplicar los coeficientes de aumento de carbono por fertilización determinados en otras regiones del mundo.

Palabras clave: secuestro de carbono, análisis de ciclo de vida, prácticas de manejo.

INTRODUCTION

It is possible to transform cultivated soils into atmospheric carbon sinks as a mechanism to mitigate global warming (Paustian et al., 2016; Lal, 2017). With adequate management practices, around 20-35% of human carbon emissions could be sequestered in these soils (Minasny et al., 2017). Fertilization is among the management practices that allow increasing soil organic carbon (SOC) stock. Several global meta-analyses have shown that the application of nutrients to the soil promotes an increase in SOC stocks compared to unfertilized controls (Geisseler & Scow, 2014; Han et al., 2016; Ladha et al., 2011). The increase of the SOC stocks is produced by higher residue carbon input (Lu et al., 2011; Tian et al., 2015) and a decrease in microbial respiration (Ramirez et al., 2012; Xu et al., 2020) which leads to a longer residence time of the SOC (Lu et al., 2011). The increase of SOC content is produced only in agroecosystems with residue returned (Alvarez, 2005). A regional survey in China's croplands showed that SOC stock increased between 1980 and 2011 (Tao et al., 2019), in line with existing meta-analyses. Such increase of the SOC stock was partially attributed to a greater productivity of fertilized crops.

Unfortunately, not every increase in SOC stock implies that the greenhouse effect is mitigated. Life cycle studies show that the increases in SOC content due to improved management practices may not compensate for the effect of additional emission of greenhouse gases associated to the implementation of such practices (Schlesinger & Amundson, 2018). It is important that soils do not act as a source of CO₂ and become carbon sinks (Sykes et al., 2020), not only because the carbon cycle will be impacted but also soil productivity (Soussana et al., 2019) and quality (Fazera, 2012; Feller et al., 2012) will be improved. Consequently, to determine the effect of fertilization on global warming, its impact on SOC stock must be determined along with the associated greenhouse gas emissions.

The Pampas Region in Argentina is an area of great importance due to its capacity to produce grain crops (Dominguez & Rubio, 2019). Fertilization is a massively adopted practice but its effects on SOC stocks and greenhouse gas emissions are unknown. The objectives of this study are to evaluate the impact of fertilization on SOC levels in Pampean soils and to contrast the carbon sequestered in soils with the additional greenhouse emissions due to the implementation of such practice. This study seeks to assess whether the application of fertilizers can be considered a way to mitigate the greenhouse effect or a management practice that enhances global warming.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The Pampas is a plain area of ca. 50 Mha, located between 28°S-40°S and 57°W-66 °W in Argentina (Figure 1). Natural vegetation consists of grassland and around 33 Mha are under cultivation (INDEC, 2022). The mean annual temperature varies from 14°C to 23°C from South to North and mean annual rainfall increases from 500 mm to 1200 mm from West to East. Mollisols are the predominant soils with both texture and SOC content following the rainfall gradient: coarse soils with low SOC content in the West to fine soils with high SOC content in the East (Berhongaray et al., 2013). Well-drained soils are cultivated with grain crops while hydromorphic areas have remanent grasslands used for grazing. Main crops are soybean (*Glycine max* L.) Merr.), wheat (*Triticum aestivum* L.), corn (*Zea mays* L.) and sunflower (*Helianthus annuus* L.) (MINAGRI, 2022). Alfalfa (*Medicago sativa* L.) based pastures are rotated with grain crops in some areas. Approximately 90% of the cultivated surface is managed with no-tillage (Noceli Pac, 2018) and crop residues are left in the field.

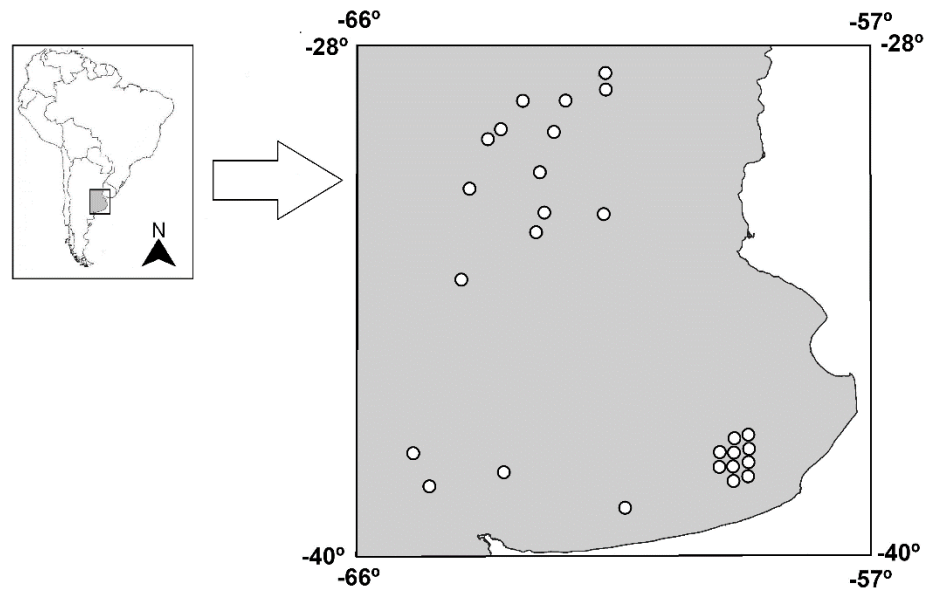


Figure 1: Map of the Pampas Region showing the location of experimental sites. Some points have been slightly shifted from their actual location to avoid overlapping.

Figura 1: Mapa de la Región Pampeana mostrando la ubicación de los sitios experimentales. Algunos puntos han sido levemente corridos de su ubicación real para evitar superposiciones.

Data search and processing

A bibliographic search was carried out between June 5 and June 10 of 2022 to identify articles where the impact of fertilizer application on SOC was evaluated in the Pampas region. The search period was set from 1980 to June 2022. Both the Google Scholar and Scopus databases were used to locate articles published in international scientific journals. The search terms were “Argentina” AND “fertilization” or “Argentina” AND “soil carbon”. In addition, an online local journal on soil science (Ciencia del Suelo) was fully reviewed. Proceedings of the Argentina’s National Soil Science Congress in which full length papers were published were reviewed (11 proceedings since year 2000) as well. An online search of technical bulletins of INTA, a governmental institution dedicated to technological improvement in the agricultural sector, was also performed. As a result of this search, 40 articles were identified in which SOC levels were investigated under different fertilization regimes. The published data corresponded to 27 field experiments distributed in the Pampas under a very wide range of soil and climate conditions (Table 1, Figure 1). To be included in this study an experiment had to meet the following conditions: 1) it should be a field experiment, 2) it should include a non-fertilized control compared with one or more fertilized treatments, 3) the SOC stock or concentration should be reported for all treatments, 4) the sampling depth should be specified, 5) the nutrient combinations of fertilizers should be defined, 6) the duration of the experiments should be indicated and 7) the experimental design should be clear and the number of replications mentioned.

Table 1: Main characteristics of the experiments used in the meta-analysis.

Tabla 1: Principales características de los experimentos incluidos en el meta-análisis.

Reference	Experiment	Location	Soil Type	Sampling depth (cm)	Years	Replications	Rotation	Sand (%)	Rainfall (mm)	Treatments	N rate (kg ha ⁻¹ yr ⁻¹)	P rate (kg ha ⁻¹ yr ⁻¹)	S rate (kg ha ⁻¹ yr ⁻¹)
Ciampiti et al. 2011 García et al. 2010	1	Canals	Entic Haplustoll	0-20	6	3	C-W/S	35.4	920	NPS	Undefined	34	Undefined
Vega Jara et al. 2020 García et al. 2010 Ciampiti et al. 2011 Verdenelli et al. 2018	2	Teodelina	Typic Hapludoll	0-20	13	3	C-W/S	35.1	1110	PS NS NP NPS NPS+M	0 Undefined Undefined Undefined Undefined	37 0 37 37 37	21 21 0 21 21
Vega Jara et al. 2020 García et al. 2010 Ciampiti et al. 2011	3	Santa Isabel	Typic Argiudoll	0-20	13	2	C-W/S	20	967	PS NS NP NPS NPS+M	0 Undefined Undefined Undefined Undefined	37 0 37 37 37	21 21 0 21 21
Vega Jara et al. 2020 García et al. 2010 Ciampiti et al. 2011	4	Gral. Baldissera	Typic Hapludoll	0-20	13	3	C-S-W/S	28.1	920	PS NS NP NPS NPS+M	0 Undefined Undefined Undefined Undefined	37 0 37 37 37	21 21 0 21 21
Vega Jara et al. 2020	5	Amstrong	Aquic Argiudoll	0-20	13	3	C-S-W/S	31	1047	PS	0	37	21

García et al. 2010										NS	Undefined	0	21
Ciampiti et al. 2011										NP	Undefined	37	0
										NPS	Undefined	37	21
										NPS+M	Undefined	37	21
Vega Jara et al. 2020	6	San Jorge	Typic Argiudoll	0-20	13	3	C-S-W/S	30	1047	PS	0	37	21
García et al. 2010										NS	Undefined	0	21
Ciampiti et al. 2011										NP	Undefined	37	0
										NPS	Undefined	37	21
										NPS+M	Undefined	37	21
Martinez et al. 2019	7	Arequito	Typic Argiudoll	0-20	4	3	S-S	4.4	1003	PS	0	24	26
Martinez et al. 2014a							S-CC			NPS	34	24	26
Martinez et al. 2014b													
Crespo et al 2021a	8	Balcarce	Typic Argiudoll	0-20	10	3	S-S	42.9	887	PS	Undefined	Undefined	Undefined
Crespo et al 2021b							S-CC			NPS	Undefined	Undefined	Undefined
Beltrán et al. 2018													
Martinez et al. 2019													
Martinez et al. 2014a													
Martinez et al. 2014b													
Crespo et al 2021a	9	Marcoz Juarez	Typic Argiudoll	0-20	10	3	S-S	13.3	925	PS	Undefined	Undefined	Undefined
Crespo et al 2021b							S-CC			NPS	Undefined	Undefined	Undefined
Crespo et al 2021a	10	Paraná	Aquic Argiudoll	0-20	10	3	S-S	17.8	1060	PS	Undefined	Undefined	Undefined
Crespo et al 2021b							S-CC			NPS	Undefined	Undefined	Undefined

Crespo et al 2021a	11	General Villegas	Typic Hapludoll	0-20	10	3	S-S	65	909	PS	Undefined	Undefined	Undefined
Crespo et al 2021b							S-CC			NPS	Undefined	Undefined	Undefined
Melchiori et al. 2014	12	Paraná	Aquic Argiudoll	0-10	18	3	C-C	4.5	1060	N	69	0	0
										N	138	0	0
										N	276	0	0
Manso, Forjan, 2014	13	Barrow	Petrocalcic Paleudoll	0-15	10	6	C-S-W- Su-W-C- S-B/S- W-Su	7.7	911	N	Undefined	0	0
Vivas et al. 2012	14	Bernardo de Irigoyen	Typic Argiudoll	0-20	11	4	W/S-C-S	1.9	1047	P	0	20	0
										P	0	40	0
										S	0	0	12
										S	0	0	24
										S	0	0	36
Irizar et al. 2006	15	Pergamino	Typic Argiudoll	2500 ¹	25	2	W/S-C	12.5	1034	N	90	0	0
Cazorla et al. 2017	16	Marcos Juarez	Typic Argiudoll	0-18	13	3	C-W/S	6	925	N	88	0	0
Arrigo et al. 1993										N	176	0	0
Landriscini et al. 2020	17	Marcos Juarez	Typic Argiudoll	0-20	9	3	S-C	6	925	Undefined	Undefined	Undefined	Undefined
							S-C-CC ₁			Undefined	Undefined	Undefined	Undefined
							S-C-CC ₂			Undefined	Undefined	Undefined	Undefined
							S-C-CC ₃			Undefined	Undefined	Undefined	Undefined

							S-C-CC ₄			Undefined	Undefined	Undefined	Undefined
							S-C-CC ₅			Undefined	Undefined	Undefined	Undefined
Minoldo et al. 2008	18	Bordenave	Entic Haplustoll	0-20	31	4	W-W	77.3	614	NP	29	5	0
							W-CC			NP	29	5	0
							W-W-C-			NP	29	5	0
							C-CC			NP	29	5	0
							W-P			NP	29	5	0
Duval et al. 2019	19	Bordenave	Entic Haplustoll	0-20	13	3	W-W	77.3	614	NP	64	16	0
Miglierina et al. 2000						3	W-W			NP	64	16	0
Galantini et al. 2006						3	W-G			NP	32	8	0
Galantini et al. 2014													
Duval et al. 2010													
Landriscini et al. 2016													
Fabrizi et al. 1998	20	Balcarce	Typic Argiudoll	0-18	7	3	W-W	41.1	887	N	120	0	0
							W-W			P	0	22	0
							W-W			NP	120	22	0
							W-Su			N	60	0	0
							W-Su			P	0	11	0
							W-Su			NP	60	11	0
Studdert, Echeverría 2000	21	Balcarce	Typic Argiudoll Petrocalcic Paleudoll	0-17	12	4	W-W-W		887	N	105	0	0
Studdert et al. 2011							W-S-W	41.1		N	63	0	0
							W-Su-W			N	63	0	0

Vidaurreta et al. 2012	24	Balcarce	Typic	0-20	10	3	C-S-W/	41.1	887	P	0	30	0
			Argiudoll				S-W/S-						
			Petrocalcic				C-S-						
			Paleudoll				W/S-C-						
							S-W/S			P	0	30	0
Studdert et al. 2015	25	Balcarce	Typic	0-20	22	6	C-Su-W	41.1	887	N	127	0	0
			Argiudoll										
			Petrocalcic										
			Paleudoll										
Dominguez et al. 2009													
Moreno et al. 2014													
Diovisalvi et al. 2008													
Diovisalvi et al. 2006													
Studdert et al. 2006													
Divito et al. 2011	26	Balcarce	Typic	0-20	8	8	C-S-W/S	41.1	887	N	50	0	0
			Argiudoll										
			Petrocalcic										
			Paleudoll										
										N	91	0	0
Wyngaard et al. 2012	27	Balcarce	Typic	0-20	8	3	C-S-W/S	41.1	887	NP	86	38	0
Wyngaard et al. 2013			Argiudoll							NS	86	0	19
										PS	0	38	19
										NPS	86	38	19
										NPS+M	86	38	19
										NPS+M+L	86	38	19
										NP	86	38	0

NS	86	0	19
PS	0	38	19
NPS	86	38	19
NPS+M	86	38	19
NPS+M+L	86	38	19

C= corn, W= wheat, S= soybean, W/S= double crop in a year wheat and soybean, Su= sunflower, CC= cover crop, B= barley, B/S= double crop barley and soybean, P= pasture. G= grassland.

N= nitrogen, P= phosphorus, S= sulfur, M= micronutrients, L= lime

1= soil equivalent mass (t ha⁻¹)

Information regarding soil type and texture and total rainfall at the experimental sites was reported in the articles or was taken from soil maps (GeoINTA, 2022) and from the Climate Research Unit (CRU) database (CRU, 2022). To avoid double counting of data when several published articles involved the same experiment, only data from the longest period were used. Data were mostly taken from tables but data acquisition software was used to access graphical information (Getdata Graph Digitizer 2.24) when necessary. Since the study focused on the effects of fertilization on SOC sequestration, SOC stocks rather than concentrations were compared under fertilized and unfertilized conditions. If papers reported SOC stock (t ha^{-1}), such data were directly used for analysis. If carbon concentration and soil bulk density were available, SOC stock was calculated. When only SOC concentration was reported, bulk density was estimated as described by Post and Kwon (2000) from SOC concentration and using 1.64 g cm^{-3} as bulk density of the mineral soil fraction. A factor of 1.72 was used for converting organic matter into carbon (Nelson & Sommers, 1996) in some cases.

Average SOC stock for each treatment was extracted and 109 fertilized vs. unfertilized pairs of SOC stocks were calculated for comparisons (Tables 2, 3). Sampling depth was 0-20 cm in about 80% of the experiments. In the remaining trials, soil was sampled at a lower depth, but those data were still included in the meta-analysis. All data were considered to come from topsoil. The initial SOC level of the soil was also registered when available. In all cases, the number of replications was available but standard deviations could be extracted in only 25% of the cases. In these latter cases, the average standard deviation/mean ratio was 0.068. An imputation procedure was used to estimate standard deviation of the whole dataset assuming that standard deviations were equal to 6.8% of the means (Wiebe et al., 2006). In some experiments, the use of the same unfertilized control treatment against which several fertilized treatments were compared to generates non-independent data in a meta-analysis, thus increasing the probability of Type I Error (Lajeunesse, 2011). In experiments from which various data pairs were extracted, SOC stocks of the fertilized treatments were averaged to achieve independent data (Noble et al. 2017, Song et al. 2020). The number of replicates of the fertilization treatments that were averaged was the sum of the replicates of the individual treatments. In such scenario, 69 independent data pairs were used for analysis. Although in some experiments, nutrients rates were not accurately defined, 71 experiments included nitrogen, phosphorus and sulfur rates, so cumulative rates applied to the soil could be calculated. When graminaceous crops were included, the ratio between the number of wheat, corn or graminaceous cover crops over the total number of crops included in the rotation was calculated.

Table 2: Main data extracted from 27 experiments with 109 fertilization treatments in the Pampas regions. Unweighted averages and ranges are shown.

Tabla 2: Principales datos extractados de 27 experimentos con 109 tratamientos de fertilización. Se muestran promedios no ponderados y rangos.

Variable	N	Unit	Mean	Minimum	Maximum
Duration	33 ¹	(years)	14.1	4	31
Depth	27	(cm)	18.8	10	20
Sand	27	(%)	30.9	1.9	77.3
Rainfall	27	(mm)	923	614	1110
Graminaceous crops	68 ²	(%)	59	0	100
Initial carbon	25 ³	(t ha ⁻¹)	62.6	30.5	92.7
Carbon in control	68 ⁴	(t ha ⁻¹)	53.8	23.7	77.8
Carbon loss in control (SOC Initial – SOC control)	47	(t ha ⁻¹)	6.20	-12.2 ⁵	17.7
Annual carbon loss in control	47	(t ha ⁻¹ yr ⁻¹)	0.45	-2.03 ⁵	1.44
Carbon in fertilized treatment	109	(t ha ⁻¹)	54.1	22.8	79.9
Carbon loss in fertilized treatment (SOC Initial – SOC fertilized)	81	(t ha ⁻¹)	4.00	-16.5 ⁵	27.4
Annual carbon loss in fertilized treatment	81	(t ha ⁻¹ yr ⁻¹)	0.38	-2.23 ⁵	3.43
Carbon gain in fertilized treatment (SOC fertilized – SOC control)	109	(t ha ⁻¹)	1.47	-15.4	11.6
Annual carbon gain in fertilized treatment	109	(t ha ⁻¹ yr ⁻¹)	0.12	-1.93	0.89

¹ In one experiment, fertilization treatments started at different times.

² Sixty eight different rotations were tested in 27 experiments.

³ In some experiments initial carbon content data were not available.

⁴ In some experiments various control treatments were used.

⁵ Negative data indicate carbon gain.

Table 3: Summary of fertilization treatments tested in 27 field experiments and the corresponding unweighted mean difference (SOC fertilized – SOC control).

Tabla 3: Resumen de los tratamientos de fertilización testeados en 27 experimentos y sus correspondientes diferencias medias no ponderadas (COS fertilizado – COS control).

