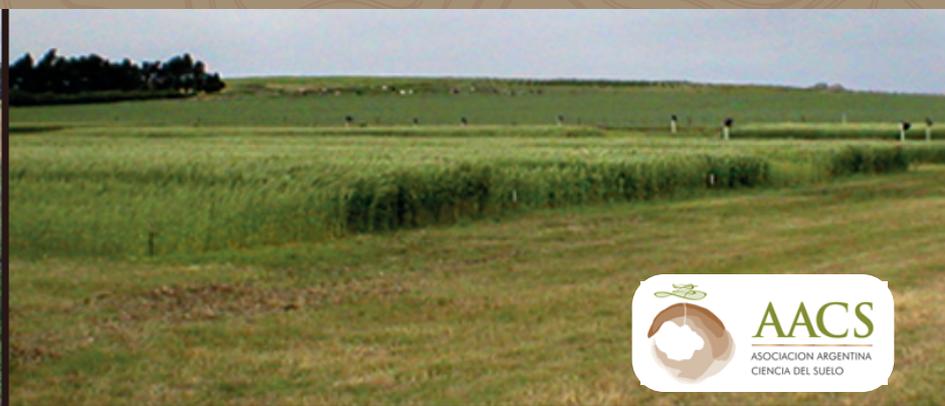


# Ciencia del Suelo

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

Presidenta: Ing. Agr. (Dra.) Silvia del Carmen Imhoff

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. (Dr.) Guillermo A. Studdert

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

Vocal Titular: Ing. Agr. (Dr.) Daniel Alberto Riscosa

Vocal Titular: Ing. Agr. (Dr.) Mario Guillermo Castiglioni

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

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

Vocal suplente: Ing. Agr. Matías Ezequiel Duval

Vocal suplente: Ing. Agr. Rafael Villarreal

Vocal suplente: Ing. Agr. (Dra.) María Marta Caffaro

Revisor de cuentas: Ing. Agr. Marcos Darío Bongiovanni

Revisor de cuentas: Ing. Agr. Claudia Marcela Giletto

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

## **EDITORAS TÉCNICAS**

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 43 (1)**

Álvarez, Carina Rosa  
Becerra, Miguel Alejandro  
Becker, Analía Rosa  
Castiglioni, Mario Guillermo  
Colazo, Juan Cruz  
Duval, Matías Ezequiel  
Eiza, Maximiliano Joaquín  
Fernández, Gabriela Silvia  
Fernández López, Carolina  
Ferrando, Marcelo  
Gabioud, Emmanuel Adrián  
Gutiérrez Boem, Flavio Hernán  
Kurtz, Ditmar Bernardo  
Landriscini, María Rosa  
Lavado, Raúl Silvio  
Martínez, Juan Manuel  
Mendoza, Moisés  
Mestelán, Silvia Andrea  
Novelli, Leonardo Esteban  
Palancar, Telmo  
Prystupa, Pablo  
Reyes Sánchez, Laura Bertha  
Salvagiotti, Fernando  
Urrutia Larrachea, Idoia  
Villarino, Sebastián Horacio  
Villarreal, Rafael  
Weinzettel, Pablo A.  
Wyngaard, Nicolás

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.

La revista adhiere a los principios de acceso abierto establecidos en las declaraciones de Berlín, Bethesda y Budapest. En este sentido acepta que los artículos presentados sean distribuidos libremente siempre que se cumpla con normas internacionales de referenciación y citación bibliográfica, y que se protejan los derechos de los autores bajo los criterios establecidos por las licencias Creative Commons [CC – BY -NC – SA] (Licencia de Creative Commons Reconocimiento-CompartirIgual 4.0 Internacional), y se dé el crédito por la creación original al autor.

Los/as Autores/as conservan la titularidad de los derechos de autor/a de los artículos enviados para consideración y eventual publicación por Ciencia del Suelo. No se solicita a los/as Autores/as que renuncien a la titularidad de los derechos de autor/a.

## ÍNDICE VOLUMEN 43 1

### TABLA DE CONTENIDOS

#### FERTILIDAD DE SUELOS Y NUTRICIÓN VEGETAL

##### POTASIO: EXPLORANDO DEFICIENCIAS Y RESPUESTAS A LA FERTILIZACIÓN EN LAS REGIONES PAMPEANA Y MESOPOTÁMICA ARGENTINAS

##### POTASSIUM: EXPLORING DEFICIENCIES AND RESPONSES TO FERTILIZATION IN THE PAMPAS AND MESOPOTAMIAN REGIONS OF ARGENTINA

*Juan Manuel Orcellet<sup>1</sup>, César Quintero<sup>2</sup>, Fernando Salvagiotti<sup>3</sup>, Hernán Sainz Rozas<sup>4</sup>, Luis Ventimiglia<sup>5</sup>, Gustavo Ferraris<sup>6</sup>, Enrique Figueroa<sup>7</sup>, Miguel Boxler<sup>8</sup>, Esteban Kehoe<sup>9</sup>, María Micaela Biassoni<sup>3</sup>, Damianos Damianidis<sup>3</sup>, María Fernanda González Sanjuan<sup>10</sup>, Esteban Ciarlo<sup>10,11</sup>, Fernando Oscar García<sup>12,\*</sup>*

<sup>1</sup> Nidera Semillas, Argentina

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Oro Verde, Entre Ríos, Argentina

<sup>3</sup> Grupo Manejo de Cultivos, Suelos y Agua, EEA Oliveros INTA y CONICET, Santa Fe, Argentina.

<sup>4</sup> IPADS INTA-CONICET Balcarce/Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

<sup>5</sup> AER INTA 9 de Julio, 9 de Julio, Buenos Aires, Argentina.

<sup>6</sup> EEA INTA Pergamino, Pergamino, Buenos Aires, Argentina.

<sup>7</sup> EEA INTA Mercedes, Mercedes, Corrientes, Argentina.

<sup>8</sup> Consultor, Arias, Córdoba, Argentina.

<sup>9</sup> Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario, Zavalla, Santa Fe, Argentina.

<sup>10</sup> Fertilizar AC, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

<sup>11</sup> Cátedra de Edafología de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

<sup>12</sup> Consultor y Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

\* Autor de contacto: fgarcia1957@gmail.com ..... 1

#### NITRÓGENO EN GRANO Y BASE DE TALLO COMO INDICADORES DEL ESTATUS NITROGENADO DE MAÍZ

##### ANALYSIS OF GRAIN AND BASAL STALK NITROGEN CONTENT FOR NITROGEN DIAGNOSIS IN MAIZE

*María Paula Iglesias<sup>1</sup>, Juan Manuel Orcellet<sup>4</sup>, Hernán René Sainz Rozas<sup>1,2,3</sup>, Nicolás Wyngaard<sup>1,3</sup>,*

*Hernán Eduardo Echeverría<sup>5</sup>, Nahuel Ignacio Reussi Calvo<sup>1,3,\*</sup>*

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata

<sup>2</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Balcarce

<sup>3</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

<sup>4</sup> Nidera Semillas S.A.

<sup>5</sup> Asesor Privado\*

Autor de contacto: nahuelreussicalvo@mdp.edu.ar ..... 22

#### MANEJO Y CONSERVACIÓN DE SUELOS Y AGUAS. RIEGO Y DRENAJE

##### EFFECTO DE UNA TRANSICIÓN AGROECOLÓGICA SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO

##### EN EL OESTE BONAERENSE

##### EFFECTS OF AN AGROECOLOGICAL TRANSITION MANAGEMENT ON SOIL QUALITY IN THE WEST OF BUENOS AIRES PROVINCE

*Lucila Álvarez<sup>1</sup>, Florencia Gómez<sup>1,2</sup>, Josefina Neira Herrera<sup>1</sup>, Facundo Fritz<sup>1</sup>, Elke Noellemeyer<sup>1,\*</sup>*

<sup>1</sup> Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>2</sup> CONICET, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

\* Autor de contacto: enoellemeyer@gmail.com ..... 39

<b>EVALUACIÓN DEL ESTADO ESTRUCTURAL DEL SUELO EN SISTEMAS AGRÍCOLA-PASTORILES</b> <b>EVALUATION OF SOIL STRUCTURAL STATUS IN AGRO-PASTORAL SYSTEMS</b> <i>Gastón De León<sup>1,*</sup>, Mario Pérez<sup>2</sup>, José Terra<sup>3</sup>, Oswaldo Ernst<sup>2</sup></i>	
<sup>1</sup> Centro Universitario Regional Este. Universidad de la República, Uruguay.	
<sup>2</sup> Facultad de Agronomía. Universidad de la República, Uruguay.	
<sup>3</sup> Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Uruguay.	
* Autor de contacto: deleong82@gmail.com .....	51
 <b>DINÁMICA DE AGUAS SUBSUPERFICIALES EN EL OESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES</b> <b>DYNAMICS OF SUBSURFACE WATERS IN THE WEST OF THE PROVINCE OF BUENOS AIRES</b> <i>Alejandra Macchiavello<sup>1</sup>, Cristián Álvarez<sup>2</sup>, Elke Noellemeyer<sup>3</sup></i>	
<sup>1</sup> Agencia de Extensión Rural General Villegas, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Gral. Villegas, Buenos Aires, Argentina.	
<sup>2</sup> Agencia de Extensión Rural General Pico, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Gral. Pico, La Pampa, Argentina.	
<sup>3</sup> Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de la Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.	
* Autor de contacto: macchiavello.a@inta.gob.ar .....	70
 <b>LAS RAÍCES DE CULTIVOS DE COBERTURA MEJORAN LA AGREGACIÓN Y EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO</b> <b>COVER CROP ROOTS IMPROVE SOIL AGGREGATION AND SOIL ORGANIC CARBON</b> <i>Ileana Frasier<sup>1,2,*</sup>, Silvina Beatriz Restovich<sup>3</sup></i>	
<sup>1</sup> Instituto de Suelos, CIRN-CNIA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)	
<sup>2</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)	
<sup>3</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Estación Experimental Agropecuaria Pergamino (Argentina)	
* Autor de contacto: frasier.ileana@inta.gob.ar .....	83
 <b>GÉNESIS, CLASIFICACIÓN, CARTOGRAFÍA Y MINERALOGÍA DE SUELOS</b> <b>FISIOGRAFÍA Y SUELOS DE LA CUENCA DEL ARROYO SOBERBIO, PROVINCIA DE MISIONES</b> <b>PHYSIOGRAPHY AND SOILS OF THE SOBERBIO STREAM WATERSHED, PROVINCE OF MISIONES</b> <i>Lucas Martín Moretti<sup>1,*</sup>, Leonardo Mauricio Tenti Vuegen<sup>2</sup>, Lucas Adrián Hopechek<sup>1</sup>, Sebastián Ernesto Bárbaro<sup>1</sup>, Guillermo Andrés Schulz<sup>2</sup>, Darío Martín Rodríguez<sup>2</sup></i>	
<sup>1</sup> Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Cerro Azul, Provincia de Misiones, Argentina.	
<sup>2</sup> Instituto de Suelos, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Hurlingham, Provincia de Buenos Aires, Argentina.	
* Autor de contacto: moretti.lucas@inta.gob.ar .....	97
 <b>DINÁMICA DEL AGUA Y SALINIDAD DE UN HUMEDAL SALINO</b> <b>COVER CROP ROOTS IMPROVE SOIL AGGREGATION AND SOIL ORGANIC CARBON</b> <i>Oswaldo Andrés Barbosa<sup>1,*</sup>, José Álvarez-Rogel<sup>2</sup>, Raúl Silvio Lavado<sup>3</sup></i>	
<sup>1</sup> Departamento de Ciencias Agropecuarias, Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de San Luis, Villa Mercedes, San Luis, Argentina.	
<sup>2</sup> Departamento de Tecnología y Ciencia Agraria, ETSIA, UPCT, Cartagena, España.	
<sup>3</sup> Facultad de Agronomía-INBA, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.	
* Autor de contacto: baldibarbosa@yahoo.com.ar .....	110
 <b>CONTAMINACIÓN DEL SUELO Y CALIDAD DEL MEDIO AMBIENTE</b> <b>TRANSPORTE DE GLIFOSATO EN DOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL ESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA</b> <b>GLYPHOSATE TRANSPORT IN TWO AGRICULTURAL SOILS FROM EASTERN SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA</b> <i>Laura Inés Mas<sup>1,*</sup>, Margarita María Alconada Magliano<sup>2</sup>, Virginia Carolina Aparicio<sup>3</sup></i>	
<sup>1</sup> INTA, Estación Experimental Agropecuaria Quimilí, Quimilí, Santiago del Estero, Argentina.	
<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina.	
<sup>3</sup> INTA, Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Balcarce, Buenos Aires, Argentina.	
* Autor de contacto: laurainemas@gmail.com .....	131
 <b>METAL CONTAMINATION IN SOILS OF THE JUNIN NATIONAL RESERVE - PERU</b> <b>CONTAMINACIÓN CON METALES EN LOS SUELOS DE LA RESERVA NACIONAL DE JUNÍN – PERÚ</b> <i>Miguel Angel Abregú Gonzales<sup>1,*</sup>, Jose Menly Castro Tejeda<sup>1</sup>, Anyheluz Nicole Varea Carbajal<sup>1</sup>, Olga Primavera Huari Huaman<sup>1</sup>, Alan Freddy Chamorro Cuestas<sup>2</sup></i>	

<sup>1</sup> Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Universidad Continental, Huancayo, Perú