Treatments	n	Mean N-P-S rates (kg ha ⁻¹)	Unweighted mean difference (t C ha ⁻¹)
All (defined and undefined rates)	109		1.47
Defined rates	71		0.97
Only N	34	85-0-0	1.73
Only P	6	0-26-0	-0.64
Only S	3	0-0-24	1.90
NP	11	57-15-0	1.20
NS	2	86-19-0	2.90
PS	8	0-36-21	0.63
NPS	7	79-36-20	2.30

Meta-analysis

Meta-analytic methods were used to analyze the data. A detailed description of models and equations used can be found elsewhere (Alvarez, 2021). Two different weighting functions were applied: the inverse of the pooled variance (Rosenberg et al. 2000) and the sample size (Adams et al., 1997). The response ratio (*RR*) was chosen as effect size (ratio of SOC in fertilized treatment/SOC unfertilized control) which was log-transformed to approach the normal distribution before statistical analysis (Hedges et al., 1999). A bias-corrected for skewness 95% confidence interval was estimated by bootstrapping methods (Adams et al., 1997). Results were presented as percent change ($(RR-1)*100$). When the confidence interval did not overlap with 0 (zero), significant effects ($P<0.05$) of the fertilizer treatment on SOC stock in relation to the control were recognized (Rosenberg et al., 2000). Average *RR* and confidence intervals were calculated using a random effect model (Rosenberg et al. 2000) assuming that effect sizes were not fixed across all studies (Gurevitch & Hedges, 1999). The software used was MetaWin 2.0 (Rosenberg et al., 2000). For comparative purposes, the mean difference (SOC fertilized – SOC control) was also calculated. Pearson's correlation analysis was used to study the effects of environmental variables on *RR*. No heterogeneity analysis to differentiate the effects of individual nutrients or rates on SOC could be conducted, since sample size in each category was insufficient (Kallenbach & Grandy 2011).

Carbon footprint of fertilizers

Carbon footprint due to the manufacture, transport and use of fertilizers has not been determined in Argentina. For this reason, literature values were used. Carbon footprint depends on the energy efficiency of the production process, the energy source used and the distance that the fertilizer is transported (Zhang et al., 2013). Average values were calculated as estimates for the Pampas, considering existing differences among regions (Table 4). When the difference between increments in SOC stock due to fertilization and the cumulative carbon footprint of fertilizers was negative, it was considered as a net flow of greenhouse gases to the atmosphere.

Table 4: Carbon footprint coefficients of fertilizer nutrients. In the cited literature carbon footprint is expressed as CO₂ emission and its carbon equivalence (Ceq.) was calculated.

Tabla 4: Huella de carbono de los fertilizantes. Se calculó la equivalencia en carbono (Ceq.) de la huella de carbono presentada en la literatura como CO₂.

Nutrient	Reference	Region	Carbon footprints coefficient	
			CO ₂ eq. (t t ⁻¹ nutrient)	Ceq. (t t ⁻¹ nutrient)
Nitrogen	Chojnacka et al. (2019)	Europe	9.3	2.51
	Zhang et al. (2013)	Europe	9.7	2.62
	Zhang et al. (2013)	China	13.5	3.65
	Brentrup et al. (2016)	IPCC methodology	10.4	2.81
	Mean		10.7	2.89
Phosphorus	Ledgard & Falconer (2019)	New Zealand	1.90	0.51
	Wood & Cowie (2004)	Europe	1.23	0.33
	West & Marland, (2002)	USA	1.44	0.39
	Mean		1.52	0.41
Sulfur	European Commission 2009	Europe	0.063	0.017

RESULTS

Soil organic carbon measurements were performed in the topsoil, usually for the 0-20 cm in most experiments (Table 1). The average duration of the experiments was 14.1 years. In such period, most soils from unfertilized control and fertilized treatments lost SOC stock (Figure 2). Nonetheless, in three experiments where SOC initial values were low, SOC stocks increased, both in unfertilized and fertilized treatments. The mean loss of SOC stock was 6.2 t ha⁻¹ and 4.0 t ha⁻¹ for unfertilized control and fertilized treatments, respectively (Table 2). The average annual loss of SOC stock across the experiments varied between 0.45 and 0.38 t ha⁻¹ yr⁻¹ depending on whether it was the control or fertilized treatment.

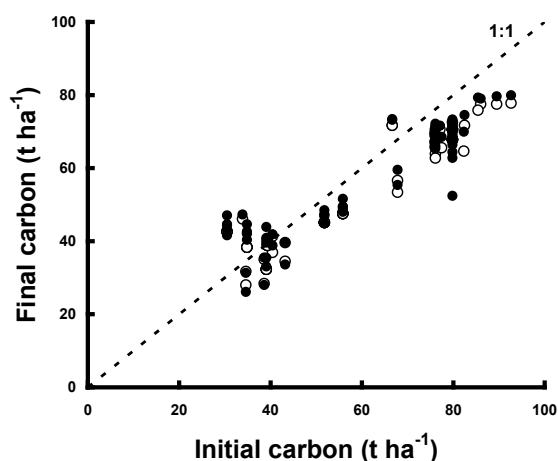


Figure 2: Relationship between initial and final SOC stocks of field experiments. Empty drops = unfertilized controls, full drops = fertilized treatments. Values below the 1:1 line indicate carbon loss. Values above the 1:1 line indicate carbon gain.

Figura 2: Relación entre el stock de COS al inicio y al final de los experimentos. Puntos vacíos= controles no fertilizados, puntos llenos= tratamientos fertilizados. Valores menores que la línea 1:1 indican pérdida de carbono y valores mayores indican ganancia de carbono.

Most nutrient combinations produced increases in SOC stock compared to unfertilized control treatments

(Table 3). The meta-analysis indicated a significant SOC stock increase resulting from fertilization (Figure 3). An increase of about 3% of the SOC stock in the topsoil was reached, considering either the entire dataset or the independent dataset. A similar result was attained when weighting by variability or sample size. It was not possible to isolate controlling factors of the increase in SOC stock due to fertilization. The RR did not correlate with any of the following variables: duration of the experiment, soil texture, initial SOC content, rainfall at the experimental site, crop rotation or cumulative nitrogen rate (Figure 4).

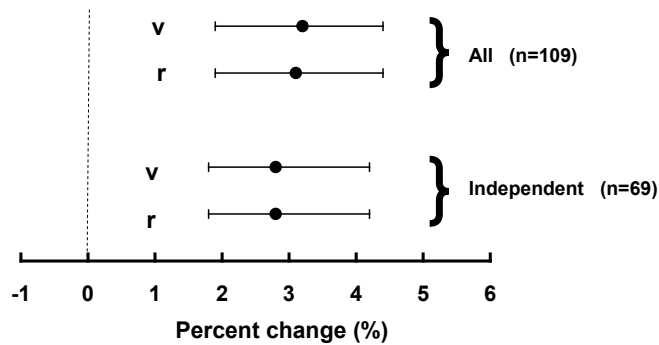


Figure 3: Percent change of soil organic carbon stock in fertilized treatments as compared with unfertilized controls from the meta-analysis. v = weighted by variability; r = weighted by sample size. Analyses are shown for the entire dataset (All) and for the independent dataset (Independent).

Figura 3: Resultados del meta-análisis. Porcentaje de cambio del stock de COS en los tratamientos fertilizados relativos al control. v = ponderado por variabilidad; r = ponderado por tamaño de muestra. Se presentan dos análisis, uno para el set completo de datos (All) y otro solo para los datos independientes (Independent).

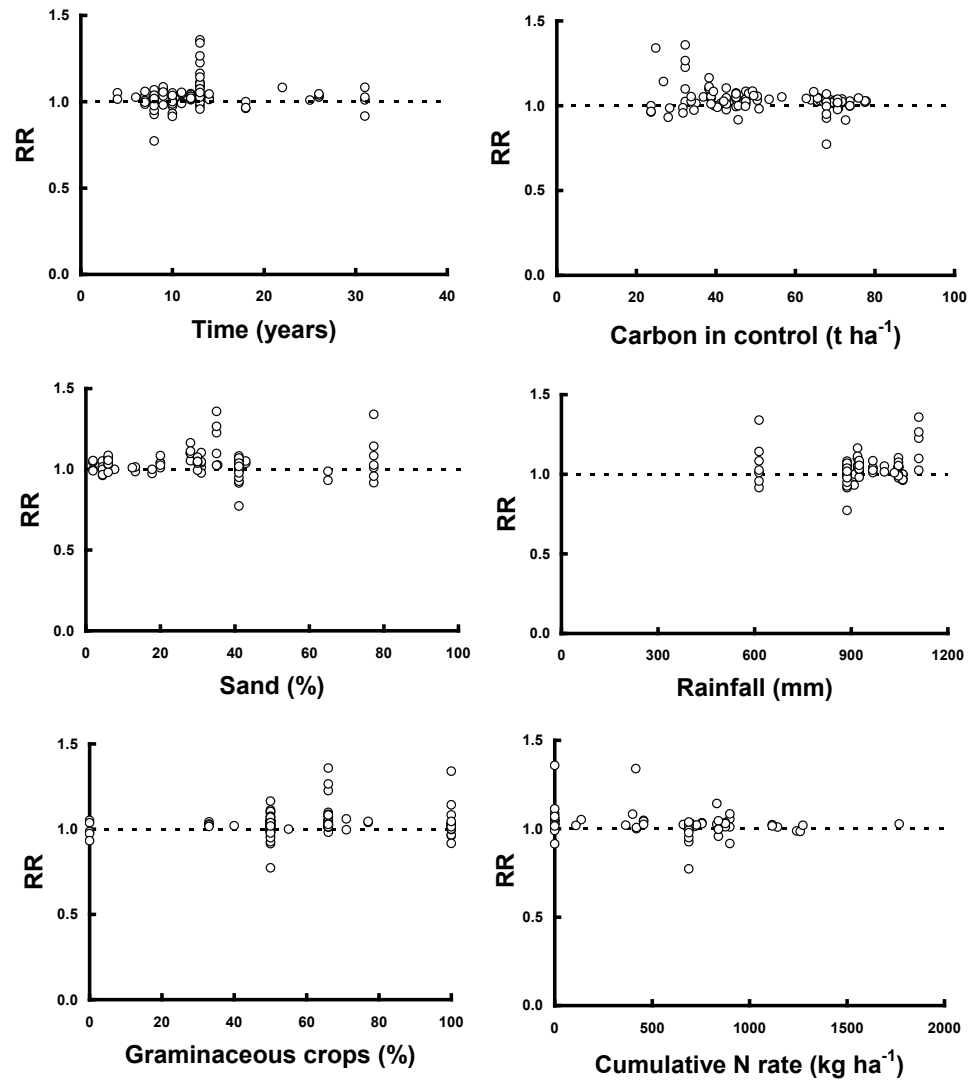


Figure 4: Correlation analysis between response ratio (RR) and management and environmental variables for 27 field experiments. No significant functions could be fitted.

Figura 4: Análisis de correlación entre la relación de respuesta (RR) y algunas variables ambientales y de manejo en 27 experimentos. No se pudo ajustar ninguna función significativa.

For 37% of the extracted fertilization treatments, the rates of the applied nutrients were not adequately defined. In some of these experiments the methods chosen to define the fertilizer rates were based on nutrient balances which usually leads to the application of high rates of nutrients, although they were not reported. The average rate of nitrogen was 3 to 4 times higher than the rates of phosphorus and sulfur (Table 5). The overall carbon footprint was much larger for nitrogen than for the other nutrients, due to both higher applied rates and larger greenhouse gas emissions of this nutrient (Table 5). Considering only those studies (71) in which the rates of all the applied nutrients could be calculated, the mean cumulative carbon footprint due to nitrogen, phosphorus and sulfur application was 2.31 t Ceq ha⁻¹, nitrogen being responsible for approximately 98% of the emissions during the whole period of the experiments (Table 5).

Table 5: Cumulative carbon footprint of fertilization experiments in the Pampas.**Tabla 5:** Huella de carbono acumulada en los experimentos pampeanos.

Nutrient	n	Mean rate (kg nutrient ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Carbon footprints coefficient (t Ceq. t ⁻¹ nutrient)	Cumulative rate (t nutrient ha ⁻¹)	Cumulative carbon
					footprint (Ceq. t ha ⁻¹)
Nitrogen	54	78.5	2.89	1.03	2.98
Phosphorus	32	26.8	0.41	0.27	0.11
Sulfur	20	21.0	0.017	0.19	0.0032

For the 71 treatments with defined nutrient rates it was possible to compare the cumulative SOC stock increase with the cumulative carbon footprint of fertilization. The fertilizer carbon footprint more than doubled SOC removal by fertilization (Figure 5). As a consequence, there was a net flux of greenhouse gases into the atmosphere by fertilization treatments.

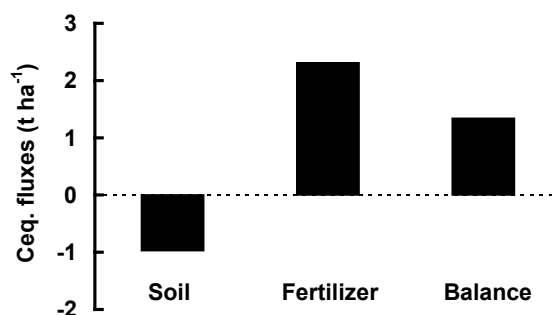


Figure 5: Greenhouse gas fluxes related to fertilizer application to and from the atmosphere (calculated as carbon equivalent (Ceq.) units). Negative fluxes indicate SOC increases in fertilized treatments related to control. Positive fluxes are emission of Ceq. to the atmosphere due to fertilizer use. Balance is the difference between both previous fluxes.

Figura 5: Flujos de gases de efecto invernadero desde y hacia la atmósfera producidos por la fertilización (calculados como equivalentes de carbono, Ceq.). Los flujos negativos indican incrementos del COS en los tratamientos fertilizados en relación al control. Flujos positivos representan emisiones de Ceq. hacia la atmósfera debido al uso de fertilizantes. El balance es la diferencia entre ambos flujos.

DISCUSSION

Based on published results from literature, this meta-analysis allowed determining that fertilization increases SOC stocks of the Pampas soils. Most global studies found considerable increases in SOC content in the upper soil layer due to fertilization, varying between 6% (Huang et al., 2020) and 15-16% (Geisseler & Scow, 2014; Han et al., 2016). Increments observed in the current study, however, were generally small (averaging 3%) and were not related to site or management factors, in agreement with findings from a prior global meta-analysis about the effects of nitrogen on cultivated soils (Lu et al., 2011).

The average carbon sequestration rate in fertilized soils in relation to unfertilized controls was 0.12 t ha⁻¹ yr⁻¹ with a total increase of 1.47 t C ha⁻¹ in the Pampas soils. This represents an annual increase of 2.2% of the SOC stock due to fertilization. The results of a large number of experiments in China show an average sequestration rate of ca. 0.15 t C ha⁻¹ yr⁻¹ (Waqas et al., 2020) with balanced fertilization. The total increase in SOC stock ranged from 1 t C ha⁻¹ in initially rich SOC soils to 6 t C ha⁻¹ in initially poor SOC soils (Ren et al., 2021). The effect of fertilization on SOC content in the Pampas is generally lower than that observed in most

synthesis studies mentioned above. The slight effect of fertilization on SOC stock in the Pampas Region seems to be related to the low rate of nutrients applied. When SOC stocks were calculated for different data sets, i.e. treatments that received either low ($< 50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$; $n = 11$) or high N rates ($> 50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$; $n = 30$), SOC increases of 1.01 and 1.99 t SOC ha^{-1} were identified, respectively. As suggested, SOC changes respond to the amount of nitrogen applied.

At a global scale, it has been estimated that nitrogen addition generates an increase in plant biomass (Xu et al., 2020) and residue input to soils ranging between 5 % (Xu et al., 2020) and 30-35 % (Lu et al., 2011; Huang et al., 2020). The enhanced residue input through fertilization rules the increase in SOC stocks, especially under reduced soil fertility (Huang et al., 2020). In China's croplands, yield increases of the main crops due to fertilization vary between 50% and 300% depending on the species (Waqas et al., 2020), which represents a huge difference in residue carbon inputs for fertilized or unfertilized soils. In the experiments across the Pampas Region included in this meta-analysis, the effect of fertilization on carbon input from crop residues was much less important. Carbon inputs from crop residues were evaluated in 13 of the experiments. Mean carbon inputs were only 12% higher in fertilized soils than in unfertilized controls (data not shown), which may account for the slight impact of fertilization on SOC stocks. Nevertheless, regular nutrient rates used by farmers of the Pampas are approximately half the rate applied in the experiments included in this meta-analysis (Alvarez et al., 2021). Therefore, the effect of fertilization on SOC stock under common agricultural management conditions is expected to be even lower than that estimated in this study.

Existing literature is contradictory as to what factors regulate the impact of fertilization on SOC stocks. It has been reported that temperature has positive (Ren et al., 2021), negative (Lu et al., 2011) or null (Han et al., 2016) effects on changes in SOC stocks produced by the application of nutrients. The impact of texture on SOC change is unclear (Waqas et al., 2020). Precipitation can have a positive impact (Ren et al., 2021) while the initial SOC level has a negative one (Ren et al., 2021). However, none of these possible effects have been observed in the Pampas experiments. The slight increase in SOC stocks of the Pampas soils cannot be attributed to a SOC level close to saturation. A regional analysis has shown that agricultural soils of the Pampas are far from saturation and they could double their SOC content in the topsoil (Alvarez & Berhongaray, 2021). Although fertilization led to increases in SOC stocks when comparing fertilized to unfertilized treatments, overall SOC stocks declined in most experiments compared to initial levels. The decrease of SOC stocks during the experiments was 4-6 t ha^{-1} , a larger amount than the gain produced by fertilization. Fertilization did not compensate for SOC losses due to cultivation in most cases.

Unfortunately, the impact of fertilization on the subsurface soil was not evaluated in any of compiled experiments. Since SOC has not been affected below 50 cm depth for over a century of cultivation in the Pampas (Berhongaray et al., 2013), it can be assumed that below that depth there will be no impact of fertilization on soil carbon pools. Under the most optimistic scenario, a similar relative increase in SOC can be assumed to occur in topsoil and subsoil. The average topsoil SOC stock for the 71 treatments in which nutrient rates were accurately defined was 57.5 t ha^{-1} and the average RR was 1.02. By applying a SOC stratification model (Berhongaray et al., 2013) for Pampas soils, the SOC stock for the 0-50 cm was estimated to be 96.1 t ha^{-1} . The potential carbon sequestration resulting from fertilization for the 0-50 cm soil layer would increase to 1.9 t ha^{-1} , but it would still be lower than the cumulative carbon footprint (2.31 t Ceq ha^{-1}). Consequently, fertilization does not contribute to mitigation of climate change in the region.

Studies on carbon footprint in agriculture do not normally consider changes in soil carbon due to the difficulty of estimating them. For example, in the Pampas Region the carbon footprint of corn production has been calculated at 1.4 t $\text{CO}_2 \text{ eq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (0.38 t Ceq. $\text{ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) in the Province of Córdoba, of which 40% results from the use of nitrogen fertilizers (Bongiovani et al. 2023). If the carbon sequestration coefficients in the soil by fertilization estimated in the present study were used, the carbon footprint of corn production would be reduced by 30%. This indicates the importance of having data on the effect of management practices such as fertilization on SOC stock. However, site-specific coefficients should be available. In the case of those calculated in this study, most of the experiments were carried out in humid areas and extrapolating the averages to semi-arid areas is dangerous.

CONCLUSIONS

In the Pampas, small increases in SOC stocks are achieved through fertilization when comparing fertilized versus unfertilized soils. However, most soils in the experiments studied lost SOC over time and such loss was not compensated by the application of nutrients. At the same time, the greenhouse gases emitted due to the manufacture, transport and application of fertilizers will generate a warming effect that will not be compensated by carbon sequestration in the soil due to fertilization. Nutrient application should be considered as a practice with no potential to mitigate global warming in the region.

ACKNOWLEDGEMENT

This study was granted by the University of Buenos Aires (UBACYT 20020170100016BA).

REFERENCES

- Adams, D.C., Gurevitch, J., Rosenberg, M.S. (1997). Resampling tests for meta-analysis of ecological data. *Ecology* 78, 1277-1283. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1277:RTFMAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1277:RTFMAO]2.0.CO;2)
- Alvarez, C., Steinbach, H.S., & Alvarez, R. (2021). El rol de los fertilizantes en la agricultura. In: Fertilidad de Suelos y Fertilización en la Región Pampeana. R. Alvarez editor. Chapter 10. Editorial de la Facultad de Agronomía-Universidad de Buenos Aires.
- Alvarez, R. (2005). A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* 21, 38-52. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.tb00105.x>
- Alvarez, R. (2021). Comparing productivity of organic and conventional farming systems: a quantitative review. *Archives of Agronomy and Soil Science* <https://doi.org/10.1080/03650340.2021.1946040>
- Alvarez, R., & Berhongaray, G. (2021). Soil organic carbon sequestration potential of Pampean soils: comparing methods and estimation for surface and deep layers. *Soil Research* <https://doi.org/10.1071/SR20257>
- Arrigo, N.M., Palma, R.M., Conti, M.E., & Constantini, A.O. (1993). Cropping rotations: effect on aggregate stability and biological activity. *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 24, 2441-2453. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.08.006>
- Basak, N., Mandal, B., Datta, A., Kundu, M., Rai, A.K., Basak, P., & Miltran, T. (2021). Stock and stability of organic carbon in soils under major agro-ecological zones and cropping systems of sub-tropical India. *Agriculture Ecosystems and Environment* 312, 107317. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107317>
- Beltrán, M.J., Sainz-Rozas, H., Galantini, J.A., Romaniuk, R.I., & Barbieri, P. (2018). Cover crops in the Southeastern región of Buenos Aires, Argentina: effects on organic matter physical fractions and nutrient availability. *Environmental Earth Sciences* 77, 428-438. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7606-0>
- Berhongaray, G., Alvarez, R., De Paepe, J.L., Caride, C., & Cantet, R. (2013). Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* 192, 97-110. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.07.016>
- Bongiovanni, R., Tuninetti, L., Espósito, G., Fiant, S., Poneman, K., Alvarez, S., Chiappero, N., & Oliverio, N. (2023). Carbon footprint of corn as a link between production and the environment (in Spanish). *Ciencia del Suelo* (<https://cienciadelsuelo.suelos.org.ar/wp-content/uploads/2023/08/775-Texto-del-articulo-5737-1-11-20230805.pdf>).
- Brentup, F., Hoxha, A., & Christensen, B. (2016). Carbon footprint analysis of mineral fertilizer production in Europe and other world regions. Conference: The 10th International Conference on life Cycle Assessment of Food (LCA Food 2016), Dublin, Ireland.
- Cazorla, C.R., Cisneros, J., Moreno, I.S., & Galarza, C.M. (2017). Mejora en el carbono del suelo y estabilidad de agregados por fertilización y cultivos de cobertura. *Ciencia del Suelo* 35, 301-313.
- Chojnacka, K., Kowalski, Z., Kulcycka, J., Dmytryk, A., Gorecki, H., Ligas, B., & Gramza, M. (2019). Carbon footprint of fertilizer technologies. *Journal of Environmental Management* 231, 962-967. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.108>
- Ciampitti, I.A., García, F.O., Picone, L.I., & Rubio, G. (2011). Soil Carbon and phosphorus pools in Field Crop Rotations in Pampean Soils of Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 75, 1-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0168>
- Climate Research Unit (CRU). (2022). High-resolution gridded datasets. Available at <https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/hrg/>
- Crespo, C., Wyngaard, N., Sainz Rozas, H., Barbagelata, P., Barraco, M., Gudelj, V., & 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. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105138>
- Crespo, C., Wyngaard, N., Sainz Rozas, H., Studdert, G.A., Barraco, M., Gudelj, V., Barbagelata, P., & Barbieri, P. (2021). Effect of intensified cropping sequences on soil physical properties in contrasting environments. *Catena* 207, 105690. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105690>
- Diovisalvi, N.V., Studdert, G.A., Domínguez, G.F., & Eiza, M.J. (2006). Materia orgánica total y particulada en un molisol de Balcarce bajo dos Sistema de labranza. Proceedings XX Congreso Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Diovisalvi, N.V., Studdert, G.A., Domínguez, G.F., & Eiza, M.J. (2008). Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico

- bajo agricultura continua con dos sistema de labranza. *Ciencia del Suelo* 26, 1-11.
- Divito, G.A., Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.E., Studdert, G.A., & Wyngaard, N. (2011). Long term nitrogen fertilization: soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no tillage. *Soil and Tillage Research* 114, 117-126. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.04.005>
- Dominguez, J., & Rubio, G. (2019). Agriculture. In: The soils of Argentina. G. Rubio, R.S. Lavado, F.X. Pereyra (Editors). Springer, Cham, Switzerland
- Domínguez, G.F., Diovisalvi, N.V., Studdert, G.A., & 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>
- Duval, M.E., Iglesias, J.O., Galantino, J.A., Martínez, J.M., Krüger, H., & Venanzi, S. (2010) Sistemas de producción con trigo en la región semiárida bonaerense: efectos de largo plazo sobre el carbono y nitrógeno edáfico. Proceedings XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Duval, M.E., Martínez, J.M., & Galantini, J.A. (2019). Assessing soil quality index based on soil organic carbon fractions in different long-term wheat systems under semiarid conditions. *Soil Use and Management* 36, 71-82. <https://doi.org/10.1111/sum.12532>
- Eiza, M.J., Fioriti, N., Studdert, G.A., & Echeverría, H. E. (2004). Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Proceedings XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- European Commission (2009) Methodology for the free allocation of emission allowances in the EU ETS post 2012. Sector report for the gypsum industry. https://ec.europa.eu/clima/system/files/2016-11/bm_study_lime_en.pdf
- Fabrizi, K.P., Morón, A., & García, F.O. (2003). Soil Carbon and Nitrogen Organic Fractions in Degraded vs Non-Degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 67, 1831-1841. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1831>
- Fabrizzi, K., Picone, L., Berardo, A., & Garcia, F. (1998). Efecto de la fertilización nitrogenada y fosfatada en las propiedades químicas de una argiudol típico. *Ciencia de Suelo* 16, 71-76.
- Fageria, N.K. (2012). Role of soil organic matter in maintaining sustainability of cropping systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 43, 2063-2113. <https://doi.org/10.1080/00103624.2012.697234>
- Feller, C., Blanchart, E., Bernoux, M., Lal, R., & Manlay, R. (2012). Soil fertility concepts over the past two centuries: the importance attributed to soil organic matter in developed and developing countries. *Archives of Agronomy and Soil Science* 58, S3-S21. <https://doi.org/10.1080/03650340.2012.693598>
- Galantini, J., & Rosell, R. (2006). Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil and Tillage Research* 87, 72-79. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.032>
- Galantini, J.A., Duval, M.E., Iglesias, J.O., & Krüger, H. (2014). Continuous wheat in wemiariid regions. Long-term effects on stock and quality of soil organic carbon. *Soil Science* 179, 284-292. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000072>
- García, F., Boxler, M., Minteguiaga, J., Pozzi, R., Firpo, L., Ciampiti, I., Correndo, A., Bauschen, F., Berardo, A., & Reussi Calvo, N. (2010). La red de nutrición de la Región CREA Sur de Santa Fe Resultados y conclusiones de los primeros diez años 2000-2009. Red CREA. ISBN 978-987-1513-07-09.
- Geisseler, D., & Scow, K.M. (2014). Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms- A review. *Soil Biology and Biochemistry* 75, 54-63. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023>
- GeoINTA (2022) www.geointa.inta.gob.ar
- González, M.S., Picone, L.I., Videla, C.C., Wyngaard, N., & Domínguez, G. (2012) Cambios en el carbono nitrógeno y fósforo de la materia orgánica particulada inducidos por labranzas contrastantes. Proceedings XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Gross, A., & Glaser, B. (2021). Meta-analysis on how manure application changes soil organic carbon storage. *Scientific Reports* 11, 5516. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82739-7>
- Gurevitch, J., & Hedges, L.V. (2001). Meta-analysis. Combining the results of independent experiments. In: Design and analysis of ecological experiments, S.M. Scheiner and J. Gurevitch (Eds.). Oxford University Press.
- Han, D., Wiesmeier, M., Conant, R.T., Kühnel, A., Sun, Z., Kögel-Knaber, I., Hou, R., Cong, P., Liang, R., & Ouyang, Z. (2018). Large soil organic carbon increase due to improved agronomic management in the North china Plain from 1980s to 2010s. *Global Change Biology* 24, 987-1000. <https://doi.org/10.1111/gcb.13898>
- Han, P., Zhang, W., Wang, G., Sun, W., & Huang, Y. (2016). Changes in soil organic carbon in croplands subjected to fertilizer management: a global meta-analysis. *Scientific Reports* 6, 27199. <https://doi.org/10.1038/srep27199>
- Hedges, L.V., Gurevitch, J., & Curtis, P.S. (1999). The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology* 80, 1150-1156. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1150:TMAORR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1150:TMAORR]2.0.CO;2)
- Huang, X., Terrer, C., Feike, J., Dijkstra, A., Hungate, B.A., Zhang, W., & Van Groenigen, J. (2020). New soil carbon sequestration with nitrogen enrichment: a meta-analysis. *Plant and Soil* 454, 299-310. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04617-x>
- INDEC. (2022). Censos Agropecuarios 2002, 2008 and 2018. Available at: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-3-8-87>
- Irizar, A., Andriulo, A., Sasal, C., Restovich, S., Darder, L., Rimatori, F., & Hanuch, L. (2006). Efecto de diferentes sistemas de labranzas y de

- la fertilización nitrogenada sobre el carbono orgánico particulado en la rotación maíz-trigo/soja. Proceedings XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Jian, J., Du, X., Reiter, M., & Stewart, R.D. (2020). A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. *Soil Biology and Biochemistry* 143, 107735. [https://doi: 10.1016/j.soilbio.2020.107735](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735)
- Kallenbach C, & Grandy AS (2011) Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: a meta-analysis. *Agriculture Ecosystems and Environment* 144, 241-252. [https://doi: 10.1016/j.agee.2011.08.020](https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.020)
- Ladha, J.K., Reddy, C.K., Padre, A.T., & van Kessel. C. (2011). Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. *Journal of Environmental Quality* 40, 1756-1766. [https://doi: 10.2134/jeq.2011.0064](https://doi.org/10.2134/jeq.2011.0064)
- Lajeunesse, M.J. (2013). Recovering missing or partial data from studies: a survey of conversions and imputations for meta-analysis. In: J Koricheva, J Gurevich, and K Mengersen, editors. Handbook of meta-analysis in ecology and evolution. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Lal, R. (2017). Digging deeper: a holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology* 24, 3285-3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- Landriscini, M.R., Duval, M.E., Galantini, J.A., Iglesias, J.O., & Cazorla, C.R. (2020). Changes in soil organic carbon fractions in a sequence with cover crops. *Spanish Journal of Soil Science* 10, 137-153.
- Landriscini, M.R., Galantini, J.A., & Duval, M.E. (2016). Variación de las fracciones orgánicas resistentes en suelos de la Región Pampeana. Proceedings XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Ledgard, S., & Falconer, S. (2019). Update of the carbon footprint of fertilizer used in New Zealand. Report for Fertiliser Association of New Zealand. RE450/2019/059.
- Liu, C., Lu, M., Bo, J.C., & Fang, C. (2014). Effects of Straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20,1366-1381. <https://doi.org/10.1111/gcb.12517>
- Lu, M., Zhou, X., Luo, Y., Yang, Y., Fang, C., Chen, J., & Li, B. (2011). Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: a meta-analysis. *Agriculture Ecosystems and Environment* 140, 234-244. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.010>
- Manso, L., & Forján, H. (2014). Contenido de Carbono orgánico luego de 15 años de agricultura con diferentes labranzas. Proceedings XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Martinez, J.P., Barbieri, P.A., Cordone, G., Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.A., & Studdert, G.A. (2014). Secuencias con predominio de soja y su efecto sobre el carbono orgánico. Proceedings XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Martínez, J.P., Barbieri, P.A., Cordone, G., Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.A., & Studdert, G.A. (2014). Nitrógeno orgánico y NAN en secuencias con predominio de Soja. Proceedings XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Martinez, J.P., Crespo, C., Sainz Rosas, H., Echeverría, H., Studdert, G., Martinez, F., Cordone, G., & Barbieri, P. (2019). Soil Organic carbon in cropping sequences with predominance of soybean in the Argentinean humid Pampas. *Soil Use and Management* 36, 173-183. <https://doi.org/10.1111/sum.12547>
- Melchiori, R.J.M., Novelli, L.E., Gregorutti, V.C., & Caviglio, P. (2014). Stover and Soil Organic Carbon in Long-Term Nitrogen-Fertilizer Maize. *Agronomy Journal* 106:1709-1716. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0194>
- Miglierina, A.M., Iglesias, J.O., Landriscini, M.R., Galantini, J.A., & Rosell, R.A. (2000). The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil and Tillage Research* 53,129-135. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00096-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00096-3)
- MINAGRI. (2022). Ministerios de agricultura, ganadería y pesca-Argentina. Estimaciones agrícolas, series históricas. Available at: <https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/estimaciones/> (Accessed 02/25/2022).
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D., Gimona, A., Hedley, C.A., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A., 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. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Minoldo, G.V., Galantini, J.A., Iglesias, J.O., Krüger, H., & Venanzi, S. (2008). Dinámica de las fracciones orgánicas de suelo bajo diferentes rotaciones en la región semiárida pampeana. Proceedings XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Montiel, F.S., Moreno, R., Dominguez, G.F., & Studdert, G.A. (2019). Validación de Rothc para simular cambios en el carbono orgánico edáfico bajo rotaciones mixtas y siembra directa. *Ciencia del Suelo* 37, 281-297.
- Moreno, R., Studdert, G.A., Monterubbianessi, M.G., & Irigoyen, A.I. (2014). Validación independiente del modelo de simulación AMG en Molisoles del Sudeste Bonaerense. Proceedings XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Nelson, D.W., & Sommers, L.E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Methods of soil analysis, Part 3: chemical methods. Ed. D.L. Sparks et al. SSSA Book Series 5, Madison, USA.
- Noble, D.W.A., Lagisz, M., O'Dea, R.E., & Nakagawa, S. (2017). Non independence and sensitivity analysis in ecological and evolutionary meta-analysis. *Molecular Ecology* 26, 2410-2425. <https://doi.org/10.1111/mec.14031>.
- Nocei Pac, S. (2018). Update. Evolution of no till adoption in Argentina (AAPRESID Ed.)

- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., & Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature* 532, 49-57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
- Post, W.M., & Kwon, K.C. (2000). Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6, 317-327.
- Ramirez, K., Craine, J., & Fierer, N. (2012). Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02639.x>
- Ren, F., Misselbrook, T.H., Sun, N., Zhang, X., Zhang, S., Jiao, J., Xu, M., & Wu, L. (2021). Spatial changes and driving variables of topsoil organic carbon stocks in Chinese cropland under different fertilization strategies. *The Science of the Total Environment* 767, 144350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144350>
- Rosenberg, M.S., Adams, D.C., & Gurevitch, J. (2000). MetaWin. Statistical software for meta-analysis, version 2.0.
- Schlesinger, W.H., & Amundson, R. (2018). Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic. *Global Change Biology* 25, 386-389. <https://doi.org/10.1111/gcb.14478>
- Song, C., Peacor, S.D., Osenberg, C., & Bence, J.R. (2020). An assessment of statistical methods for nonindependent data in ecological meta-analysis. *Ecology* e03184. <https://doi.org/10.1002/ecy.3490>
- Soussana, J.F., Lutfalla, S., Ehrhardt, F., Rosenstock, T., Lamanna, C., Havlik, P., Richards, M., Wollenberg, E., Chotte, J.L., Torquebiau, E., Ciais, P., & Lal, R. (2019). Matching policy and science: Rationale for the "4 per 1000-soils for food security and climate" initiative. *Soil and Tillage Research* 188, 3-15. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.002>
- Studdert, G.A. 2008. Uso del ROTH-C para simular cambios en la materia orgánica de un molisol del sudeste bonaerense bajo agricultura continua. Proceedings XXI Congreso de la Ciencia del Suelo.
- Studdert, G.A., & Echeverría, 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>
- Studdert, G.A., Domínguez, G.F., & Diovisalvi, N.V. (2006). Variación de la material orgánica en un molisol de Balcarce bajo agricultura continua. Proceedings XX Congreso Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Studdert, G.A., Dominguez, G.F., Zagame, M.C., & Carabaca, J.C. (2015). Variación estacional de carbón orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. *Ciencia del Suelo* 33, 65-77.
- Studdert, G.A., Monterubbianesi, M.G., & Dominguez, G.F. (2011). Use of RothC to stimulate changes of organic carbon stock in the arable layer of a Mollisol of the southeastern Pampas under continuous cropping. *Soil and Tillage Research* 117, 191-200.
- Sykes, A.J., Macleod, M., Eory, V., Rees, R.M., Payen, F., Myrjotiotis, V., Williams, M., Sohi, S., Hillier, J., Moran, D., Manning, D.A.C., Goglio, P., Seghetta, M., Williams, A., Harris, J., Dondini, M., Walton, J., House, J., & Smith, P. (2020). Characterizing the biophysical, economic and social impacts of soil carbon sequestration as a greenhouse gas removal technology. *Global Change Biology* 26, 1085-1108. <https://doi.org/10.1111/gcb.14844>
- Tian, K., Zhao, Y., Xu, X., Hai, N., Huang, B., & Dengd, W. (2015). Effects of long-term fertilization and residue management on soil organic carbon changes in paddy soils of China: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems and Environment* 204, 40-50. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.008>
- Vega Jara, L., Gutierrez Boem, F., Garcia, F., & Rubio, G. (2020). Long-term fertilization does not affect soil carbon/nitrogen/sulfur ratios or the propagation between labile and non labile fractions in Mollisols. *Soil Science Society of America Journal* 84, 798-810. <https://doi.org/10.1002/saj2.20058>
- Verdenelli, R.A., Chavarría, D., Dominichin, M.F., Rovea, A., Vargas-Gil, S., & Meriles, J.M. (2018). Influence of 12-years of NPS fertilization on soil quality, microbial community and activity under conservation agricultural management. *Ciencia del Suelo* 36, 99-109
- Vidaurreta, A., Wyngaard, N., Echeverría, H.E., & Picone, L.I. (2012). Carbono y Fósforo en la fracción particulada: efecto de la agricultura continua. Proceedings XIX Congreso Argentino de Ciencia del Suelo.
- Vivas, H.S., Candiotti, V., Albrecht, R., Martins, L., & Hotian, J.L. (2012). Fertilización P*S sobre los aportes de carbono edáfico en una rotación agrícola. Proceedings XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo.
- Waqas, M.A., Li, Y., Lal, R., Wang, X., Shi, S., Zhu, Y., Li, J., Xu, M., Wan, Y., Qin, X., Gao, Q., & Liu, S. (2020). When does nutrient management sequester more carbon in soils and produce high and stable grain yields in China? *Land Degradation and Development* 31, 1-16. <https://doi.org/10.1002/ldr.3567>
- West, T.O., & Marland, G. (2002). A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture Ecosystems and Environment* 91, 217-232. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00233-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00233-X)
- Wiebe, N., Vandermeer, B., Platt, R.W., Klassen, T.P., Moher, D., & Barrowman, N.J. (2006) A systematic review identifies a lack of standardization in methods for handling missing variance data. *Journal of Clinical Epidemiology* 59, 342-353. <https://doi.org/10.1016/j.jclinepi.2005.08.017>
- Wood, S., & Cowie, A. 2004. A review of greenhouse gas emission factors for Fertilizer production. <http://large.stanford.edu/courses/2014/ph240/yuan2/docs/wood.pdf>
- Wyndgaard, N., Vidaurreta, A., Echeverría, H.E., & 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., Echeverría, H., Sainz-Rozas, H.R., & Divito, G.A. (2012). Fertilization and tillage effects on soil properties and maize yield in a Southern Pampas Argiudoll. *Soil and Tillage Research* 119, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.12.002>
- Xu, C., Xu, W., Ju, C., Chen, H.Y.H., Wilsey, B.J., Luo, Y., & Fan, W. (2020). Long-term, amplified responses of soil organic carbon to nitrogen addition worldwide. *Global Change Biology* 27, 1170-1180. <https://doi.org/10.1111/gcb.15489>
- Xu, H., Sieverding, H., Kwon, H., Clay, D., Stewart, C., Johnson, J.M.F, Qin, Z., Karlen, D.L., & Wang, M. (2019). A global meta-analysis of soil organic carbon response to corn stover removal. *GCB Bioenergy* 11, 1215–1233. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12631>
- Xu, S., Sayer, E., Eisenhauer, N., Lu, X., Wang, J., & Liu, C. (2021). Aboveground litter inputs determine carbon storage across soil profiles: a meta-analysis. *Plant and Soil* 462, 429-444. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04881-5>
- Zhang, W., Dou, Z., He, P., Ju, X., Powlson, D., Chadwick, D., Norse, D., Lu, Y., Zhang, Y., Wu L., Chen, X., Cassman, K.G., & Zhang, F. (2013). New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China. *Proceeding of the National Academy of Sciences* 110, 8375-8380. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210447110>