<sup>2</sup> Asociación Ecosistemas Andinos - ECOAN, Junín, Perú\*

Autor de contacto: 72223151@continental.edu.pe ..... 150

## ENSEÑANZA DE LA CIENCIA DEL SUELO

### MUJERES EN LOS CONGRESOS ARGENTINOS DE LA CIENCIA DEL SUELO

#### WOMEN AT THE ARGENTINIAN SOIL SCIENCE CONGRESSES

*Daiana Soledad Sainz<sup>1,\*</sup>, Rocío Belén Rey<sup>1</sup>, Patricia Fabiana Carfagno<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Instituto de Suelos, CIRN-INTA Castelar, Buenos Aires, Argentina

\* Autor de contacto: sainz.daiana@inta.gob.ar ..... 166

## NOTAS

### DINÁMICA DE LAS FRACCIONES DE FÓSFORO DEL SUELO POR APLICACIÓN DE DOSIS CRECIENTES DE GALLINAZA

#### DYNAMICS OF SOIL PHOSPHORUS FRACTIONS IN RESPONSE TO INCREASING RATES OF CHICKEN MANURE

*Jimmy Walter Rasche Alvarez<sup>1</sup>, Enzo Iván Dacak Colmán<sup>1</sup>, Gustavo Adolfo Rolón Paredes<sup>1</sup>, Diego Augusto Fatecha Fois<sup>1</sup>, Ana Beatriz Candía-Díaz<sup>2,\*</sup>*

<sup>1</sup> Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias, San Lorenzo, Paraguay.

<sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, Brasil.

\* Autor de contacto: anacandia09@gmail.com ..... 178

### VALOR AGRÍCOLA DE COMPOST PRODUCIDOS CON ASERRÍN, CASCARILLA DE ARROZ Y ESTIÉRCOL DE GALLINA

#### AGRICULTURAL VALUE OF COMPOSTS PRODUCED WITH SAWDUST, RICE HULLS AND POULTRY MANURE

*María Corina Leconte<sup>1,\*</sup>, Patricia Silvia Satti<sup>2</sup>, María Cándida Iglesias<sup>1</sup>, María Julia Mazzarino<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Instituto Agrotécnico Pedro Fuentes Godo. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Corrientes, Argentina.

<sup>2</sup> Grupo de Suelos, Universidad Nacional del Comahue-INIBIOMA, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

\* Autor de contacto: corinaleconte@hotmail.com ..... 187

## MISCELÁNEA

### CUATRO DÉCADAS (1940-1980) DE PRESENCIA DE MUJERES EN LA CIENCIA DEL SUELO DE LA ARGENTINA

#### FOUR DECADES (1940-1980) OF WOMEN'S PRESENCE IN SOIL SCIENCE IN ARGENTINA

*Raúl Silvio Lavado<sup>1,2,\*</sup>*

<sup>1</sup> Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (UBA), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

<sup>2</sup> Instituto de Investigaciones en Ciencias Agrícolas y Ambientales (INBA - CONICET/UBA), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

\* Autor de contacto: lavado@agro.uba.ar ..... 197

Trabajo científico – Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal

## POTASIO: EXPLORANDO DEFICIENCIAS Y RESPUESTAS A LA FERTILIZACIÓN EN LAS REGIONES PAMPEANA Y MESOPOTÁMICA ARGENTINAS

Juan Manuel Orcellet<sup>1</sup>, César Quintero<sup>2</sup> , Fernando Salvagiotti<sup>3</sup> , Hernán Sainz Rozas<sup>4</sup> , Luis Ventimiglia<sup>5</sup>, Gustavo Ferraris<sup>6</sup>, Enrique Figueroa<sup>7</sup>, Miguel Boxler<sup>8</sup>, Esteban Kehoe<sup>9</sup> , María Micaela Biassoni<sup>3</sup> , Damianos Damianidis<sup>3</sup>, María Fernanda González Sanjuan<sup>10</sup>, Esteban Ciarlo<sup>10,11</sup>, Fernando Oscar García<sup>12,\*</sup> 

<sup>1</sup> Nidera Semillas, Argentina

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Oro Verde, Entre Ríos, Argentina

<sup>3</sup> Grupo Manejo de Cultivos, Suelos y Agua, EEA Oliveros INTA y CONICET, Santa Fe, Argentina.

<sup>4</sup> IPADS INTA-CONICET Balcarce/Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

<sup>5</sup> AER INTA 9 de Julio, 9 de Julio, Buenos Aires, Argentina.

<sup>6</sup> EEA INTA Pergamino, Pergamino, Buenos Aires, Argentina.

<sup>7</sup> EEA INTA Mercedes, Mercedes, Corrientes, Argentina.

<sup>8</sup> Consultor, Arias, Córdoba, Argentina.

<sup>9</sup> Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario, Zavalla, Santa Fe, Argentina.

<sup>10</sup> Fertilizar AC, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

<sup>11</sup> Cátedra de Edafología de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

<sup>12</sup> Consultor y Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

### RESUMEN

Relevamientos recientes han evidenciado suelos con bajos niveles de potasio extractable (Kext) en zonas de la región pampeana argentina y de gran parte de la Mesopotamia. Entre 2019 y 2021, se plantearon redes experimentales con los objetivos de i) evaluar los niveles de Kext y las respuestas a la fertilización potásica en la región pampeana central (RPC) y Mesopotamia (MPT) y ii) determinar umbrales de respuesta a la fertilización con K a partir del análisis de Kext. Se llevaron a cabo 31 ensayos y 16 franjas exploratorias en maíz (*Zea mays* L.), soja (*Glycine max* (L.) Merr.), trigo (*Triticum aestivum* L.) y arroz (*Oryza sativa* L.) en MPT (Entre Ríos y sur de Corrientes) y 29 ensayos en RPC (sur de Santa Fe, sudeste de Córdoba, centro, oeste y sudeste de Buenos Aires). Los niveles de Kext promediaron 225 mg kg<sup>-1</sup> y 495 mg kg<sup>-1</sup> en MPT y RPC, respectivamente. En MPT se observaron respuestas significativas a la fertilización potásica en 18 de los 48 sitios evaluados. Las respuestas fueron estadísticamente significativas en 50% de los sitios de maíz, 23% de los de soja, 43% de los de trigo y ninguno de los de arroz, con incrementos de rendimiento promedio de 35%, 28% y 28% en maíz, soja y trigo, respectivamente. En RPC se registraron respuestas significativas en 4 de 28 ensayos. La calibración del análisis de suelo de Kext indica un rango crítico de 157-213 mg K kg<sup>-1</sup> por debajo del cual la probabilidad de respuesta a la fertilización potásica es alta. Los análisis de planta, foliares o de grano, no permitieron diferenciar las situaciones sin y con deficiencia. Los resultados muestran que el K puede limitar el rendimiento de los cultivos y que el diagnóstico de fertilidad potásica basado en el análisis de suelo sería una metodología capaz de detectar condiciones de deficiencia o suficiencia de este nutriente.