CAMBIOS EN LOS ATRIBUTOS DEL SUELO POR APLICACIÓN CONTINUA DE EFLUENTE PORCINO

Vanesa Pegoraro ^{1*}, Omar Bachmeier ², Claudio Lorenzon ¹, Belén Conde ¹, Jimena Ortiz ¹, Anne Barbosa ¹, Marta Zubillaga ³

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina

² Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina

³ Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina

RESUMEN

Los estiércoles y efluentes animales son considerados una fuente de nutrientes para satisfacer la demanda de los cultivos, mantener la fertilidad del suelo y lograr mejores rendimientos de los cultivos. Sin embargo, a nivel nacional existe poca información sobre los efectos de la aplicación de efluentes porcinos sobre indicadores de calidad del suelo en situaciones reales de campo. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue detectar cambios en propiedades químicas y microbiológicas del suelo, por aplicación prolongada de efluente porcino. Seis establecimientos porcinos localizados en el sudeste de la provincia de Córdoba fueron seleccionados como sitios de estudio. Dos tratamientos fueron definidos en cada sitio: suelos con aplicación prolongada de efluente porcino y suelos sin aplicación de efluente. Se realizaron muestreos de suelo en 0-10 y 10-20 cm para la determinación de indicadores químicos y microbiológicos. Se evidenció incrementos significativos en el nitrógeno (N) orgánico del suelo, fósforo extractable (Pe) y conductividad eléctrica (CE) en ambas profundidades. Mientras que el carbono orgánico particulado, potasio y sodio (Na) se incrementaron, y pH disminuyó en superficie, con aplicaciones de efluente. El incremento en el Na se vio reflejado también en el porcentaje de Na intercambiable. En cuanto a los indicadores microbiológicos, la aplicación de efluentes estimuló las actividades enzimáticas e incrementó el potencial de mineralización del N ($p < 0,05$). En conclusión, las aplicaciones de efluente lograron incrementar la fertilidad del suelo y la actividad microbiológica. Sin embargo, se debe prestar atención a los incrementos en Pe, Na y CE, para evitar impactos ambientales negativos, como eutrofización de cursos de agua, salinización o sodificación de los suelos agrícolas.

Palabras claves: estiércol, Molisol, química de suelos, microbiología de suelos.

CHANGES IN SOIL ATTRIBUTES DUE TO CONTINUOUS APPLICATION OF PIG SLURRY

ABSTRACT

Animal manures and slurry are considered nutrient sources for meeting crop nutrient demands, maintaining soil fertility, and improving crop yields. However, there is limited national information available on the effects of pig slurry application on soil quality indicators in real field scenarios. Thus, the aim of this study was to identify changes in the chemical and microbiological soil properties resulting from the prolonged application of pig slurry. Six pig farms situated in the southeastern region of the Córdoba province were chosen as study sites. Two treatments were established at each site: soils with pig slurry application and soils without pig slurry application. Soil assessments were conducted at depths of 0-10 cm and 10-20 cm to determine chemical and microbiological properties. Significant increases in soil organic nitrogen (SON), extractable phosphorus (Pe), and electrical conductivity (EC) were observed at both depths. In addition, there were increases in particulate organic carbon, potassium, and sodium (Na), along with a decrease in pH in the topsoil, due to pig slurry applications. The elevation in Na levels also affected the percentage of

* Autor de contacto:
pegoraro.vanesa@inta.gob.ar

Recibido:
17-08-23

Recibido con revisiones:
06-10-23

Aceptado:
17-10-23

exchangeable sodium. Regarding microbiological indicators, the application of slurry stimulated enzymatic activities and increased the potential for N mineralization ($p < 0.05$). In conclusion, the application of pig slurry led to enhanced soil fertility and microbiological activity. However, careful consideration should be given to the increases in Pe, Na, and EC to prevent adverse environmental effects like watercourse eutrophication, salinization, or the sodification of agricultural soils.

Keywords: manure, Molisol, soil chemistry, soil microbiology.

INTRODUCCIÓN

Argentina presenta una existencia de más de 5 millones de cerdos. Se distribuyen principalmente en las provincias de la Pampa húmeda, donde Buenos Aires, Córdoba y Santa Fé concentran el 62% de la existencia nacional. La producción predominante a nivel nacional es la extensiva en explotaciones familiares, donde el 90 % de las unidades productivas presentan entre 1 y 50 cerdas (Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca [SAGyP], 2022). Sin embargo, en los últimos años se ha producido un importante aumento en el número de productores que han confinado parte o totalmente sus animales (Iglesias y Ghezan, 2013). Esta intensificación de la actividad está generando volúmenes de efluentes que deben ser gestionados adecuadamente para minimizar posibles impactos negativos en el ambiente. Esto se debe, principalmente, a que gran parte de los nutrientes suministrados a los animales no se convierten en producción de carne, y pasan a formar parte de las deyecciones en forma de efluentes (Teira-Esmatges, 2008). De esta forma, el estiércol y/o efluentes animales son considerados en todo el mundo como una fuente de nutrientes prometedora y económica para satisfacer la demanda de los cultivos, mantener la fertilidad del suelo y lograr mejores rendimientos (Liu et al., 2023; Sayre et al., 2023).

Esta práctica puede ser promisorio en Argentina debido a que la concentración de las existencias porcinas tiene fuerte presencia en zonas con suelos aptos para la agricultura. De esta forma, los efluentes se convierten en una fuente valiosa de nutrientes, aportando principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), pudiendo sustituir total o parcialmente la fertilización mineral y logrando incrementar la fertilidad del suelo (Biau et al., 2012; Bosch-Serra et al., 2015). Este proceso de reciclaje de los efluentes en nutrientes, ocurre debido a que el suelo por medio de microorganismos desempeña un papel fundamental en los procesos de equilibrio del ecosistema, por su capacidad depuradora, regeneradora y recicladora (Sayre et al., 2023).

El uso adecuado de los efluentes implica diversas ventajas, principalmente sobre la fertilidad química, biológica y física del suelo. El reciclaje de los efluentes como fertilizantes viene promovido por su contenido de materia orgánica (MO), macro y micronutrientes disponibles para los cultivos, y se encuentra limitado por su elevada conductividad eléctrica (CE), metales pesados y microorganismos fecales y patógenos (Gómez-Garrido, 2014). A su vez, cuando se realizan aplicaciones incontroladas al suelo, puede provocar contaminación directa o difusa de los recursos naturales, y exceder la capacidad de soporte de los suelos (Giroto et al., 2010). Por tal motivo, en estos sistemas intensivos, el monitoreo permanente del suelo es importante para la sostenibilidad de la actividad agrícola.

Los indicadores químicos y microbiológicos de calidad del suelo pueden indicar problemas o mejoras en el ambiente edáfico por la aplicación sucesiva de efluentes porcinos (Da Silva et al., 2015; Da Silva Oliveira et al., 2017). Varios autores han registrado un efecto positivo del uso de estas enmiendas sobre indicadores de calidad de suelo (Balota et al., 2014; Morales et al., 2016; Sousa et al., 2014; Tiecher et al., 2017). Por consiguiente, los servicios ecosistémicos que brinda el suelo, como el ciclado y la disponibilidad de nutrientes, mantenimiento de su estructura, prevención de daño por erosión, la provisión de alimentos, entre otros, se ven incrementados. A la actualidad existe poca información sobre la incidencia del uso de efluente porcino sobre la calidad del suelo en campos de productores. Conocer cómo se modifican estos indicadores permitirá adoptar las mejores prácticas de manejo para que las actividades agropecuarias sean económica y ambientalmente viables. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue detectar cambios en atributos químicos y microbiológicos del suelo por aplicación prolongada de efluente porcino.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

La investigación se llevó a cabo en suelos de establecimientos agrícolas-porcinos ubicados al sudeste de la provincia de Córdoba. Este departamento se caracteriza por ser el tercer departamento con mayor existencia porcina en la provincia, con más de un 13% de la existencia provincial (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria [SENASA], 2022). A su vez, presenta una importante fertilidad de suelo y alta productividad, consecuencia de sus caracteres físico y químicos intrínsecos y del régimen de precipitaciones. Los suelos predominantes son Molisoles (Argiudoles típicos), profundos, con un horizonte superficial rico en MO y bien estructurado que facilita el movimiento superficial del aire y agua. Presentan una textura franco-limosa, con capacidad de uso I y IIc (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA], 1978). Todos los establecimientos manejan una agricultura bajo un sistema de labranza cero. El clima es subhúmedo templado con una temperatura media anual de 17°C y una precipitación media anual de 910 mm.

Tratamientos y diseño experimental

Se utilizó un diseño observacional con muestreos completamente al azar, en seis establecimientos porcinos (repeticiones). Cada unidad experimental correspondió a lotes dentro de cada establecimiento porcino. Los tratamientos evaluados fueron: (1) suelos con aplicación prolongada de efluente porcino y (2) suelos sin aplicación de efluente. En cada establecimiento y tratamiento evaluado, se definieron cinco sitios de muestreo al azar dentro de los lotes, conformando una muestra compuesta por 15 sub-muestras en cada sitio.

Los establecimientos presentaban un tipo de producción de ciclo completo, estabilizando sus efluentes en sistema de lagunas. Estos efluentes eran aplicados sobre la superficie agrícola previo a la siembra de los cultivos, con una antigüedad promedio de 10 años, y dosis de 20 m³ ha⁻¹. Las secuencias agrícolas incluían comúnmente soja (*Glycine max* (L.) Merr.), maíz (*Zea mays* L.) y trigo (*Triticum aestivum* L.), realizando los muestreos de suelo durante los meses de mayo, junio y julio del año 2017 (otoño-invierno), luego de la cosecha de grano grueso de cada establecimiento y antes de nuevas aplicaciones de efluentes, previo a la siembra de grano fino.

Se realizaron muestreos en 0-10 y 10-20 cm de profundidad, usando un barreno de 10 cm de profundidad y 2,5 cm de diámetro. Las muestras fueron tamizadas por una malla de 2 mm. De las muestras de la profundidad 0-10 cm, una fracción se secó a temperatura ambiente para las determinaciones químicas, y otra fracción fue almacenada a 4° C hasta el momento de las determinaciones microbiológicas. Las muestras de la profundidad 10-20 cm fueron secadas a temperatura ambiente para las determinaciones químicas.

Análisis de suelo

Propiedades químicas de suelo

En ambas profundidades se determinó: carbono orgánico del suelo (COS) por estimación a partir de la determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte a escala semi-micro (IRAM-SAGyP 29571-2, 2011), nitrógeno orgánico del suelo (NOS) utilizando el método semi-micro kjeldahl modificado (IRAM-SAGPyA 29572 -1, 2011), fósforo extractable (Pe) por Bray y Krutz N° 1 modificado (IRAM-SAGyP 29570-1, 2010), pH por método potenciométrico en una suspensión suelo-agua de 1:2,5 (IRAM 29410, 1999), CE por método conductimétrico en una suspensión suelo-agua de 1:2,5 (Rhoades, 1996).

En 0-10 cm de profundidad, además, se realizó materia orgánica particulada (MOP) mediante fraccionamiento por tamaño de partícula (106 µm) por el método propuesto por Cambardella & Elliott (1993), utilizando un tamizador vibratorio (FRITSCH, Analysette 3 Pro, Alemania). Los contenidos de C y N en la MOP se determinaron mediante combustión seca (analizador de carbono LECO, LECO Corporation, St. Joseph, MI, EE. UU.) (Nelson y Sommers, 1982) y digestión semi-micro kjeldahl modificado. Finalmente, se determinaron cationes intercambiables: calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na), por medio de una extracción con AcNH₄ 1N ajustado a pH 7. La cuantificación se realizó mediante espectrometría de emisión y absorción atómica por llama empleando un equipo AAnalyst 400 (Perkin Elmer, Shelton, USA). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó mediante destilación de amonio y valoración (Sparks, 1996), mientras que el PSI se calculó mediante la relación de Na y CIC.

Propiedades microbiológicas de suelo

Solo en 0-10 cm de profundidad: se determinó el contenido de nitrógeno anaeróbico (Nan) según la metodología de incubación anaeróbica propuesta por Echeverría et al. (2000) carbono de la biomasa microbiana

(CBM) por la metodología de fumigación-extracción (Vance et al., 1987), respiración microbiana (RM) por la técnica de incubación durante 7 días a 25°C y cuantificación de la producción de dióxido de carbono (Jenkinson & Powlson, 1976), el coeficiente metabólico (qCO_2) obtenido como la proporción de C- CO_2 de la muestra de suelo liberado a partir de la biomasa microbiana (Anderson y Domsch, 1985), y las actividades enzimáticas hidrólisis de fluoresceína diacetato (FDA) y fosfatasa ácida (FAc) según los métodos propuestos por Alef & Nannipieri (1995).

Análisis estadísticos

Para el análisis de datos e interpretación de la información se empleó Infostat Professional (Di Rienzo et al., 2020). Se aplicó un modelo lineal mixto homocedástico, tomando como efecto fijo los tratamientos (suelos con y sin aplicaciones de efluente) y como efecto aleatorio las repeticiones (establecimientos) y sitios de muestreo. Cuando las varianzas no cumplieron el supuesto de homogeneidad se aplicaron modelos heterocedásticos. Debido a que los atributos del suelo difieren con la profundidad, la misma no fue incluida en el modelo estadístico para el análisis de las variables químicas de suelo, analizándose cada profundidad de manera individual. Cuando existieron diferencias significativas en las variables medidas se realizó la prueba de comparación de medias mediante LSD Fisher con significancias del 5%. Finalmente, se realizó un gráfico multivariado (gráfico de estrellas) posterior a la estandarización de los datos, con el propósito de comparar el efecto de las aplicaciones de efluente porcino, en relación al suelo control, sobre indicadores químicos y microbiológicos de suelo en la profundidad de 0-10 cm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Indicadores químicos de suelo

El COS está estrechamente relacionado con propiedades físicas, químicas y biológicas, y por lo tanto es uno de los indicadores por excelencia de calidad del suelo. Mantener o aumentar el COS es fundamental para la fertilidad del suelo y la producción de los cultivos (Ghosh et al., 2012; He et al., 2015). En este estudio se pudo evidenciar que las aplicaciones de efluentes mantuvieron las reservas de COS e incrementaron levemente el NOS en ambas profundidades evaluadas (8% y 6 %, respetivamente) ($p < 0,05$) (Fig. 1 A y C). Al evaluar las fracciones lábiles, solo en superficie, se observó un incremento en el COP (11%) ($p < 0,05$) (Fig. 1 B). Este resultado, concuerda con lo reportado por Wienhold (2005), Balota et al. (2010) y Yagüe et al. (2012), quienes obtuvieron incrementos en el COP en suelos que recibieron efluentes. A su vez, Da Silva Oliveira et al. (2017) concluyeron que las aplicaciones de efluente porcino por periodos prolongados mejoraron los stocks de COS y su calidad en función del C lábil, y provocan acumulaciones de nutrientes como N y P. El incremento observado en este estudio podría ser consecuencia de los aportes de C con las aplicaciones de efluentes, o por un efecto indirecto provocado por un aumento en la biomasa de los cultivos, al presentar los suelos una adecuada disponibilidad de nutrientes, y por lo tanto mayor ingreso de residuos vegetales (Pegoraro et al., 2014; Pegoraro et al., 2020). En cambio, la ausencia de respuesta en el NOP (Fig. 1 D) puede responder a que los incrementos en NOS pudieron verse favorecidos por un aumento del N en otras fracciones o N mineral no determinados en esta investigación.

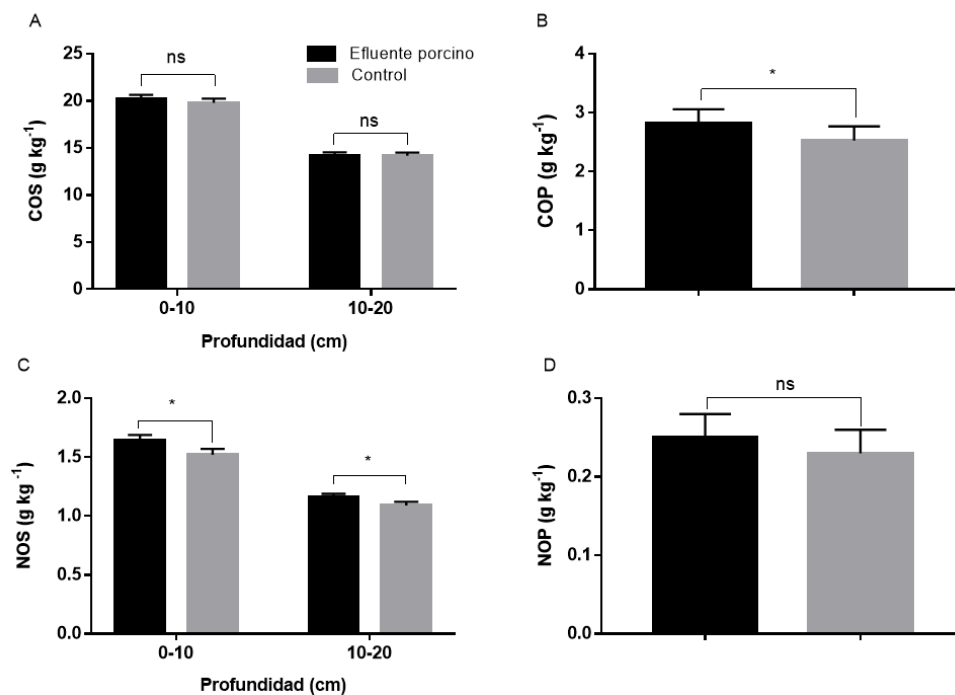


Figura 1: Valores medios y error estándar (barras) de A) carbono orgánico del suelo (COS), B) carbono orgánico particulado (COP) (0-10 cm), C) nitrógeno orgánico del suelo (NOS) y D) nitrógeno orgánico particulado (NOP) (0-10 cm) en suelos con aplicación de efluente porcino y control. * Indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Figura 1: Mean values and standard error (bars) of A) soil organic carbon (SOC), B) particulate organic carbon (COP) (0-10 cm), C) soil organic nitrogen (NOS) and D) particulate organic nitrogen (NOP) (0-10 cm) in soils with pig slurry application and control. * Indicate statistically significant differences ($p < 0.05$).

Los mayores cambios observados se evidenciaron en las concentraciones de Pe y CE. El Pe se incrementó un 211% y 117% con aplicaciones de efluente, en cada profundidad evaluada, con respecto a los suelos que no recibieron efluentes ($p < 0,05$) (Fig. 2 C). Mientras que la CE aumentó un 60% y 100% en 0-10 y 10-20 cm, respectivamente ($p < 0,001$) (Fig. 2). Diversos autores reportan acumulación de P en los estratos superiores del suelo, relacionándolo directamente con la alta cantidad de P adicionado con el efluente. Esto concuerda con lo encontrado por Berwanger et al. (2008) y Lourenzi et al. (2013) con 14 y 19 aplicaciones sucesivas de efluente porcino. Mientras que, el aumento en la CE puede atribuirse a la adición de sales solubles presente en el efluente, que proceden de la dieta de los animales (Saviozzi et al., 1997) o del agua subterránea utilizada para el lavado de los pisos en las instalaciones. Varios autores informaron respuesta similares en los contenidos de CE con el agregado de efluente porcino (Liu et al., 1998; Plaza et al., 2004; Hernández García, 2006). Sin embargo, los valores observados estuvieron por debajo de los niveles para reducir el rendimiento de los cultivos ($0,5 \text{ dS m}^{-1}$) (Maas & Hoffman, 1977).

El pH del suelo se vio levemente acidificado con aplicaciones continuas de efluente porcino solo en 0-10 cm de profundidad ($p < 0,05$) (Fig. 2 B). Esta reducción del pH se atribuye principalmente a la producción de iones H^+ debido a la hidrólisis y oxidación del NH_4^+ presente en los efluentes (Divito et al., 2011). Resultados similares han sido informados previamente por Da Veiga et al. (2012) tras la aplicación continua de efluente porcino durante 9 años y Pegoraro et al. (2021) con solo una aplicación de efluente y fertilizantes minerales. Por lo tanto, la aplicación continua de fuentes nitrogenadas (estiércol porcino y fertilizantes nitrogenados) a altas dosis puede provocar la acidificación del suelo, lo que puede requerir estrategias de remediación, como el encalado, a largo plazo.

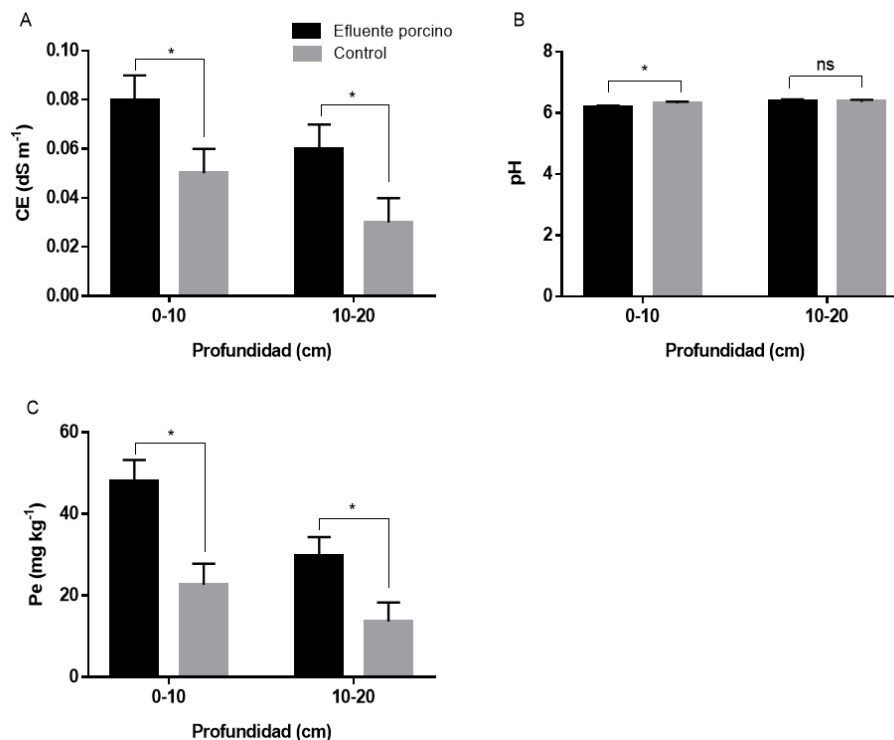


Figura 2: Valores medios y error estándar (barras) de A) conductividad eléctrica (CE), B) pH y C) fósforo extractable (Pe) en suelos con aplicación de efluente porcino y control. * Indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Figura 2: Mean values and standard error (bars) of A) electrical conductivity (EC), B) pH and C) extractable phosphorus (Pe) in soils with pig slurry application and control. * Indicate statistically significant differences ($p < 0.05$).

En cuanto a las bases intercambiables (Tabla 2), las aplicaciones de efluente porcino incrementaron significativamente el K y Na ($p < 0,05$), mientras que el Ca y Mg se mantuvieron en concentraciones similares a un suelo control. El incremento en el Na, se ve reflejando en un aumento del 27% en el PSI ($p < 0,001$), sin embargo, no se evidenciaron suelos salinos ni sódicos. No obstante, el Na junto con la CE, puede convertirse en las principales limitantes para el uso agronómico del efluente porcino a largo plazo. Por tal motivo, estos indicadores son claves para monitorear el suelo cuando se realizan aplicaciones prolongadas, con el fin de evitar un deterioro o tomar la decisión de aplicar prácticas correctivas.

Tabla 2: Valor medio \pm error estándar de bases intercambiables del suelo, capacidad de intercambio catiónico y porcentaje de sodio intercambiable en suelos en suelos con aplicación de efluente porcino y control en 0-10 cm de profundidad.

Table 2: Mean values \pm standard error of soil exchangeable bases, cation exchange capacity and percentage of exchangeable sodium in soils in soils with pig slurry application and control at 0-10 cm depth.

Propiedades	Unidad	Control	EE	Efluente	EE	p valor
Ca	meq 100g ⁻¹	9,63	$\pm 0,17$	9,41	$\pm 0,17$	0,3187
Mg	meq 100g ⁻¹	2,32	$\pm 0,12$	2,42	$\pm 0,12$	0,1334
K	meq 100g ⁻¹	2,1	$\pm 0,15$ b	2,44	$\pm 0,15$ a	<0,0001
Na	meq 100g ⁻¹	0,16	$\pm 0,02$ b	0,21	$\pm 0,02$ a	<0,0001
CIC	meq 100g ⁻¹	17,62	$\pm 0,38$	17,84	$\pm 0,38$	0,3039
PSI	%	0,91	$\pm 0,12$ b	1,16	$\pm 0,12$ a	<0,0001

Calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K), sodio (Na), capacidad de intercambio catiónico (CIC), porcentaje de sodio intercambiable (PSI). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Calcium (Ca), magnesium (Mg), potassium (K), sodium (Na), cation exchange capacity (CEC), exchangeable sodium percentage (PSI). Different letters indicate statistically significant differences ($p < 0.05$).

Indicadores microbiológicos de suelo

Los estiércoles animales, como el efluente porcino, proporcionan carbono fácilmente disponible y nutrientes minerales, los cuales pueden estimular a las poblaciones microbianas del suelo, promoviendo una mayor biodiversidad del suelo, estabilización del C y retención de N. Además, pueden ser fuentes de microorganismos propios y, por lo tanto, modificar la composición de la comunidad microbiana del suelo receptor. En cambio, las aplicaciones a largo plazo de fertilizantes minerales suelen estar asociado con disminuciones en la biomasa y diversidad bacteriana (Ortiz et al., 2020; Sayre et al., 2023).

El Nan representa una estimación del N potencialmente mineralizable (Npm) proveniente principalmente de las fracciones lábiles de la MOS (Tabla 3) (Echeverría et al., 2000; Fabrizzi et al., 2003). Indica la cantidad de N que puede ser progresivamente mineralizado por microorganismos y así puestos a disposición de cultivos en crecimiento (Biau et al., 2012). Este indicador presentó un incremento del 13% en suelos con efluentes porcinos (p<0,05). Similares resultados fueron reportados por Biau et al. (2012) quienes evidenciaron incrementos en el Npm cuando aplicaron efluente porcino sobre un cultivo de maíz durante 2 años consecutivos, en comparación con suelos que recibieron fertilizantes minerales y una situación control.

La descomposición de la MO y mineralización de los nutrientes del suelo dependen de la participación de enzimas extracelulares. A su vez, las enzimas del suelo pueden ser un buen indicador de los cambios biológicos del suelo, ya que responden rápidamente a las variables de fertilidad del suelo (Liu et al., 2023). En este estudio, las actividades de la FDA y FAc se vieron incrementadas un 33% por las aplicaciones de efluente, con respecto a suelos sin efluentes (p<0,05) (Tabla 3). Esto concuerda por lo encontrado por Da Silva et al. (2015), quienes observaron que en lotes con aplicaciones prolongadas de efluente porcino (14 años) presentaron mayor FDA con respecto a lotes con recientes aplicaciones (2 años). A su vez, Biau et al. (2012) reportaron un incremento en la FAc en un 40% con el agregado de efluente sobre un cultivo de maíz. Esta respuesta puede atribuirse al aporte de nutrientes lábiles que se hace al suelo con los efluentes porcinos, que son capaces de incrementar la síntesis de estas enzimas (Da Silva et al., 2015).

Tabla 3.: Valores medios ± error estándar de propiedades microbiológicas en suelos con aplicación de efluente porcino y control en 0-10 cm de profundidad.

Table 3: Mean values ± standard error of microbiological properties in soils with pig slurry application and control at 0-10 cm depth.

Propiedades	Unidad	Control	EE	Efluente	EE	p valor
Nan	mg kg ⁻¹	85,94	±6,27 b	96,73	6,29 a	0,0013
FAc	mg kg ⁻¹	613,83	54,2 b	814,92	54,3 a	<0,0001
FDA	mg kg ⁻¹	57,05	9,9 b	75,92	9,92 a	0,0003
RM	mg kg ⁻¹	106,05	6,76	113,63	6,86	0,3728
CBM	mg kg ⁻¹	100,88	15,9	95,52	16	0,6354
qCO ₂	-	2,33	0,49	2,12	0,49	0,6199

Nitrógeno anaeróbico (Nan), actividad enzimática fosfatasa ácida (FAc), actividad enzimática de la fluoresceína diacetato (FDA), respiración microbiana (RM), carbono de la biomasa microbiana (CBM), coeficiente microbiano (qCO₂). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (p<0,05)

Anaerobic nitrogen (Nan), acid phosphatase enzyme activity (FAc), microbial respiration (RM), microbial biomass carbon (CBM), metabolic coefficient (qCO₂). Different letters indicate statistically significant differences (p<0.05).

El CBM representa alrededor del 1 al 5% del COS (Tabla 3). Es un indicador de la abundancia microbiana y responde rápidamente a las perturbaciones causadas por la prácticas de manejo (He et al., 2015; Sousa et al., 2014). Las mediciones a corto plazo pueden reflejar variaciones a largo plazo en el COS, ya que dicha variable se relaciona con procesos de descomposición de la MO, síntesis de sustancias húmicas y varias etapas de los ciclos de los nutrientes (Powlson et al., 1987). En cambio, la RM está relacionada con la actividad microbiológica general del suelo, ya que mide la actividad metabólica de los microorganismos (Parkin

et al., 1996). La ausencia de respuesta en ambos indicadores a la aplicación de efluente porcino ($p > 0,05$) se pueden atribuir a una rápida mineralización del C orgánico fácilmente degradable aplicado con el efluente (Plaza et al., 2004). Da Silva et al. (2015) tampoco observaron cambios en el CBM y RM en suelos con diferentes tiempos de aplicación de efluente porcino (2 y 14 años de aplicaciones). Además, Sayre et al. (2023) sugirieron que las aplicaciones de estiércoles sean continuas para mantener los cambios en la comunidad microbiana del suelo provocando suelos más saludables.

Los incrementos en el CBM y RM, luego de la aplicación de efluente, no suelen persistir (Wienhold, 2005; Yanardağ et al., 2017). Por lo tanto, para muchos estudios ambientales, el qCO_2 ha demostrado ser más sensible que la RM o CBM solos. Este coeficiente estima la eficiencia de las poblaciones microbianas del suelo en utilizar compuestos de CO (Da Silva et al., 2015). Situaciones de estrés y alteraciones del suelo pueden provocar una disminución de la eficacia microbiana, e incrementar el qCO_2 debido a que la población microbiana necesita gastar más energía en mantenimiento. Además, el qCO_2 podría ser afectado por cambios en la composición de las poblaciones de microorganismos, la disponibilidad de sustratos y diversos factores abióticos (Plaza et al., 2004). Las aplicaciones sucesivas de efluente no presentaron cambios en el qCO_2 , en relación a un suelo control (Tabla 3). En cambio, Liu et al. (2010) obtuvieron menor qCO_2 cuando aplicaron estiércol combinado con un fertilizante mineral, y mayor coeficiente en la parcela control. Estos resultados pueden deberse al aporte de nutrientes con el efluente, ayudando a disminuir el estrés de las poblaciones microbianas por nutrientes insuficientes y bajo suministro de energía.

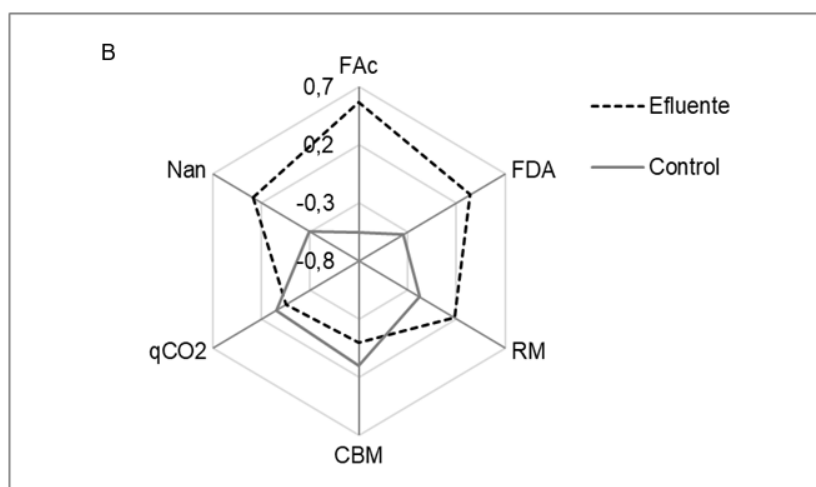
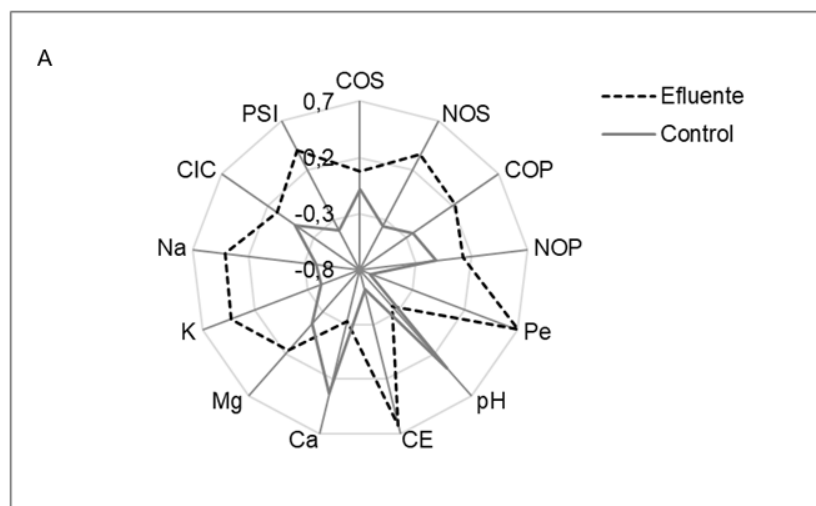


Figura 3: Respuesta de las aplicaciones de efluente porcino, en relación a la situación control, sobre A) indicadores químicos y, B) Indicadores microbiológicos de calidad del suelo en 0-10 cm de profundidad. Carbono orgánico del suelo (COS), carbono orgánico particulado (COP), nitrógeno orgánico del suelo (NOS), nitrógeno orgánico particulado (NOP), fósforo extractable (Pe), concentración de iones de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K), sodio (Na), capacidad de intercambio catiónico (CIC), porcentaje de sodio intercambiable (PSI), nitrógeno anaeróbico (Nan), actividad enzimática de la fosfatasa ácida (FAC), respiración microbiana (RM), carbono de la biomasa microbiana (CBM), coeficiente metabólico (qCO_2).

Figura 3: Response to pig slurry applications on A) chemical indicators and, B) microbiological indicators of soil quality at 0-10 cm depth. Soil organic carbon (SOC), particulate organic carbon (POP), soil organic nitrogen (NOS), particulate organic nitrogen (NOP), extractable phosphorus (Pe), hydrogen ion concentration (pH), electrical conductivity (EC), calcium (Ca), magnesium (Mg), potassium (K), sodium (Na), cation exchange capacity (CEC), exchangeable sodium percentage (PSI), anaerobic nitrogen (Nan), acid phosphatase enzyme activity (FAC), microbial respiration (RM), microbial biomass carbon (CBM), metabolic coefficient (qCO_2).

En las Fig. 3 se presentan gráficos de estrellas, donde se observan los cambios en los diferentes atributos del suelo por aplicaciones sucesivas de efluente porcino, en relación al suelo control. Se evidencia claramente como las aplicaciones de efluente lograron incrementar la fertilidad del suelo e indicadores relacionados a la actividad microbiológica. Sin embargo, se debe prestar atención a los incrementos en el Pe, Na y CE, debido a que la aplicación de efluentes no se realiza solamente sobre el suelo, sino en un agroecosistema (Teira et al. 2008), pudiendo provocar eutrofización de cursos de agua o salinización/sodificación de los suelos agrícolas. En Brasil, Ceretta et al. (2010) reportaron que aplicaciones prolongadas de efluentes porcinos en suelos bajo siembra directa provocaron pérdidas de N, P y K por escorrentía superficial. Las pérdidas de N y K estuvieron relacionadas positivamente con el volumen de escorrentía superficial, mientras que las pérdidas de P están relacionadas positivamente con las cantidades de P adicionadas con los efluentes. Mientras que, Valdecantos et al. (2002) reportan que los riesgos de salinización/sodificación se provocan cuando se realizan aplicaciones prolongadas y altas dosis de efluentes (tres veces más a lo recomendado).

CONCLUSIONES

En los suelos que recibieron aplicaciones de efluentes porcinos en forma sucesiva se detectaron incrementos en indicadores químicos de fertilidad de suelo e indicadores indirectos de la actividad microbiológica. Sin embargo, también presentaron un incremento en la CE, Na y elevados contenidos de Pe. El incremento en la CE y Na pueden provocar salinización de suelo a mediano y largo plazo, mientras que los excesos de Pe pueden provocar contaminación de recursos hídricos. Por lo tanto, estos indicadores deben ser monitoreados en el tiempo con la finalidad de evitar un deterioro de la calidad del suelo y el ambiente. Alternativas de manejo para disminuir estos riesgos ambientales podrían ser dosificar el efluente en función de la concentración de P o combinar las aplicaciones de efluente con fertilización mineral con el objetivo de proporcionar los nutrientes necesarios para los cultivos, evitando aplicaciones en exceso de uno o más nutrientes específicos.

AGRADECIMIENTOS

A D. Villarruel, A. Nievas, J. Pereyra y L. Pereyra por su constante apoyo en el trabajo de campo. A G. Vélez, R. Saravalle y P. Marelli por su apoyo en el trabajo de laboratorio. El estudio fue financiado por el Proyecto "Tecnologías y estrategias de gestión de residuos y efluentes en sistemas agropecuarios y agroindustriales" (PNNAT 1128042) y el Proyecto "Aprovechamiento de residuos para aumentar el reciclado en el suelo. Sumideros de carbono y emisiones" (PNSUELO 1134042) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina. Tesis Doctoral de Vanesa Pegoraro, EPG, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Córdoba, Directora: M Zubillaga (UBA).