**Palabras clave:** soja, trigo, maíz, arroz.

\* Autor de contacto:  
fgarcia1957@gmail.com

Recibido:  
30-01-25

Recibido con revisiones:  
21-02-25

Aceptado:  
21-02-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

## POTASSIUM: EXPLORING DEFICIENCIES AND RESPONSES TO FERTILIZATION IN THE PAMPAS AND MESOPOTAMIAN REGIONS OF ARGENTINA

### ABSTRACT

Recent surveys have revealed soils with low levels of extractable potassium (Kext) in areas of the Argentine Pampas region and a large part of Mesopotamia. Between 2019 and 2021, experimental networks were set up with the objectives of i) evaluating Kext levels and responses to K fertilization in the central Pampas region (RPC) and Mesopotamia (MPT) and ii) determining response thresholds to K fertilization from Kext analysis. Thirty one trials and 16 exploratory strips were carried out with corn (*Zea mays* L.), soybeans (*Glycine max* (L.) Merr.), wheat (*Triticum aestivum* L.), and rice (*Oryza sativa* L.) in MPT (Entre Ríos and southern Corrientes) and 29 trials were conducted in RPC (southern Santa Fe, southeastern Córdoba, central, western and southeastern Buenos Aires). Kext levels averaged 225 mg kg<sup>-1</sup> and 495 mg kg<sup>-1</sup> in MPT and RPC, respectively. In MPT, significant responses to K fertilization were observed in 18 of the 48 sites evaluated. Responses were statistically significant in 50% of the corn sites, 23% of the soybean sites, 43% of the wheat sites, and there were not statistically significant response in the rice sites, with average yield increases of 35%, 28%, and 28% in corn, soybean, and wheat, respectively. In RPC, significant responses were recorded in 4 of 28 trials. The calibration of the Kext soil analysis indicates a critical range of 157-213 mg K kg<sup>-1</sup> below which the probability of response to K fertilization is high. Plant, foliar, or grain analyses did not allow to differentiate deficient from non-deficient situations. The results show that K can limit crop yields, and that K fertility diagnosis based on soil analysis may be a suitable methodology for detecting deficiency or sufficiency conditions of this nutrient.

**Keywords:** soybean, wheat, maize, rice.

### INTRODUCCION

El potasio (K) es uno de los tres macronutrientes generalmente deficientes para el crecimiento de las plantas, junto con el nitrógeno y el fósforo, en sistemas de producción agrícola a nivel mundial. Los requerimientos de K de los cultivos son elevados y solo superados por los de nitrógeno. Muchas regiones del mundo presentan deficiencias de este nutriente y la producción de cultivos requiere de aplicaciones de fertilizantes y/o abonos potásicos (Dhillon et al., 2019; Brownlie et al., 2024). En Argentina, los suelos deficientes en K históricamente se hallan en regiones de las provincias de Corrientes y Misiones, y algunas zonas del noroeste (De la Horra y Mizuno, 1974; Moscatelli et al., 2001). Los bajos niveles de esos suelos están relacionados con los materiales originarios que presentan minerales con bajo contenido de K (Morras y Cruzate, 2001). En estas regiones se han observado respuestas significativas a aplicaciones de K en arroz (*Oryza sativa* L.) (+20-38%), algodón (*Gossypium hirsutum* L.) (+16%) y caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.) (+8-16%) (Melgar et al., 1994, 1996; Méndez et al., 2001; Pérez Zamora, 2014). En su condición original, los suelos de la región pampeana argentina presentaban altos contenidos de K extractable (Kext), en general superiores a 1,2 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> (468 mg kg<sup>-1</sup>) (Marchi et al., 1995; Zubillaga y Conti, 1996; Moscatelli et al., 2001; Morras y Cruzate, 2001; Carrizo et al., 2011; Larrea et al., 2023), y ensayos exploratorios han mostrado bajas probabilidades de respuesta en cultivos extensivos como maíz (*Zea mays* L.), trigo (*Triticum aestivum* L.) y soja (*Glycine max* (L.) Merr.) (Melgar et al., 2001; Diaz Zorita et al., 2004; García, 2008).

Sainz Rozas et al. (2019), en un relevamiento a escala regional, observaron una disminución en los niveles de Kext en los suelos bajo producción agrícola de la región pampeana, con caídas del orden del 12-30% en un período de 7 años. Además de observar caídas en los niveles de Kext en la región pampeana, se identificaron áreas en la región este de Entre Ríos con niveles por debajo de 200 mg kg<sup>-1</sup>. Estas disminuciones en Kext pueden haberse acentuado debido a la mayor remoción de K por la expansión del área de cultivo de granos y el incremento de los rendimientos en dicha región (Conti et al., 2001; Carrizo et al., 2011; García y González Sanjuan, 2016; Correndo et al., 2021; Larrea et al., 2023). Este proceso también fue observado en áreas del Litoral Oeste de Uruguay (Barbazán et al., 2011) y en el cinturón maicero de Estados Unidos (The Fertilizer Institute, 2020).

La disponibilidad de K para los cultivos suele diagnosticarse midiendo la fracción soluble + intercambiable de K (Kext) del suelo. Este indicador ha mostrado relativa precisión y exactitud como herramienta de diagnóstico, siendo el más utilizado a nivel mundial para identificar sitios con mayor probabilidad de respuesta

a la fertilización con K (Bell et al., 2021).

Investigaciones realizadas en EE.UU. y Uruguay definieron umbrales críticos de Kext de 120 a 180 mg kg<sup>-1</sup>, por debajo de los cuales la respuesta a K es altamente probable en maíz, soja, trigo y otros cultivos extensivos (Wortmann et al., 2009; Barbazán et al., 2011; Mallarino et al., 2023).

Teniendo en cuenta los cambios en los niveles de Kext en suelos de las regiones pampeana y mesopotámica, los objetivos del presente trabajo fueron i) evaluar los niveles de Kext y las respuestas a la fertilización potásica en zonas de la región pampeana central (RPC) y Mesopotamia (MPT) y ii) determinar umbrales de respuesta a la fertilización con K a partir del análisis de Kext y otras variables del suelo.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Sitios experimentales**

Durante las campañas agrícolas 2019/20, 2020/21 y 2021/22 se establecieron 60 ensayos y 16 franjas de fertilización potásica en cultivos de maíz, soja, trigo y arroz en diferentes localidades de la RPC (Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe) y MPT (Corrientes y Entre Ríos). En la RPC se implementaron 29 ensayos, y en MPT 31 ensayos y 16 franjas experimentales (Tabla 1).

Los suelos sobre los que se implantaron los ensayos y las franjas fueron clasificados como Argiudoles típicos, vérticos, rendólicos y ácuicos; Hapludoles típicos y fluvénticos; Pelludertes árgicos, argiudólicos y ácuicos; Ocracualfes vérticos; y Argiacuoles (Soil Survey Staff, 1999).