REFERENCIAS

- Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry. In K. Alef y P. Nannipieri (Eds.), *Academic Press Inc.* Academic Press.
- Anderson, T. H., & Domsch, K. H. (1985). Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soils*, 1(2), 81–89. <https://doi.org/10.1007/BF00255134>
- Balota, E. L., Machineski, O., Hamid, K. I. A., Yada, I. F. U., Barbosa, G. M. C., Nakatani, A. S., & Coyne, M. S. (2014). Soil microbial properties

- after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. *Science of the Total Environment*, 490, 397–404. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.019>
- Balota, E. L., Machineski, O., Priscila, E., & Truber, V. (2010). Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 45(5), 515–521. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2010000500011>
- Berwanger, A. L., Ceretta, C. A., e Rheinheimer dos Santos, D. (2008). Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira Ciencia Do Solo*, 32, 2525–2532.
- Biau, A., Santiveri, F., Mijangos, I., & Lloveras, J. (2012). The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European Journal of Soil Biology*, 53, 56–61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.08.008>
- Bosch-Serra, A. D., Ortiz, C., Yagüe, M. R., & Boixadera, J. (2015). Strategies to optimize nitrogen efficiency when fertilizing with pig slurries in dryland agricultural systems. *European Journal of Agronomy*, 67, 27–36.
- Cambardella, C., & Elliott, E. (1993). Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma*, 56(1–4), 449–457. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-444-81490-6.50036-4>
- Ceretta, C. A., Giroto, E., Lourenzi, C. R., Trentin, G., Vieira, R. C. B., & Brunetto, G. (2010). Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139(4), 689–699. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.016>
- Da Silva, D. ., Antonioli, Z. I., Jacques Seminoti, R. J., De Oliveira Silveira, A., Amaro da Silva, D. A., Rache, M. M., Gomes Passos, V. H., e 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.
- Da Silva Oliveira, D. M., De Lima, R. P., Barreto, M. S. C., Verburg, E. E. J., & Mayrink, G. C. V. (2017). Soil organic matter and nutrient accumulation in areas under intensive management and swine manure application. *Journal of Soils and Sediments*, 17(1), 1–10.
- Da Veiga, M., Pandolfo, C. M., Balbinot Junior, A. A., & Spagnollo, E. (2012). Chemical attributes of a hapludox soil after nine years of pig slurry application. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 47(12), 1766–1773. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012001200013>
- 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).
- Divito, G. A., Rozas, H. R. S., Echeverria, H. E., Studdert, G. A., & Wyngaard, N. (2011). Long term nitrogen fertilization: Soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no tillage. *Soil and Tillage Research*, 114, 117–126. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2011.04.005>
- Echeverria, H. E., San Martin, N. F., y Bergonzi, R. (2000). Metodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia Del Suelo*, 18(1), 9–16.
- Fabrizzi, K. P., Morón, A., & García, F. O. (2003). Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal*, 67(6), 1831.
- Ghosh, S., Wilson, B., Ghoshal, S., Senapati, N., & Mandal, B. (2012). Organic amendments influence soil quality and carbon sequestration in the Indo-Gangetic plains of India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 156, 134–141.
- Giroto, E., Ceretta, C. A., Brunetto, G., Dos Santos, D. R., Souza da Silva, L., Lourenzi, C. R., Lorensini, F., Vieira, R. C. B., e Schmatz, R. (2010). Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciencia Do Solo*, 34(3), 955–965.
- Gómez-Garrido, M. (2014). *Efectos ambientales de la valorización agronómica de purines de ganado porcino: Dinámica del nitrógeno en el sistema suelo-agua-planta*. Universidad Politécnica de Cartagena.
- He, Y. T., Zhang, W. J., Xu, M. G., Tong, X. G., Sun, F. X., Wang, J. Z., Huang, S. M., Zhu, P., & He, X. H. (2015). Long-term combined chemical and manure fertilizations increase soil organic carbon and total nitrogen in aggregate fractions at three typical cropland soils in China. *Science of the Total Environment*, 532, 635–644.
- Hernández García, D. (2006). *Utilización del purin de cerdo como enmienda orgánica en suelos degradados: valorización agronómica y ambiental*. Universidad Autónoma de Madrid.
- Iglesias, D. H., y Ghezan, G. (2013). *Análisis de la cadena de carne porcina en Argentina*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA]. (1978). *Carta de suelos de la República Argentina Hoja 3363-17*.
- IRAM-SAGPyA 29572 -1. (2011). *Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado. Parte 1 - Escala semi-micro*.
- IRAM-SAGyP 29570-1. (2010). *Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 1 - Método Bray Kurtz 1 modificado (Extracción con solución de fluoruro de amonio - ácido clorhídrico)*.
- 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 29410. (1999). *Determinación del pH*. In IRAM.

- 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. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90005-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90005-5)
- Liu, E., Yan, C., Mei, X., He, W., Bing, S. H., Ding, L., Liu, Q., Liu, S., & Fan, T. (2010). Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. *Geoderma*, 158(3–4), 173–180. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.04.029>
- Liu, F., Mitchell, C. C., Odum, J. W., Hill, D. T., & Rochester, E. W. (1998). Effects of swine lagoon effluent application on chemical properties of a loamy sand. *Bioresource Technology*, 63, 65–73. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00086-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00086-2)
- Liu, X., Chen, Q., Zhang, H., Zhang, J., Chen, Y., Yao, F., & Chen, Y. (2023). Effects of exogenous organic matter addition on agricultural soil microbial communities and relevant enzyme activities in southern China. *Scientific Reports*, 13(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-33498-0>
- Lourenzi, C. R., Ceretta, C. A., Souza Da Silva, L., Giroto, E., Lorensini, F., Tiecher, T. L., De Conti, L., Trentin, G., & Brunetto, G. (2013). Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 37(1), 157–167. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000100016>
- Maas, E. V., & Hoffman, G. J. (1977). Crop water tolerance - current assessment. *Journal of Irrigation and Drainage Division*, 103, 115–134.
- Morales, D., Oliveira, M. P. de, Taffe, B. L., Comin, J., Soares, C. R., & Lovato, P. (2016). Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. *Ciencia Rural*, 46(2), 260–266. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20140565>
- Ortiz, J., Faggioli, V., Ghio, H., Boccolini, M., loele, J., Tamburrini, P., Garcia, F., & 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.
- Parkin, T., Doran, J., & Franco-Vizcaíno, E. (1996). Field and laboratory tests of soil respiration. In D. J. & J. A. J. (Ed.), *Methods for assessing soil quality* (pp. 241–246). Soil Science Society of America, Inc. Publisher.
- Pegoraro, V., Cazorla, C., Bachmeier, O., Baigorria, T., Boccolini, M., Or-Tiz, J., Lorenzon, C., Hang, S., & Zubillaga, M. (2020). Impacts of different pig slurry application methods on soil quality indicators in a maize-soybean cropping sequence in the sub-humid pampas of Argentina. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 9(3), 259–272. <https://doi.org/10.30486/IJROWA.2020.674424>
- Pegoraro, V. R., Boccolini, M., Aimetta, M. B., Baigorria, T., & Cazorla, C. R. (2014). Influencia de la aplicación de efluente porcino sobre propiedades químicas y biológicas de un Argiudol típico (Córdoba, Argentina). *Ciencia Del Suelo*, 32(2), 283–289.
- Pegoraro, V. R., Mir, L., Briacchi, M., Bachmeier, O., Ortiz, J., Lorenzon, C., Hang, S., & Zubillaga, M. S. (2021). Different pig slurry application methods modify the soil quality and increase the productivity of winter wheat (*Triticum aestivum* L.) Crop (Córdoba, Argentina) / Diferentes métodos de aplicação de dejectos líquidos de suínos modificam a qualidade do solo. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 4(4), 6419–6440. <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n4-125>
- Plaza, C., Hernández, D., García-Gil, J. C., & Polo, A. (2004). Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10), 1577–1585. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.017>
- Powlson, D., Prookes, P., & Christensen, B. (1987). Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(2), 159–164.
- 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, & 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.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., & Vanni, G. (1997). Laboratory studies on the application of wheat straw and pig slurry to soil and the resulting environmental implications. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61(1), 35–43. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01077-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01077-8)
- Sayre, J. M., Wang, D., Lin, J. Y., Danielson, R. E., Scow, K. M., & Mazza Rodrigues, J. L. (2023). Repeated manure inputs to a forage production soil increase microbial biomass and diversity and select for lower abundance genera. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 354(May), 108567. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108567>
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca [SAGyP]. (2022). *Anuario Porcino 2022*. <https://www.magyp.gov.ar/sitio/areas/porcinos/estadistica/>
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria [SENASA]. (2022). *Existencias porcinas*. <https://www.argentina.gob.ar/senasa/porcinos-sector-primario>
- Sousa, F. A., Silva, E. D. B., Campos, A. T., Martins Gandini, A. M., Correa, J. M., & Graziotti, P. H. (2014). Microbial activity and production of coffee crops after fertilization with pig slurry. *Bioscience Journal*, 30(4), 1041–1049.
- Sparks, D. L. (1996). *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. (Soil Scienc).
- Teira-Esmatges, M. (2008). Informe para la mejora de la gestión de los purines porcinos en Catalunya. In *Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible de Catalunya*.
- Tiecher, T., Tiecher, T. L., Kochem Mallmann, F. J., Zafar, M., Alberto Ceretta, C., Rogério Lourenzi, C., Brunetto, G., Colpo Gatiboni, L., & Rheinheimer dos Santos, D. (2017). Chemical, biological, and biochemical parameters of the soil P cycle after long-term pig slurry application in no-tillage system. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 41, 1–16. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbcs20170037>

- Valdecantos, A., Fuentes, D., Cortina, J., & Casanova, G. (2002). Liquid manures utilization. Requirements for their agricultural and forest use. *Porci*, 71, 43–56.
- Vance, E. , Brookes, P. C., & Jenkinson, D. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 703–707. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)
- Wienhold, B. J. (2005). Changes in soil attributes following low phosphorus swine slurry application to no-tillage sorghum. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 206–214. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0206>
- Yagüe, M. R., Bosch-Serra, Á. D., Antúnez, M., & Boixadera, J. (2012). Pig slurry and mineral fertilization strategies' effects on soil quality: Macroaggregate stability and organic matter fractions. *Science of the Total Environment*, 438, 218–224. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.063>
- Yanardağ, I. H., Zornoza, R., Bastida, F., Büyükkiliç-Yanardağ, A., García, C., Faz, A., & Mermut, A. R. (2017). Native soil organic matter conditions the response of microbial communities to organic inputs with different stability. *Geoderma*, 295, 1–9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.008>

***Guadua chacoensis* BAMBOO BIOCHAR (POACEAE, BAMBUSEAE) AFFECTED HORTICULTURAL SPECIES IN A SALINE-ALKALINE SOIL**

Julieta Milone^{1 3*}, Cecilia Casas^{2 3 4}, Andrea Susana Vega^{1 3}

¹ Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Cátedra de Botánica General. Buenos Aires, Argentina.

² Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Cátedra de Edafología. Buenos Aires, Argentina.

³ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

⁴ Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA). Buenos Aires, Argentina.

ABSTRACT

Biochar is being used with increasing frequency as a soil remediator. However, its impact depends on soil limitations, biochar source and concentration applied. We studied *Guadua chacoensis* bamboo biochar as a saline-alkaline soil amendment. Aqueous solutions with 0, 2.5 and 5% of bamboo biochar (BC) were used to determine their influence on seed germination rate and radicle length in two horticultural species moderately tolerant to salinity and alkalinity: arugula (*Eruca sativa*) and radish (*Raphanus sativus*). Also, we amended a saline-alkaline soil with 0, 0.5 and 2.5% of BC to evaluate its effect on plant height, leaf and root biomass of both horticultural crops. The application of 2.5 and 5% BC solution decreased arugula germination in 3.14% and 5.2%, respectively, compared to 0% BC. The addition of BC decreased radicle length in both species and such reduction was more significant with the higher BC concentration. The addition of 0.5% and 2.5% BC as amendment in a saline-alkaline soil decreased arugula height in 27.32% and 50.33%, respectively, compared to 0% BC, resulting in smaller plants with less leaf and root biomass. The BC amendment did not affect leaf biomass, but 2.5% BC reduced root biomass in 53.85% compared to 0% BC. These results seem to be influenced not only by the BC inherent characteristics but also by the increase in soil pH, caused by the addition of biochar. Further studies may evaluate the impact of BC addition with different properties on saline-alkaline soils, and its use as an amendment in the remediation of acid soils.

Keywords: soil amendment; seed germination; plant growth.

EL BIOCARBÓN DEL BAMBÚ *Guadua chacoensis* (POACEAE, BAMBUSEAE) AFECTÓ A ESPECIES HORTÍCOLAS EN SUELO SALINO-SÓDICO

RESUMEN

El biocarbón se utiliza como remedidor de suelos cada vez con más frecuencia. Sin embargo, el impacto en el suelo depende de las limitaciones edáficas, el material empleado para obtener el biocarbón y la concentración aplicada. Se estudiaron los efectos del biocarbón de bambú de *Guadua chacoensis* sobre la germinación, y como una técnica de enmienda de suelos salino-sódicos. Se utilizaron soluciones acuosas con 0, 2,5 y 5% de biocarbón de bambú (BC) para determinar el porcentaje de germinación de semillas y la longitud de radícula en dos especies hortícolas: rúcula (*Eruca sativa*) y rabanito (*Raphanus sativus*). Además, se incorporó 0, 0,5 y 2,5% de BC a un suelo salino-sódico para evaluar el efecto sobre ambas especies, las cuales son moderadamente tolerantes a la salinidad. En cada especie se evaluó la altura de la planta, la biomasa foliar y radicular. Las soluciones de 2,5 y 5% BC disminuyeron la germinación de la rúcula en un

* Autor de contacto:
jmilone@agro.uba.ar

Recibido:
19-09-23

Recibido con revisiones:
09-11-23

Aceptado:
14-11-23

3,14% y 5,2%, respectivamente, en comparación con el control. La adición de BC disminuyó la longitud de la radícula en ambas especies, siendo la reducción más significativa con la mayor concentración de BC. La adición de 0,5% y 2,5% de BC disminuyó la altura de la rúcula en un 27,32% y 50,33%, respectivamente, en comparación con el control, lo que resultó en plantas más pequeñas con menos biomasa de hojas y raíces. La adición de biocarbón no afectó la biomasa foliar, pero en el tratamiento 2,5% BC se redujo la biomasa de raíces en un 53,85% en comparación con el 0% BC. Además de las características inherentes del biocarbón, estos resultados estarían influenciados por el aumento del pH del suelo, provocado por la adición del BC. Se propone evaluar el biocarbón con distintas propiedades en suelos salino-sódicos, y como enmienda en la remediación de suelos ácidos.

Palabras clave: enmienda de suelos; germinación de semillas; crecimiento de las plantas

INTRODUCTION

Salinity and alkalinity due to natural causes or unsustainable anthropogenic practices (Guida-Johnson et al., 2017; Madrigal, 2016) are considered some of the most important soil problems in the world (Aimetta et al., 2020). Halomorphic soils present limitations for agricultural activities, reducing crop yields (Sanchez et al., 2015). Nearly 424 Mha of worldwide superficial soils (0-30 cm) are affected by some level of salinity and alkalinity (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2021). Salinity impacts plant growth by reducing water uptake due to osmotic imbalances in the root zone (Alcivar et al., 2018; Hussain et al., 2017) and increasing aluminum toxicity (Dai et al., 2017). Alkaline soils accumulate excessive exchangeable Na^+ in soil solution, negatively affecting soil structure by clay dispersion and compaction (Hasana et al., 2022) and restricting the movement of water and air through the soil profile. It also alters pH and nutrient availability with a decrease in crop yields (Yu et al., 2010).

Biochar is a solid material obtained by the thermochemical conversion of biomass in an oxygen-limited environment (International Biochar Initiative [IBI], 2012) with potential benefits, such as carbon sequestration and environmental management (i.e., soil improvement, waste treatment, climate change mitigation, and energy production; Lehmann & Joseph, 2015). In the last few years, an increasing focus on biochar has been reported for soil remediation (Nath et al., 2022). Based on their wide availability, different agricultural and forest valueless wastes [i.e., corn straw (Naeem et al., 2016), shell peanut (Sathe et al., 2021), forest branches (Ke et al., 2018), among others] are used for biochar production. Ahmad et al. (2014) reported that the addition of different biochar to soils increased seed germination, plant growth, and crop yields. Particularly, the addition of 1.5% (w/w) of corn cobs biochar increased maize germination in 13% in a sandy loam soil (Ali et al., 2021). Moreover, biochar derived from pelletized poultry manure improved lettuce growth on a nutrient deficient soil (Gunes et al., 2014) and promoted rice crop by reducing Al^{3+} uptake by roots in acid soils (Shetty & Prakash, 2020). Several studies have reported soil improvements after the addition of biochar, such as reducing soil bulk density (Muñoz et al., 2016) and increasing water retention (Glaser et al., 2002) due to its organic carbon content (60-80%) and highly active surface area (Yu et al., 2019). For these reasons, biochar arises as an environmentally friendly amendment to improve soil quality and productivity (Sathe et al., 2021).

Biochar application was assessed in various soil types (Abdullaeva, 2014), but few studies have been carried out under saline or alkaline conditions (Zhao et al., 2020). Biochar application reduced salt stress and improved plant growth in relation to Na^+ removal and adsorption onto biochar surfaces (Yu et al., 2019). However, its effectiveness depends on soil physicochemical properties, pyrolysis conditions (temperature, aeration, and time), the amount of biochar applied, the specific surface area, pore size distribution, ion exchange capacity, and the taxonomic identity of the species used to produce the biochar (Ahmad et al., 2014; Alchouron et al., 2020).

Bamboo culms are suitable for biochar production (Wang et al., 2012; Zhang, 2009) and bamboo BC has proven to be a good adsorbent for air, water, and soil purification (Wang et al., 2012). In addition, bamboo is considered a sustainable alternative for biochar production given its rapid regeneration (Orosco Gutierrez & De Lira Fuentes, 2020). In particular, *Guadua chacoensis* (Rojas Acosta) Londoño & P. M. Peterson is a native woody bamboo from Bolivia, Paraguay, Uruguay, Brazil, and Argentina (Lizarazu & Vega, 2012; Vega & Rúgolo, 2016). This bamboo grows vegetatively for 28 years, flowers, and dies, successfully reproducing through its caryopses (Vega & Cámara Hernández, 2008). Interestingly, recent studies showed that *G. chacoensis* Fe_3O_4 nanoparticle-covered biochar remediated arsenic contaminated water, reducing arsenic almost completely and reaching concentration levels below those recommended by the World Health Organization (WHO; Alchouron et al., 2020, 2021). Although bamboo has long been cultivated and

used in Southeastern Asia, its cultivation in tropical and subtropical America is only recent (Londoño, 2009), especially in the case of *G. chacoensis*. For this reason, the effects of *G. chacoensis* biochar as a soil amendment have not been explored yet.

In order to study the effects of *G. chacoensis* biochar as a remediation technique for saline-alkaline soils, we investigated its impact on the germination and performance of two horticultural species: radish (*Raphanus sativus* L.) and arugula [*Eruca vesicaria* (L.) Cav. subsp. *sativa* (Mill.) Thell.] which are moderately tolerant to salinity and alkalinity. We hypothesize that (i) biochar contributes with naturally adsorbed essential elements that can be released into the biochar solution, improving seed germination rate; (ii) the biochar surface adsorbs and removes Na⁺ in soil, thus improving soil structure and plant performance. To test these hypotheses, we evaluated *G. chacoensis* biochar at increasing concentrations through two experiments: the first one focused on germination assessment *in vitro*, while the second one explored plant establishment and biomass production of both species when growing in a saline-alkaline soil.

MATERIALS AND METHODS

Plant species

Two horticultural species belonging to the Brassicaceae family were selected (i.e., *Raphanus sativus* and *Eruca vesicaria* subsp. *sativa*), since they are annual crops with life cycles that are completed in 20-60 days (Sangiaco et al., 2002a, b). Both species are moderately tolerant to salinity and alkalinity (Foti & Lallana, 2005; Rahman et al., 2017; Sangiaco et al., 2002a, b). Seeds were obtained through the Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA Castelar, Buenos Aires, Argentina).

Bamboo Biochar (BC)

Discarded culms (i.e., without commercial value) of the native bamboo *G. chacoensis* (Poaceae, Bambusoideae, Bambuseae) were used as a raw material for biochar production. Samples were obtained from three different geographic regions in Argentina: Buenos Aires, Corrientes, and Misiones. Voucher specimens are deposited at Gaspar Xuarez Herbarium (BAA- code after Thiers 2023), from the following locations in Argentina: Buenos Aires: Capital Federal, Cult. Jardín Botánico de la Facultad de Agronomía, A. S. Vega 17 (BAA); Corrientes: Dpto. Capital, route 12, 3 km from Riachuelo, 27°34'S, 58°44'W, 60 m, A. S. Vega 23 (BAA); Misiones, Dpto. Guaraní, El Soberbio, 27°16'20"S, 54°11'36"O, A. S. Vega 104 (BAA). The material was dried at room temperature and ground to a 0.5-1 cm particle size using chipping machines (Troy Bilt, CS 4265, Canada and EcoGreenChip, K3, Argentina). Then, the homogenised milled material was subjected to slow pyrolysis carbonization at 700 °C for 2 h in a tubular muffle furnace (O.R.L., Argentina) inside a steel reactor (AISI 310) under a continuous nitrogen flow (10 mL/min) according to Alchouron et al. (2020). The resulting BC was ground, sieved to particle size range of 150–300 µm, and stored in hermetic plastic bags.

Soil material origin and preparation

The saline-alkaline soil material (i.e., with excessive soluble salts and exchangeable sodium) used in this study came from topsoil (0–10 cm) of a horticultural field (34° 58' 43.023" S, 58° 2' 38.132" W; La Plata, Buenos Aires). The soil material was air-dried, ground to pass through a 2 mm sieve, and homogenised. The soil material was characterised according to electrical conductivity (EC) and pH (in 1:2.5 soil and distilled water), cation exchange capacity (CEC; Sumner and Miller, 1996), sodium concentration in the extract of saturation and texture (ESP; Bouyoucos, 1951), oxidizable organic carbon (OC; IRAM/SAGyP, 2016), and organic matter (OM; Walkley & Black, 1934). Then, the soil material was mixed with different biochar proportions: 0, 0.5 or 2.5% to generate three treatments, according to previous studies (Ali et al. 2021; Hussien Ibrahim et al. 2020)

Seed germination

Two *in vitro* assays were conducted to evaluate biochar effect on germination of radish and arugula seeds, isolating the effect of soil conditions. For this purpose, Petri dishes were maintained into a germination chamber under controlled temperature, light, and humidity conditions. Each Petri dish contained 10 seeds and 3 mL of an aqueous solution of distilled water + biochar in different concentrations according to the following treatments: 0, 2.5, and 5% BC with 10 replicates for each treatment and species, using a completely randomised design. Seed germination percentage (%) and radicle length (in cm) were daily monitored for 3 days.

Plant species establishment and growth

Two experiments under controlled conditions and completely randomised design were performed in a

greenhouse trial at the Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA, CONICET). The purpose of these experiments was to evaluate the effect of biochar application in a saline-alkaline soil material on the capacity of seeds to germinate. Plastic pots (1 L) were filled with soil and biochar mixed in different concentrations according to the following treatments: 0, 0.5 and 2.5% BC, and four seedlings of each species were transplanted to individual pots (8 replicates and 24 pots for each vegetable species). In order to homogenise plant size along the experiment, only two seedlings per pot were maintained and harvested 30 days after sowing. The number of replicates for the arugula growth experiment was unbalanced due to the lack of germination in some pots, so no plant was considered for the plant growth test. Pot positions in the greenhouse were daily and fully randomized. Growth indicators included plant height ($\text{cm}\cdot\text{plant}^{-1}$), leaf biomass ($\text{g}\cdot\text{plant}^{-1}$), and root biomass ($\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$). Plant height was measured from the base of the stem at the soil surface to their apex. Plants were cut at the soil surface, and everything below this point was considered as roots, which were thoroughly washed to remove adhering soil particles. Root and shoot biomass were dried at 60 °C for 24 h prior to weighing for dry biomass.

Soil determinations

Once the experiment was completed, soil samples from each pot were characterized to analyze the effect of bamboo biochar on soil. At the end of the experiments, the pH and electrical conductivity (EC) were measured in all dry and sieved soil samples (2 mm) in a 1:2.5 solution in distilled water (Altronix Mod EZDO-PC pH meter and Lutron CD-4318SD conductivity meter).

Data analysis

Seed germination was analysed through a mixed-effects model with binomial distribution of errors, Bernoulli distribution (`glmer` in `lme4` in R; Bates et al., 2015), while the length of the radicle was analysed through a mixed-effects model with normal distribution of errors (`lme` of the `nlme` package in R; Pinheiro et al., 2023). In both cases, the random effect considered the seeds nested in the Petri dishes. Biochar concentration, time and its interaction were considered as fixed effects. For normal error distribution models, temporal autocorrelation was assessed with an ACF plot. When necessary, the first order autocorrelation function (`corAR1`) was included in the models that evaluated radicle length. The establishment of the seedlings was analysed through a mixed-effects model with binomial distribution of errors, Bernoulli distribution (`glmer` in `lme4` in R; Bates et al., 2015), considering the nesting of the plants in pots.

Growth indicators (i.e., plant height, leaf biomass, and root biomass) and soil parameters (i.e., pH and EC) were analyzed through fixed effect generalized linear models squares (gls) with a normal distribution of errors. Both plant height and dry biomass of leaves and roots were analysed with mixed-effects models that considered nesting of plants in pots (`lme` of `nlme` package in R; Pinheiro et al., 2023). In all normal distribution models, the homogeneity of the variances was evaluated by residual plots as a function of adjusted values and treatments. When necessary, variance functions for groups (`varIdent`) or power (`varPower`) were applied. The normal distribution of the residuals was evaluated using quantile theoretical distribution plots (Q-Q plot). Models with a binomial distribution were evaluated using the dispersion parameter ϕ . All analyses and figures were made in the R-cran environment, version 3.6.1 (R Development Core Team, 2019), and with RStudio; version 1.2.1335 (RStudio, 2019).

RESULTS

Soil characteristics

The soil material was a silt loam, with a high percentage of exchangeable sodium, and adequate organic matter and organic carbon (Table 1). It is considered a moderate saline and alkaline soil following the classification proposed by Sonmez et al. (2018). Pyrolysis at 700 °C resulted in a highly basic biochar whose elemental composition is presented in Table 1.

Table 1: Soil and *G. chacoensis* biochar characteristics prior to the experiment. The columns show soil textural class, pH, oxidizable organic carbon (OC), electrical conductivity (EC), cation exchange capacity (CEC), sodium concentration (ESP), organic matter (OM), biochar pH and elemental composition including carbon (C), oxygen (O), hydrogen (H) and sulfur (S).

Tabla 1: Características del suelo y del biocarbón de *G. chacoensis* previo al inicio de los experimentos. Las columnas muestran la textura del suelo, pH, carbono orgánico oxidable (OC), conductividad eléctrica (EC), capacidad de intercambio catiónico (CEC), concentración de sodio (ESP), materia orgánica (OM), pH y composición elemental del biocarbón, incluyendo carbono (C), oxígeno (O), hidrógeno (H) y azufre (S).

Property	Value
Soil	
Textural class	Silt loam
pH	8.39
OC (%)	2.17
EC (dS/m)	1.51
CEC (cmol/Kg)	30.91
ESP (%)	16.00
OM (%)	3.96
Biochar	
pH	9.53
C (%)	56.56
O (%)	43.00
H (%)	0.35
S (%)	0.09

Arugula and radish germination

The proportion of germinated seeds increased over time in both species (arugula: $\chi^2 = 12.69$; p-value < 0.001; radish: $\chi^2 = 7.40$; p-value < 0.05; Figure 1 A-B). Nevertheless, BC aqueous solutions reduced germination of arugula ($\chi^2 = 6.17$; p-value < 0.05) and radish seeds ($\chi^2 = 3.61$; p-value = 0.16). After three days from the beginning of the experiment, germination of arugula seeds was 3.14% (2.5% BC) and 5.21% (5% BC) lower, compared to the control (0% BC). The addition of biochar also decreased the radicle length of germinated seeds in both species, being arugula ($\chi^2 = 288.08$; p-value < 0.001; Figure 1 C) more sensitive than radish ($\chi^2 = 19.42$; p-value < 0.001; Figure 1 D). In arugula, radicle length was reduced by 68.50% (2.5% BC) and 80.90% (5% BC), compared to 0% BC (Figure 1 C). In relation to radish, radicle length was reduced by 24.70% (2.5% BC) and 54.50% (5% BC), compared to the 0% BC solution (Figure 1 D).

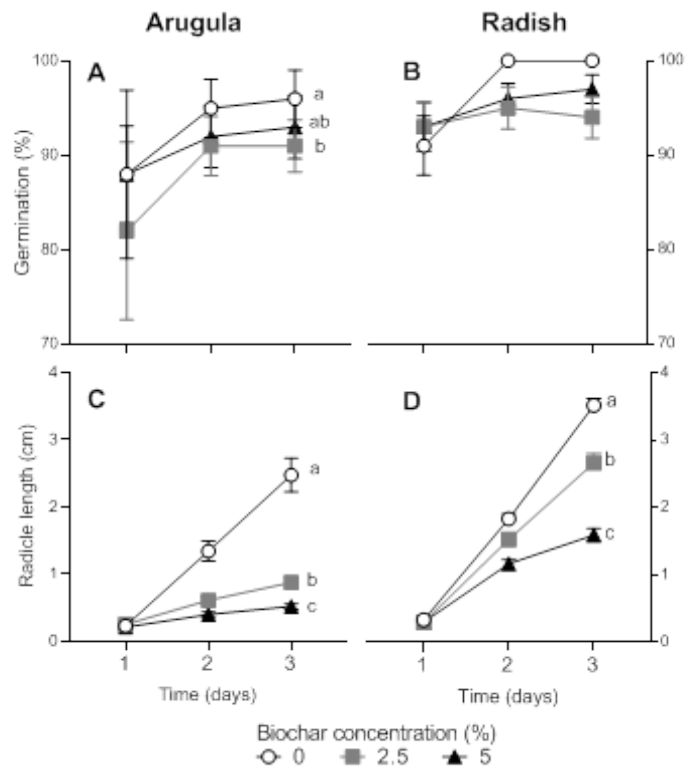


Figure 1: Cumulative percentage of germination (%) and radicle length (cm) in arugula (A, C) and radish seeds (B, D) as a function of time (days). Symbols show average values and bars correspond to the standard error. Different letters show statistically significant differences ($p < 0.05$) between treatments.

Figura 1: Porcentaje acumulado de germinación (%) y largo de radícula (cm) en semillas de rúcula (A, C) y de rabanito (B, D) en función del tiempo (días). Los símbolos muestran el promedio y las barras el error estándar. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos.

Arugula and radish growth

The addition of biochar amendment to saline-alkaline soils reduced arugula height ($\chi^2 = 9.72$; p -value < 0.05 ; Figure 2 A), leaf biomass ($\chi^2 = 8.47$; p -value < 0.05 ; Figure 2 B), and root biomass ($\chi^2 = 15.45$; p -value < 0.05 ; Figure 2 C). Plants growing in the saline-alkaline soil amended with 2.5% BC had a reduction of 27.32% in height compared to the control (0% BC). At higher biochar concentration (5% BC) plants reached ca. one-half the height of control plants (50.33%). The addition of 2.5 or 5% BC to the saline-alkaline soil did not alter the height of radish plants ($\chi^2 = 2.60$; p -value = 0.26; Figure 2 D) and tended to reduce leaf biomass ($\chi^2 = 0.56$; p -value = 0.76; Figure 2 E). The addition of 0.5% BC to the saline-alkaline soil decreased radish root biomass by 53.85%, with respect to the control ($\chi^2 = 7.67$; p -value < 0.05 ; Figure 2 F).

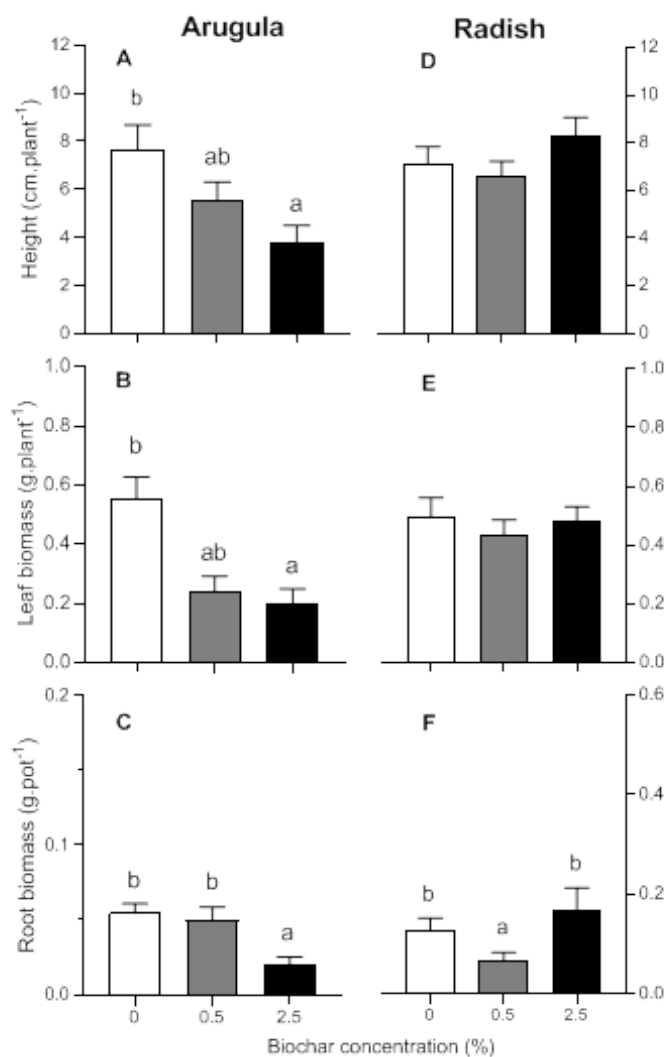


Figure 2: Arugula and radish height (cm.plant⁻¹; A, D), leaf biomass (g.plant⁻¹; B, E), and root biomass (g.pot⁻¹; C, F), respectively. Bars: white: 0% BC, grey: 0.5% BC, black: 2.5% BC. Bars show mean values and the standard error. Different letters indicate statistically significant differences ($p < 0.05$) between treatments. 0% BC: A-C: n=4; B-D: n=16; F: n=8; 0.5% BC: A-C: n=10; E: n=5; B-D: n=14; F: n=8; 5% BC: A-C: n=10; E: n=6; B-D: n=16; F: n=8.

Figura 2: Altura (cm.planta⁻¹; A, D), biomasa de hojas (g.planta⁻¹; B, E), y biomasa radical (g.macetat⁻¹; C, F), respectivamente, de rúcula y rabanito. Barras: color blanco: 0% BC, gris: 0,5% BC, negro: 2,5% BC. Las barras muestran el promedio y el error estándar. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos. 0% BC: A-C: n=4; B-D: n=16; F: n=8; 0.5% BC: A-C: n=10; E: n=5; B-D: n=14; F: n=8; 5% BC: A-C: n=10; E: n=6; B-D: n=16; F: n=8.

Soil determination

Soil pH increased slightly but significantly after biochar application in both arugula ($\chi^2 = 13.24$; p -value < 0.001; Figure 3 A) and radish assays ($\chi^2 = 59.68$; p -value < 0.001; Figure 3 B). The addition of 2.5% BC increased pH in arugula (1%) and radish tests (2%), compared to the control. On the other hand, biochar application did not modify EC in arugula assay ($\chi^2 = 0.65$; p -value = 0.72; Figure 3 C), but it increased in 7.58% in radish assay when 2.5% BC was applied ($\chi^2 = 7.97$; p -value < 0.05; Figure 3 D).

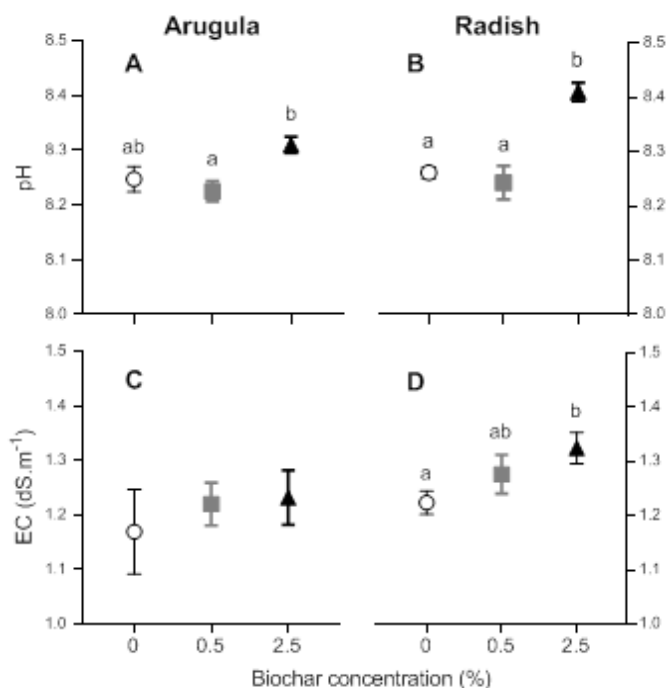


Figure 3: Variation of soil pH and EC ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$) in arugula (A, C) and radish (B, D) as a function of biochar concentrations. Symbols show average values and bars show the standard error. Different letters express statistically significant differences ($p < 0.05$) between treatments. A, C: BC 0% n=4; BC 0.5%: n=6; BC 2.5%: n=7. B, D: all treatments n=8.

Figura 3: Variación en el pH del suelo y CE ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$) en rúcula (A, C) y rabanito (B, D) en función de la concentración de bio carbón. Los símbolos muestran el promedio y las barras el error estándar. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos. A, C: 0% BC n=4; 0.5% BC: n=6; 2.5% BC: n=7. B, D: todos los tratamientos n=8.

DISCUSSION

The use of biochar as a soil amendment has been widely reported (Ahmad et al., 2014; Naeem et al., 2016; Nath et al., 2022; Sathe et al., 2021; among others). In this sense, we used raw material of the native woody bamboo *G. chacoensis* pyrolyzed at 700 °C to obtain biochar and test it as a potential saline-alkaline soil amendment. Our results show that biochar addition only affected the germination of arugula seeds, and radicle length decreased in both horticultural species. These effects could be related to soluble phytotoxic substances, such as polycyclic aromatic hydrocarbons, during the production of biochar at temperatures above 700 °C (Liao et al., 2014; Rogovska et al., 2012;). In this sense, Zhang et al. (2020) reported inhibition of seed germination when using lignin-rich feedstock to obtain biochar nanoparticles at high temperatures (700 °C). To the best of our knowledge, no studies have been conducted to evaluate the capacity of biochars as saline-alkaline soil amendment on arugula plants, which merits further research. Moreover, a complete chemical characterization of these compounds and additional studies are important to elucidate possible toxicity mechanisms.

Not all species are adversely affected by biochar application. Our results showed no significant differences in radish seed germination in the presence of *G. chacoensis* biochar aqueous solutions, being less sensitive to their effects than arugula. Also, no effects were detected in height and aerial biomass during growth period, in line with the results obtained with biosolid biochar application (Free et al., 2010) or with biochar from forest branches (Ke et al., 2018). Biochar addition produced both positive and negative effects on seed germination and biomass production, depending on feedstock and pyrolysis conditions (e.g., temperature; Awad et al., 2017). These crucial factors influence the physical and chemical properties of biochar, such as pH, specific surface area, pore size distribution, and ion exchange capacity (Ahmad et al., 2014; Sun et al., 2014;). For this reason, the purpose of biochar application should consider final characteristics resulting from the type of raw material and its obtention method (Yu et al., 2019).