**Tabla 1.** Características de los sitios evaluados en los experimentos de campo.

**Table 1.** Characteristics of the evaluated sites in the field experiments.

Año	Localidad	Provincia	Zona <sup>1</sup>	Experi- mento	Cultivo	Precip <sup>2</sup>	pH	MO	CIC	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Kext	Kext
						mm		g kg <sup>-1</sup>		cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>		mg kg <sup>-1</sup>	
2019	Mercedes	Corrientes	MPT	Ensayo	Arroz	471	5,5	33	20,6	12,0	4,3	0,28	107
2019	San Salvador	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Arroz	675	7,1	33	25,2	20,3	4,2	0,90	351
2019	EEA INTA Mercedes	Corrientes	MPT	Ensayo	Maíz	592	5,9	24	12,5	7,6	1,5	0,09	33
2019	El Rocío	Corrientes	MPT	Ensayo	Maíz	533	5,9	17	13,9	9,8	1,8	0,10	39
2019	Herrera	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Maíz	292	7,3	37	43,7	41,5	3,4	0,93	364
2019	La Concepción	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Maíz	292	6,9	25	31,3	26,0	2,5	0,44	173
2019	San Martin	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Maíz	292	5,7	20	11,6	8,0	1,6	0,17	113
2019	DC San Martin	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	292	5,7	20	11,6	8,0	1,6	0,17	65
2019	EEA INTA Mercedes	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	662	5,9	24	12,5	7,6	1,5	0,09	33
2019	FS San Martin	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	292	5,7	20	11,6	8,0	1,6	0,17	65
2019	La Concepción	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	292	7,3	24	38,6	41,3	2,7	0,59	231
2019	Laurencena	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	382	7,0	31	29,7	23,1	4,2	1,27	495
2019	Nogoya	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	382	8,1	29	23,5	18,5	4,2	0,88	343
2019	San José	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	292	7,0	34	36,0	35,6	3,4	0,70	271
2019	Victoria	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	331	7,5	44	32,7	30,1	4,5	1,43	558
2020	Mercedes	Corrientes	MPT	Ensayo	Trigo	537	5,6	25	12,4	8,3	1,8	0,30	117
2020	Gualeguay-chú	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Trigo	253	6,8	35	27,7	32,7	2,8	0,50	189
2020	Nogoya	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Trigo	174	6,3	36	29,4	17,8	2,1	1,50	593
2021	San Jaime	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Arroz	426	6,1	30	26,6	17,3	4,5	0,70	271
2021	El Rocío	Corrientes	MPT	Ensayo	Maíz	494	5,8	19	13,7	9,1	2,0	0,27	103
2021	San Martin	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Maíz	500	5,3	17	6,3	2,7	0,7	0,23	90
2021	Barú	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	638	7,7					0,93	364
2021	Barú residual	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	638	7,7					0,93	364
2021	Pajonales	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	517	5,9	36	18,9	13,5	2,0	1,00	372
2021	Perdices	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	761	5,6	26	10,6	6,5	1,1	0,44	172
2021	Perdices residual	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Soja	761	5,6	26	10,6	6,5	1,1	0,44	172
2021	Barú AP	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Trigo	367	7,7	28				0,93	364
2021	Barú BP	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Trigo	367	6,7	23				0,57	84
2021	Barú MP	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Trigo	367	7,4	22				0,22	222
2021	Gualeguay-chú	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Trigo	484	5,1	16	5,1	2,3	0,7	0,18	70
2021	Perdices	Entre Ríos	MPT	Ensayo	Trigo	367	5,6	26	10,6	6,5	1,1	0,44	172
2019	9 de Julio	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Soja	638	5,7	25	10,1	5,7	1,1	1,00	402
2019	Balcarce	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Soja	401	5,7	52	18,9	10,8	1,8	1,70	681
2019	Diego de Alvear	Santa Fe	RPC	Ensayo	Soja	773	5,8	26	10,2	6,3	1,3	1,30	488

2019	General Gelly	Santa Fe	RPC	Ensayo	Soja	410	6,1	22	13,7	8,2	1,7	0,80	330
2019	Oliveros	Santa Fe	RPC	Ensayo	Soja	484	6,0	24	10,5	7,9	1,7	0,90	359
2020	Balcarce	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Maíz	285	5,6	50	19,4	10,8	1,8	1,70	662
2020	Ferré	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Maíz	298	6,1	28	12,7	7,3	1,9	1,50	585
2020	Arias	Córdoba	RPC	Ensayo	Maíz	357	6,3	27	13,9	8,2	2,1	1,70	679
2020	Gualeguay-chú	Entre Ríos	RPC	Ensayo	Maíz	312	6,7	37	37,6	32,2	3,9	0,70	265
2020	Oliveros	Santa Fe	RPC	Ensayo	Maíz	449	6,0	25	11,3	7,2	1,5	0,80	306
2020	9 de Julio*	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Soja	172	6,0	26	10,3	6,4	1,4	1,10	437
2020	Balcarce	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Soja	285	5,9	50	19,8	10,6	1,9	1,60	642
2020	Alejo Ledesma	Córdoba	RPC	Ensayo	Soja	397	6,5	20	11,7	6,7	2,5	1,50	597
2020	General Gelly	Santa Fe	RPC	Ensayo	Soja	450			13,7	8,3	1,6	0,86	335
2020	Oliveros	Santa Fe	RPC	Ensayo	Soja	544	5,8	22	11,3	5,9	1,2	0,90	339
2020	9 de Julio	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Trigo	334	6,0	25	11,1	6,6	1,1	1,30	491
2020	Balcarce	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Trigo	326	5,9	50	19,8	10,6	1,9	1,60	642
2020	Alejo Ledesma	Córdoba	RPC	Ensayo	Trigo	220	6,5	20	11,7	6,7	2,5	1,50	597
2020	General Gelly	Santa Fe	RPC	Ensayo	Trigo	302			13,7	8,3	1,6	0,86	335
2020	Oliveros	Santa Fe	RPC	Ensayo	Trigo	237	5,6	26	11,0	6,8	1,5	0,80	306
2021	Balcarce	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Maíz	470	5,6	50	17,0	10,4	2,1	1,70	663
2021	Marcos Juárez	Córdoba	RPC	Ensayo	Maíz	537	5,9	20	10,6	6,4	1,7	1,60	632
2021	General Gelly	Santa Fe	RPC	Ensayo	Maíz	501	6,0	21		7,9	1,6	0,83	325
2021	Oliveros	Santa Fe	RPC	Ensayo	Maíz	450	6,1	26	10,8	7,6	1,4	1,00	378
2021	25 de Mayo	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Trigo	272	5,6	20		3,4	0,6	0,64	250
2021	Balcarce	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Trigo	333	5,5	58	20,9	11,2	2,1	1,64	638
2021	Pergamino	Buenos Aires	RPC	Ensayo	Trigo	334	6,2	32	13,9	9,3	1,5	1,35	525
2021	Alejo Ledesma	Córdoba	RPC	Ensayo	Trigo	273	6,1	22	11,5	7,9	1,9	1,32	515
2021	Oliveros	Santa Fe	RPC	Ensayo	Trigo	332	6,2	29	15,9	10,6	2,5	1,21	470
2021	El Chana	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	465	6,5	39				0,64	249
2021	Fadel HP	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	156	6,9	35	34,4	21,7	4,3	0,47	182
2021	Fadel LP	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	156	6,5	37	28,8	17,8	4,2	0,34	135
2021	La China	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	500	6,1	30				0,53	206
2021	La Marianita	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	381	5,9	31				0,61	239
2021	Las 4 Marias	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	465	5,9	31				0,61	239
2021	Los O'Dwyer LP	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	418	6,7	21	21,7	16,2	2,4	0,21	82
2021	Los O'Dwyer MP	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	418	6,3	26	24,8	15,4	3,1	0,24	94