On the other hand, radish root biomass and radicle length in the germination test only decreased with the intermediate (0.5%) biochar concentration. A long-term study is required (i.e.: > 2 years) to elucidate the reactions and interactions with soil particles which occur at low speeds (Blanco-Canqui, 2017). Further, combining biochar with organic manure (Yang & Zhang 2022) or inorganic fertilisation (An et al., 2022) could significantly improve radish growth and plant nutrient content, especially when added simultaneously. Mete et al. (2015) reported that biochar addition and NPK fertilization decreased pH and increased P availability, improving soybean biomass production in alkaline soils. Arugula was clearly more sensitive than radish in the presence of biochar, salts, and soil alkalinity, as evidenced by a decrease in all growth indicators (i.e., plant height, leaf, and root biomass), compared to the control. Different possible mechanisms can be associated, such as osmotic effects, ionic toxicity, and nutrient availability (Munns & Tester, 2008) related to soil pH, which is an important factor for plant growth (Maraseni, 2010).

Guadua chacoensis biochar resulted in a highly basic material, and its application increased soil pH. Other studies revealed an increase in soil pH with biochar amendment (Adekiya et al., 2019; Castellón Romero & Andrade Foronda, 2020). In this condition, nutrients such as Cu, Mn, Zn, and Fe are not available for root uptake (Hsieh & Waters, 2016), a possible explanation for the decline in arugula growth. These results are in agreement with Salem et al. (2019), who reported that basic biochar reduced some nutrients availability and plant yield. Biochars obtained at temperatures above 400°C usually have a higher pH and EC than those obtained at lower temperatures, even if the raw material is the same (Singh et al., 2017). Acid functional groups present in the biomass are lost during pyrolysis, resulting in a higher basicity of the biochar (Weber & Quicker, 2018). At high pyrolysis temperature there is an increase in biochar elements, but a decrease in their bioavailability, based on the formation of aromatic structures that contain these elements (Naeem et al., 2016). For this reason, the pyrolysis of *G. chacoensis* raw material at lower temperatures could improve pH and plant nutrients availability in saline-alkaline soils. Moreover, applying this biochar to acid soils can maximize its benefits (Maraseni, 2010). Soil acidity alleviation is based on biochar buffering capacity and Si effect (Yu et al., 2019). In this sense, *G. chacoensis* biochar produced at 700°C has 33.5% of Si (Martínez de Zorzi, 2019), being considered as a Siochar (i.e., biochar that contains more than 5 g of Si per kg; Wang et al., 2019). However, the response of this biochar and the mechanism of action of silica in acid soils is still unknown.

CONCLUSIONS

The present study provides preliminary information about the application of *G. chacoensis* biochar on a saline-alkaline soil. Two experiments were designed to investigate the response of biochar application under controlled laboratory and greenhouse conditions. The addition of biochar decreased arugula germination and radicle length in both species. No significant differences in radish seed germination, height, and aerial biomass were found. Species like radish may be less sensitive to the effects of biochar. *Guadua chacoensis* biochar obtained at 700 °C had no influence on edaphic conditions, germination or biomass production, but increased soil pH. It is proposed that this biochar could be tested in acid soil remediation due to its high pH. Future studies of varying pyrolysis temperatures (probably resulting in biochar with lower pH among other characteristics) are needed to determine if these results are associated with soluble phytotoxic substances or biochar basicity. Also, the combination with other compounds could work as a good amendment technology in saline-alkaline soils.

ACKNOWLEDGMENT

This work was supported by the University of Buenos Aires [grants UBACyT 20020190100206BA and PIDAE 63]. The authors are grateful to Marcela Harris for her valuable help.

REFERENCES

- Abdullaeva, Y. (2014). Biochar effects on fertility of saline and alkaline soils (Navoiy region, Uzbekistan). United Nations University Land Restoration Training Programme [final project]. <http://www.unulrt.is/static/fellows/document/abdullaeva2014.pdf>.
- Adekiya, A. O., Agbade, T. M., Aboyeji, C. M., Dunsin, O. & Simeon, V. T. (2019). Effects of biochar and poultry manure on soil characteristics and the yield of radish. *Scientia Horticulturae*. (243):457–463. doi: 10.1016/j.scienta.2018.08.048
- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S. & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water. A review. *Chemosphere* 99:19-23. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.10.071

- Aimetta, M. B., Muñoz, S. A., Bustos, D., Davidenco, V., Cazorla, C. R., Galarza, C. M. y Salvaggiotti, F. (2020). Cuantificación del uso agrícola de suelos con limitantes salinas y sódicas mediante el índice NDVI. *Ciencia del Suelo*. 38(1):174–186.
- Alchouron, J., Navarathna, C., Chludil, H. D., Dewage, N. B., Perez, F., Hassan, E. B., Pittman, C. U. Jr, Vega, A. S. & Mlsna, T. E. (2020). Assessing South American *Guadua chacoensis* bamboo biochar and Fe₃O₄ nanoparticle dispersed analogues for aqueous arsenic (V) remediation. *Science of Total Environment*. 706:135943. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135943
- Alchouron, J., Navarathna, C., Rodrigo, P. M., Snyder, A., Chludil, H. D., Vega, A. S., Bosi, G., Perez, F., Mohan, D., Pittman, C. U. Jr & Mlsna, T. E. (2021). Household arsenic contaminated water treatment employing iron oxide/bamboo biochar composite: an approach to technology transfer. *Journal of Colloid Interface Science*. 587:767–779. doi: 10.1016/j.jcis.2020.11.036
- Alcivar, M., Zurita-Silva, A., Sandoval, M., Muñoz, C. & Schoebitz, M. (2018). Reclamation of saline-sodic soils with combined amendments: impact on quinoa performance and biological soil quality. *Sustainability* 10(9):3083. doi: 10.3390/su10093083
- Ali, L., Xiukang, W., Naveed, M., Ashraf, S., Nadeem, S. M., Haider, F. U. & Mustafa, A. (2021). Impact of biochar application on germination behavior and early growth of maize seedlings: insights from a growth room experiment. *Applied Sciences*. 11:11666. doi: 10.3390/app112411666
- An, N., Zhang, L., Liu, Y., Shen, S., Li, N., Wu, Z., Yang, J., Han, W. & Han, X. (2022). Biochar application with reduced chemical fertilizers improves soil pore structure and rice productivity. *Chemosphere* 298:134304. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.134304
- Awad, Y. M., Vithanage, M., Niazi, N. K., Rizwan, M., Rinklebe, J., Yang, J. E., Ok, Y. S. & Lee, S. S. (2017). Potential toxicity of trace elements and nanomaterials to Chinese cabbage in arsenic- and lead-contaminated soil amended with biochars. *Environmental Geochemistry Health* 41(5):1777–1791. doi: 10.1007/s10653-017-9989-3
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67(1):1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Blanco-Canqui, H. (2017). Biochar and soil physical properties. *Journal of the American Oil Chemists' Society* 81:687–711. doi: 10.2136/sssaj2017.01.0017
- Bouyoucos, G. J. (1951). A recalibration of the hydrometer method for making mechanical analysis of soil. *Agronomy Journal* 43:434–438.
- Castellón Romero, D. y Andrade Foronda, D. (2020). Enmiendas orgánicas para la remediación de suelos salino-sódicos del Valle Alto de Cochabamba. *Revista de Agricultura (Bolivia)* 62:57–64.
- Dai, Z., Zhang, X., Tang, C., Muhammad, N., Wua, J., Brookes, P. C. & Xu, J. (2017). Potential role of biochars in decreasing soil acidification – A critical review. *Science of Total Environment*. 581–582:601–611. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.169
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2021). Global map of salt-affected soils: 1–20. <https://www.fao.org/3/cb7247en/cb7247en.pdf>
- Foti, M. N. y Lallana, V. H. (2005). Bioensayo de germinación con semillas de *Eruca sativa* Mill. para la detección de salinidad y presencia de herbicida en agua. *Revista FABICIB* 9:9–16. Spanish.
- Free, H. F., McGill, C. R., Rowarth, J. S. & Hedley, M. J. (2010). The effect of biochars on maize (*Zea mays*) germination. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 53(1):1–4. doi:10.1080/00288231003606039
- Glaser, B., Lehmann, J. & Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biology and Fertility of Soils* 35:219–230. doi: 10.1007/s00374-002-0466-4
- Guida-Johnson, B., Abraham, E. M. y Cony, M. A. (2017). Salinización del suelo en tierras secas irrigadas: perspectivas de restauración en Cuyo. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCUYO* 49(1):205–215.
- Gunes, A., Inal, A., Taskin, M.B., Sahin, O., Kaya, E.C. & Atakol, A. (2014). Effect of phosphorus-enriched biochar and poultry manure on growth and mineral composition of lettuce (*Lactuca sativa* L. cv.) grown in alkaline soil. *Soil Use and Management*. 30:182–188. doi: 10.1111/sum.12114
- Hasana, H., Beyene, S., Kifilu, A. & Kidanu, S. (2022). Effect of phosphogypsum amendment on chemical properties of sodic soils at different incubation periods. *Applied and Environmental Soil Science* 9097994. doi: 10.1155/2022/9097994
- Hsieh, E.J. & Waters, B.M. (2016). Alkaline stress and iron deficiency regulate iron uptake and riboflavin synthesis gene expression differently in root and leaf tissue: implications for iron deficiency chlorosis. *Journal of Experimental Botany* 67:5671–5685. doi: 10.1093/jxb/erw328
- Hussain, S., Zhang, J., Zhong, C., Zhu, L., Cao, X., Yu, S., James, A. B., Hu, J. & Jin, Q. (2017). Effects of salt stress on rice growth, development characteristics, and the regulating ways: A review. *Journal of Integrative Agriculture* 16(11):2357–2374. doi: 10.1016/S2095-3119(16)61608-8
- Hussien Ibrahim, M. E., Adam Ali, A. Y., Zhou, G., Ibrahim Elsidid, A. M., Zhu, G., Ahmed Nimir, N. E. & Ahmad, I. 2020. Biochar application affects forage sorghum under salinity stress. *Chilean journal of agricultural research* 80(3): 317-325. doi: 10.4067/S0718-58392020000300317
- International Biochar Initiative (IBI). (April 2012). Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. International Biochar Initiative. <https://biochar-international.org/>
- IRAM/SAGyP 29571-3 Environmental quality – Soil quality. Determination of organic matter in soils. Part 3 – Determination of organic carbon.

- Ke, H., Zhang, Q. & Liu, G. (2018). Effects of wood biochar addition on growth of cherry radish (*Raphanus sativus* L. var. *radculus* pers) IOP Conf. Ser.: Earth Environ Sci. 128:012182. doi:10.1088/1755-1315/128/1/012182
- Lehmann, J. & Joseph, S. (2015). Biochar for environmental management: an introduction. In: Lehmann J, Joseph, S editors. *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. London: Routledge; p. 1–12.
- Liao, S., Bo, P., Li, H., Zhang, D. & Xing, B. (2014). Detecting free radicals in biochars and determining their ability to inhibit the germination and growth of corn, wheat and rice seedlings. *Environmental Science & Technology* 48:8581–8587. doi: 10.1021/es404250a
- Lizarazu, M. y Vega, A. S. (2012). *Guadua*. En: Zuloaga FO, Rúgolo de Agrasar ZE, Anton AM, Eds. Flora Argentina. Plantas Vasculares de la República Argentina. Monocotyledoneae: Poaceae: Aristidoideae–Pharoideae. 3(1):59–63.
- Londoño, X. (2009). Usos y potencialidades de los bambúes en Sur América. Botánica Brasileira: futuro e compromissos: 236–243. 6º Congreso Nacional de Botánica, Feira de Santana, Bahia, Brasil.
- Madrigal, L. P. (2016). Cambio climático, ensalitramiento de suelos y producción agrícola en áreas de riego. *Terra Latinoamericana* 34(2):207–218.
- Maraseni, T. N. (2010). Biochar: maximising the benefits. *International Journal of Environmental Studies* 67(3):319–327. doi:10.1080/00207231003612225
- Martínez de Zorzi, V. (2019). Adición de biocarbón de *Guadua chacoensis* (Poaceae, Bambusoideae, Bambuseae) en suelos contaminados y su efecto sobre el crecimiento de *Arabidopsis thaliana* (Brassicaceae). Thesis presented in fulfillment of the requirements for the degree in Environmental Science in the college of Facultad de Agronomía, University of Buenos Aires, Argentina.
- Mete, F. Z., Mia, S., Dijkstra, F. A., Abuyusuf, M. & Hoissan, A. S. M. I. (2015). Synergistic effects of biochar and NPK fertilizer on Soybean yield in an alkaline soil. *Pedosphere* 25(5):713–719.
- Munns, R. & Tester, M. (2008). Mechanisms of salinity tolerance. *Annual Review of Plant Biology*. 59:651–681. doi: 10.1146/annurev-arplant.59.032607.092911
- Muñoz, C., Góngora, S. & Zagal, E. (2016). Use of biochar as a soil amendment: a brief review. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences* 32(1):37–47.
- Naem, M. A., Khalid, M., Ahmad, Z., Naveed, M. (2016). Low pyrolysis temperature biochar improves growth and nutrient availability of maize on typic calciargid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 47(1):41–51. doi:10.1080/00103624.2015.1104340
- Nath, H., Sarkar, B., Mitra, S. & Bhaladhare, S. (2022). Biochar from biomass: a review on biochar preparation its modification and impact on soil including soil microbiology. *Geomicrobiology Journal*. 39:373–388. doi: 10.1080/01490451.2022.2028942
- Pinheiro, J., Bates, D. & R Core Team. (2023). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1–163, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Rahman, M. M., Akter, N., Karim, M. A. & Hossain, M. M. (2017). Effect of salinity on germination, seedling growth and yield of radish (*Raphanus sativus* L.). *Journal of Agriculture and Ecology Research International* 12(2):1–10.
- R Development Core Team. (2019). R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
- Rogovska, N., Laird, D., Cruise, R., Trabue, S. L. & Heaton, E. A. (2012). Germination tests for assessing biochar quality. *Journal of Environmental Quality* 41(4):1014–1022. doi: 10.2134/jeq2011.0103
- RStudio T. (2019). RStudio: Integrated Development for R
- Salem, T. M., Refaie, K. M., Sherif, A. E., Ahmed, M. (2019). Biochar application in alkaline soil and its effect on soil and plant. *Acta agriculturae Slovenica* 114(1):85–96. doi: 10.14720/aas.2019.114.1.10
- Sanchez, R. M., Dunel Guerra, L. y Scherger, M. (2015). Evaluación de las áreas bajo riego afectadas por salinidad y/o sodicidad en Argentina. Programa Nacional Agua <https://www.repositorio.cenpat-conicet.gov.ar/handle/123456789/566>
- Sangiaco, M., Garbi, M. y Del Pino, M. (2002a). *Manual de Producción de Hortalizas. Cultivo de rabanito – Producción Vegetal III – Horticultura* <http://www.hort.unlu.edu.ar/sites/www.hort.unlu.edu.ar/files/site/Rabanito.pdf>
- Sangiaco, M., Garbi, M. y Del Pino M. (2002b). *Manual de Producción de Hortalizas. Cultivo de rúcula – Producción Vegetal III – Horticultura* <http://www.hort.unlu.edu.ar/sites/www.hort.unlu.edu.ar/files/site/R%C3%BAcula.pdf>
- Sathe, P. S., Adivarekar, R. V. & Pandit, A. B. (2021). Valorization of peanut shell biochar for soil amendment. *Journal of Plant Nutrition* 45(4):503–521. doi: 10.1080/01904167.2021.1963771
- Shetty, R. & Prakash, N. B. (2020). Effect of different biochars on acid soil and growth parameters of rice plants under aluminium toxicity. *Scientific Research Publishing (SCIRP)* 10:12249. doi: 10.1038/s41598-020-69262-x
- Singh, B., Mei Dolk, M., Shen, Q. & Camps–Arbestain, M. (2017). Biochar pH, electrical conductivity, and liming potential. In: Singh B, Camps–Arbestain M, Lehmann J, editors. *Biochar: A Guide to Analytical Methods*. CSIRO, London; p. 23–38.
- Sonmez, S., Buyuktas, D., Okturen, F. & Citak, S. (2018). Assessment of different soil to water ratios (1:1; 1:2,5; 1:5) in soil salinity studies. *Geoderma* 144(1–2):361–369. doi: 10.1016/j.geoderma.2007.12.005
- Sumner, M. E. & Miller, W. P. (1996). Cation exchange capacity and exchange coefficients. In: Sparks, DL editor. *Methods of soil analysis*

- Part 3: Chemical methods. Soil Science Society of America Book Series 5. Madison, Wisconsin; p. 1201–1230.
- Sun, Y., Gao, B., Yao, Y., Fang, J., Zhang, M., Zhou, Y., Chen, H. & Yang, L. (2014). Effects of feedstock type, production method, and pyrolysis temperature on biochar and hydrochar properties. *Chemical Engineering Journal* 240:574–578. doi: 10.1016/j.cej.2013.10.081.
- Thiers, B. 2023. Index Herbariorum: A global directory of public herbaria and associated staff. <http://sweetgum.nybg.org/ih/>
- Vega, A. S. & Cámara Hernández, J. (2008). La floración de *Guadua chacoensis* (Poaceae, Bambusoideae, Bambuseae) *Revista Facultad de Agronomía UBA* 28(2–3):107–110. Spanish.
- Vega, A. S. & Rúgolo, Z. E. (2016). *Guadua* Kunth. En: Rúgolo, Z. E. editor. Bambúes leñosos nativos y exóticos de la Argentina. 1ª edición, Ed. Trama, CABA; p. 99–112.
- Walkley, A. & 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.
- Wang, Y., Wang, X., Liu, M., Wu, Z., Yang, L., Xia, S. & Zhao, J. (2012). Adsorption of Pb (II) from aqueous solution to Ni-doped bamboo charcoal. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 19:353–359. doi: 10.1016/j.jiec.2012.08.024
- Wang, Y., Xiao, X., Xu, Y. & Chen, B. (2019). Environmental effects of silicon within biochar (sichar) and carbon-silicon coupling mechanisms: a critical review. *Environ Sci Technol*. 53:13570–13582. doi: 10.1021/acs.est.9b03607
- Weber, K. & Quicker, P. (2018). Properties of biochar. *Fuel* 217:240–261. doi: 10.1016/j.fuel.2017.12.054
- Yang, W. & Zhang, L. (2022). Biochar and cow manure organic fertilizer amendments improve the quality of composted green waste as a growth medium for the ornamental plant *Centaurea cyanus*. *Journal of Environmental Science and Pollution Research* 29:45474–45486. doi: 10.1007/s11356-022-19144-8
- Yu, H., Zou, W., Chen, J., Chen, H., Yu, Z., Huang, J., Tang, H., Wei, X. & Gao, B. (2019). Biochar amendment improves crop production in problem soils: A review. *Journal of Environmental Management* 232: 8–21. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.10.117
- Yu, J., Wang, Z., Meixner, F. X., Yang, F., Wu, H. & Chen, X. (2010). Biogeochemical characterizations and reclamation strategies of saline sodic soil in Northeastern China. *Clean – Soil, Air, Water* 38(11):1010–1016. doi: 10.1002/clen.201000276
- Zhao, W., Zhou, Q., Tian, Z., Cui, Y., Liang, Y. & Wang, H. (2020). Apply biochar to ameliorate soda saline-alkali land, improve soil function and increase corn nutrient availability in the Songnen Plain. *Science of the Total Environment* 722:137428. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137428
- Zhang, K., Wang, Y., Mao, J., Chen, B. (2020). Effects of biochar nanoparticles on seed germination and seedling growth. *Environmental Pollution* 256:113409. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113409
- Zhang, W. B. (2009). Process and properties of bamboo charcoal in utilization of bamboo. I. Bamboo technology training course for developing countries. China National Bamboo Research Center, Hangzhou, Popular Republic of China: 97–108.