2021	San Juan	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	500	6,3	38	0,65	256
2021	San Pedro Antelo	Entre Ríos	MPT	Franjas	Maíz	381	6,5	30	0,90	351
2021	MSU Dry Maíz	Entre Ríos	MPT	Franjas	Trigo	484		30	0,45	177
2021	MSU Dry Soja	Entre Ríos	MPT	Franjas	Trigo	484		35	0,75	294
2021	MSU Riego Maíz	Entre Ríos	MPT	Franjas	Trigo	367		30	0,45	174
2021	MSU Riego Soja	Entre Ríos	MPT	Franjas	Trigo	367		38	0,65	254
2021	Santa Cipriana Maíz	Entre Ríos	MPT	Franjas	Trigo	367		41	0,75	294
2021	Santa Cipriana Soja	Entre Ríos	MPT	Franjas	Trigo	367		47	0,84	329

<sup>1</sup> Zona MPT incluye sitios de Entre Ríos y Corrientes; zona RPC comprende sitios de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe. <sup>2</sup>Precip: Precipitaciones durante el ciclo del cultivo. \* No se cosecho por efecto de sequía.

MO: materia orgánica, CIC: capacidad de intercambio catiónica, Ca<sup>2+</sup>: calcio, Mg<sup>2+</sup>: magnesio, Kext: potasio intercambiable.

#### Experimentos y diseño de tratamientos

Se realizaron dos tipos de experimentos: (i) ensayos en bloques completos al azar con tres o cuatro repeticiones y (ii) franjas exploratorias con dos o tres repeticiones. En ambas experiencias se evaluó el efecto de distintas dosis de K en trigo, maíz, arroz y soja. En los ensayos se aplicaron cuatro dosis de K: 0, 30, 60 y 90 o 120 kg ha<sup>-1</sup> de K, esta última dependiendo del tipo de cultivo. Las parcelas de los ensayos fueron de 5-15 m de ancho por 10-50 m de largo. Las franjas exploratorias consistieron en parcelas comerciales apareadas, de 15-30 m de ancho por 100-200 m de largo, en las cuales se incluyeron i) tratamiento testigo, sin aplicación de K y ii) tratamiento de fertilización con 60-90 kg ha<sup>-1</sup> de K. La fuente de K fue cloruro de K (50% K), aplicado al voleo en superficie a la siembra de los cultivos. En todos los tratamientos se aplicaron 40-150 kg ha<sup>-1</sup> de nitrógeno (excepto en soja), 10-30 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo y/o 5-15 kg ha<sup>-1</sup> de azufre para evitar limitaciones de estos nutrientes en los cultivos cuando se diagnosticaron deficiencias de los mismos.

#### Determinaciones en suelo y cultivo

Para el análisis químico del suelo se extrajeron muestras de suelo a 0-20 cm a la siembra de los cultivos de cada repetición. Las muestras fueron secadas a 40°C para luego ser tamizadas por 2 mm. Se analizaron Ca, Mg, K y Na intercambiables por extracción con acetato de amonio 1N a pH 7 y se cuantificó el Ca y Mg por absorción atómica y el K y Na por fotometría de llama (Richter et al., 1982); capacidad de intercambio catiónico (CIC) por desplazamiento con Cl<sub>2</sub>Ba y posterior determinación del amonio desplazado por destilación y titulación; pH por el método potenciométrico en una relación suelo:agua 1: 2,5 (Thomas, 1996); fósforo extractable (Bray y Kurtz, 1945); S-sulfatos por turbidimetría (Kowalenko y Grimmett, 2008), boro por extracción con agua caliente (Matula, 2009) y zinc por extracción con ácido dietilentriaminopenta-acético (DTPA) (Lindsay y Norvell, 1978). La materia orgánica se estimó a partir de la cuantificación del carbono orgánico oxidable por el método de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1996).

La disponibilidad de K del suelo para los cultivos se caracterizó mediante los niveles de Kext, la saturación de K del complejo de intercambio (relación Kext/CIC, Ksat) y la relación de cationes intercambiables (Ca+Mg)/K. La saturación de K y la relación de cationes intercambiables siempre se calcula en unidades de cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>.

En sitios y tratamientos seleccionados se evaluó la concentración de K en los cultivos en las siguientes etapas:

Etapa vegetativa: V5-6 para maíz (5 sitios), Zadoks 3.0 para trigo (5 sitios), V6 para soja (5 sitios), macollamiento para arroz, última hoja o foliolos desarrollados (2 sitios).

Etapa reproductiva: R1 para maíz (11 sitios), Zadoks 6.0 para trigo (11 sitios), R1-2 para soja (17 sitios), floración para arroz, última hoja o foliolos (3 sitios). desarrollados.

A madurez de cosecha de los cultivos se determinó el rendimiento en grano en cada tratamiento, mediante la cosecha manual de al menos 2 m<sup>2</sup> de cada parcela (ensayos) o la cosecha mecánica de un área definida (franjas). Los rendimientos se expresaron en humedad comercial de cada cultivo (maíz 14.5%, trigo 14%, soja 13.5%, arroz 14%). Al momento de la cosecha, se obtuvieron submuestras de grano en sitios y tratamientos seleccionados para determinar la concentración de K: 14 sitios en maíz, 7 sitios en trigo, 14 sitios en soja y 3 sitios en arroz. Las muestras de hojas y granos se secaron, molieron y analizaron mediante fotometría de llama de emisión para precisar la concentración de K.

### Análisis estadísticos

Los experimentos se analizaron estadísticamente separando los correspondientes a los sitios de MPT (Entre Ríos y Corrientes) de los de la RPC (Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe), considerando las características mineralógicas contrastantes en contenido de K total indicadas por Morras y Cruzate (2001) al este y oeste del Río Paraná, y los bajos niveles de Kext observados en áreas de Entre Ríos y Corrientes (De la Horra y Mizuno, 1974; Moscatelli et al., 2001) respecto de la RPC (Sainz Rozas et al., 2019).

El efecto de la dosis de K en el rendimiento en grano y en la concentración de K en los cultivos se analizó mediante el análisis de la varianza (ANOVA). Los datos se evaluaron para cada sitio experimental y cultivo por separado. Al detectar efectos de tratamiento significativos ( $p < 0,10$ ), las medias se compararon mediante la prueba de diferencia mínima significativa (LSD) al analizar los ensayos o la prueba t en el caso de las franjas.

La relación entre el Kext y Ksat con el rendimiento relativo (RR, (Rendimiento testigo sin K/Rendimiento máximo con aplicación de K) \*100), se evaluó mediante el método del arco seno-logaritmo modificado, propuesto por Correndo et al. (2017) en el paquete soiltestcorr (Correndo et al., 2023). Este método transforma los datos de RR (arcoseno de la raíz cuadrada del RR) y de análisis de suelo (logaritmo natural), y luego invierte los ejes para que el valor del análisis de suelo sea la variable dependiente. Los valores de RR superiores a 100 se consideraron igual a este valor.

Para cada zona, RPC y MPT, se determinaron los coeficientes de correlación de Pearson (r) entre la respuesta a la aplicación de K y el contenido de K en los estados vegetativo y reproductivo y grano de los cultivos, y entre el RR y variables de suelo.

El análisis estadístico de los datos se realizó con el programa Excel (© 2024 Microsoft, Versión 16.92).

## RESULTADOS

Las precipitaciones fueron variables entre sitios y años, con rangos de 156-592, 172-773 y 174-537 mm durante los ciclos de maíz, soja y trigo, respectivamente. En algunos sitios se registraron excesos hídricos, pero en general las tres campañas se caracterizaron por tener déficits hídricos durante el ciclo de los cultivos que afectaron los rendimientos. El cultivo de arroz se realizó bajo riego en todos los casos, con una oferta uniforme de humedad.

### Características químicas de los suelos

Los valores promedio para las diferentes variables de suelo se presentan separadamente para la zona MPT y la zona RPC (Tabla 2). Los niveles de pH promediaron 6,4 y 5,9, con rangos de 5,1-8,1 y 5,5-6,5, para las zonas MPT y RPC; respectivamente. El contenido de materia orgánica (MO) varió entre 1,6 y 4,7% (media 3,0%) en la zona MPT, y de 2,0 a 5,8% (media 3,1%) en la zona RPC. La CIC promedió 21,7 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> (5,1-43,7 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) y 13,6 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> (10,1-20,9 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) en las zonas MPT y RPC; respectivamente. La saturación de cationes fluctuó entre 58% y 98% en la zona MPT y entre 72% y 97% en la zona RPC.

En la zona MPT, los niveles de Kext promediaron 225 mg kg<sup>-1</sup>, con un rango de 33 a 593 mg kg<sup>-1</sup>, ubicándose el 50% de los datos centrales entre 112 (cuartil 1) y 303 (cuartil 3) mg kg<sup>-1</sup>, con un rango intercuartil (RIC) de 191 mg kg<sup>-1</sup>. La saturación de K del complejo de intercambio promedió 2,5%, con el 50% de los datos centrales entre 1,4 y 3,7%, con un RIC de 2,64%. Estos datos están sesgados ya que la mediana está más

próxima al percentil 25 de 1,4% que al percentil 75 de 3,7%. Por otra parte, la relación (Ca+Mg)/K promedió 49 con el 50% de los datos centrales entre 65 y 22.

**Tabla 2.** Estadísticos descriptivos de distintas variables químicas del suelo (0-20 cm) previo a la siembra de los cultivos, en los diferentes sitios experimentales de MPT y RPC.

**Table 2.** Descriptive statistics of different soil chemical variables (0-20 cm) prior to sowing crops, at different experimental sites of MPT and RPC.

	pH	MO g kg <sup>-1</sup>	P Bray mg kg <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Kext cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	Na <sup>+</sup>	CIC	S-SO <sub>4</sub>	Zn mg kg <sup>-1</sup>	B	Kext
<b>MPT</b>												
Mediana	6,3	30	8,4	15,4	2,35	0,46	0,1	21,7	5,8	0,5	0,4	214
Promedio	6,4	30	10,1	16,9	2,61	0,56	0,4	21,7	6,1	0,7	0,4	225
DE	0,8	07	6,8	11,2	1,26	0,36	0,6	10,7	3,8	0,6	0,1	133
Min	5,1	16	2,5	2,3	0,67	0,09	0,0	5,1	2,0	0,2	0,3	33
Max	8,1	47	33,0	41,5	4,50	1,50	3,3	43,7	22,3	3,0	0,6	593
q1	5,8	24	5,4	8,0	1,65	0,25	0,1	12,0	3,8	0,4	0,4	112
q3	6,9	35	13,5	22,4	4,03	0,82	0,4	29,6	6,4	0,6	0,5	303
<b>RPC</b>												
Mediana	6,0	26	12	7,8	1,70	1,31	0,1	12,7	4,7	0,7	0,8	503
Promedio	5,9	31	14	8	1,70	1,26	0,1	13,6	4,7	0,9	0,9	495
DE	0,3	12	7	1,9	0,44	0,35	0,1	3,4	1,7	0,5	0,5	139
Min	5,5	20	5	3,4	0,61	0,64	0	10,1	2	0,4	0,4	250
Max	6,5	58	33	11,2	2,50	1,70	0,2	20,9	8,4	2,1	2,4	681
q1	5,7	23	11	6,7	1,48	0,90	0	11,1	3,7	0,6	0,5	354
q3	6,1	31	17	9,6	1,90	1,60	0,1	14,9	6,0	1,1	1,1	634

DE: desvío estándar, Min: valor mínimo, Max: valor máximo, q1: percentil 25, q3: percentil 75. MO: materia orgánica, P Bray: fosforo Bray, Ca<sup>2+</sup>: calcio, Mg<sup>2+</sup>: magnesio, K<sup>+</sup>: potasio, Na<sup>+</sup>: sodio, CIC: capacidad de intercambio catiónica, S-SO<sub>4</sub>: azufre-sulfato, Zn: zinc, B: boro.

En comparación con MPT, en la zona RPC la disponibilidad de K fue mayor ya que los niveles de Kext fueron más elevados (promedio 495 mg kg<sup>-1</sup> y RIC de 280 mg kg<sup>-1</sup>, entre 354 y 634 mg kg<sup>-1</sup>) al igual que la saturación de K (promedio 9,7% y RIC de 3,9%, diferencia entre 7,9 y 11,8%), mientras que la relación (Ca+Mg)/K fue menor (promedio 8 y RIC de 9,3). Los datos de Kext son simétricos ya que la mediana se ubica en el centro de la caja, mientras que los correspondientes a los de saturación de K y relación (Ca+Mg)/K están sesgados dado que la mediana se centra más cerca de la parte inferior de la caja.

### Respuestas a la fertilización con potasio

**Rendimientos en grano en las zonas MPT y RPC:** En la zona MPT se observaron respuestas significativas a la fertilización potásica en 18 de los 48 sitios evaluados (37% de sitios con respuesta). Los rendimientos promedio de los cuatro cultivos se ubicaron en los niveles medios de los buenos manejos de la región y con marcada variabilidad entre sitios y campañas. Los valores promedio fueron 7836 y 8408 kg ha<sup>-1</sup> para arroz, 5191 y 6355 kg ha<sup>-1</sup> para maíz, 2086 y 2275 kg ha<sup>-1</sup> para soja y 4611 y 4896 kg ha<sup>-1</sup> para trigo, en los testigos y fertilizados, respectivamente (Tabla 3).

Las respuestas de los cultivos a la aplicación de K fueron muy variables, registrándose respuestas estadísticamente significativas (p < 0,10) en 9 de los 18 ensayos y franjas de maíz (frecuencia de 50%), en 3 de los

13 ensayos de soja (frecuencia de 23%), en 6 de los 14 ensayos y franjas de trigo (frecuencia de 43%) y en ninguno de los 3 ensayos de arroz (frecuencia de 0%). En los sitios con respuesta a la aplicación de K, los rendimientos incrementaron hasta 35% en maíz, 28% en soja y 28% en trigo. En general, para soja, maíz y trigo, las respuestas significativas se verificaron con dosis de 60 kg K ha<sup>-1</sup> o superiores.

**Tabla 3.** Rendimientos en grano promedio (kg ha<sup>-1</sup>) de arroz, maíz, soja y trigo para distintas dosis de potasio (kg K ha<sup>-1</sup>) en los ensayos y franjas durante las campañas 2019/20, 2020/21 y 2021/22 en la zona MPT.

**Table 3.** Average grain yields (kg ha<sup>-1</sup>) of rice, corn, soybean and wheat for different K rates (kg K ha<sup>-1</sup>) in the trials and strips established in the 2019/20, 2020/21 and 2021/22 growing seasons in MPT zone.

Dosis de K (kg K ha <sup>-1</sup> )	0	30	50	60	90	120
Rendimiento (kg ha <sup>-1</sup> )						
2019						
Arroz						
Mercedes	10494	10486		10244	10795	
San Salvador	7243	7473		7642	8265	
Maíz						
El Rocío	4948 c	7002 b		6904 b		8185 a
Herrera	8986	9004		9963		10134
INTA Mercedes	4724 c	5924 b		6519 a		6872 a
La Concepción	5077	5903		6412		6514
San Martín	6482 b	6891 b		7726 a		7906 a
Soja						
DC San Martín	2869	2960		3182		3138
EEA INTA Mercedes	1537 b	1595 b		1704 a		1716 a
FS San Martín	1351 c	1654 b		1748 b		2040 a
La Concepción	1680	1650		1300		1707
Laurencena	1644 b	2420 a		2241 a		2024 ab
Nogoyá	1763	1951		2044		1811
San José	1540	1517		1475		1781
Victoria	2310	2253		2180		2116
2020						
Maíz						
Gualeduaychú	11432	10975		11276		11095
Trigo						
Gualeduaychú	4138	4670		4504	4713	
Mercedes	2667 b	3105 a		2770 b	2860 ab	
Nogoyá	3565	3436		3183	4005	
2021						
Arroz						
San Jaime	5771	5693		6308	6163	
Maíz						
El Chana	4390		4028			
El Rocío	6944 c	7214 c		8545 a		8081 b
Fadel HP	3554 b			3900 a		4088 a
Fadel LP	3194 b			3672 ab		3908 a

La China	6749		6824		
La Marianita	3679		3372		
Las 4 Marías	4856		5245		
Los O`Dwyer LP	1366 b			2142 a	2574 a
Los O`Dwyer MP	1662 b			1862 b	2705 a
San Juan	4626		4338		
San Martin	3106	3824		3869	4202
San Pedro Antelo	7664		6673		
Soja					
Barú	1552	1685		1609	1576
Barú residual	2254	2137		2383	2609
Pajonales	3545	3590		3530	3443
Perdices	2462	2419		2489	2586
Perdices residual	2616	2696		2286	2640
Trigo					
Barú AP	6824	6372		6753	6496
Barú BP	4987	5893		6293	6014
Barú MP	6218	5928		5596	6271
Guaquaychú	6003	6141		6218	6545
MSU Secano Maíz	3594 b			4124 a	
MSU Secano Soja	4261 b			4700 a	
MSU Riego Maíz	4156			4342	
MSU Riego Soja	4473			4637	
Perdices	4701 b	4734 b		5154 a	5152 a
Santa Cipriana Maíz	4547 b			4918 a	
Santa Cipriana Soja	4426 b			5349 a	

Letras distintas en una misma fila indican diferencias significativas entre tratamientos para cada ensayo o franja, según el test LSD o la prueba t ( $p < 0,10$ ).

En la zona RPC, las respuestas de los cultivos frente al agregado de K fueron significativas ( $p < 0,10$ ) solamente en 4 de los 28 sitios evaluados (14%), ya que el ensayo de soja de 9 de Julio 2020 no pudo ser cosechado por pérdida del cultivo por sequía. Las respuestas se observaron en 2 de 8 ensayos en maíz (frecuencia de 25%, Ferré en 2020 y Gelly en 2021), 1 de 9 en soja (frecuencia de 11%, General Gelly en 2020) y 1 de 10 en trigo (frecuencia de 10%, 25 de Mayo en 2021) (Tabla 4). El ensayo de soja de Diego de Alvear 2019 mostró diferencias significativas entre tratamientos de fertilización, pero no con el Testigo sin K. En los 2 ensayos de maíz con respuesta, las mismas se observaron con dosis de 30 kg K ha<sup>-1</sup>, mientras que, en el de trigo, la respuesta fue significativa con la dosis de 120 kg K ha<sup>-1</sup>. En los sitios con respuesta, la aplicación de K resultó en incrementos de rendimiento del 7%, 9% y 64% en el cultivo de maíz, soja y trigo, respectivamente.

**Tabla 4.** Rendimientos en grano promedio (kg ha<sup>-1</sup>) en función de la dosis de potasio (Kg K ha<sup>-1</sup>) aplicada en soja, maíz y trigo en los ensayos realizados durante las campañas 2019/20, 2020/21 y 2021/22 en la zona RPC.

**Table 4.** Average grain yields (kg ha<sup>-1</sup>) of soybean, corn, and wheat according to K rates (kg K ha<sup>-1</sup>) for the trials carried out during 2019/20, 2020/21 and 2021/22 growing seasons in RPC zone.

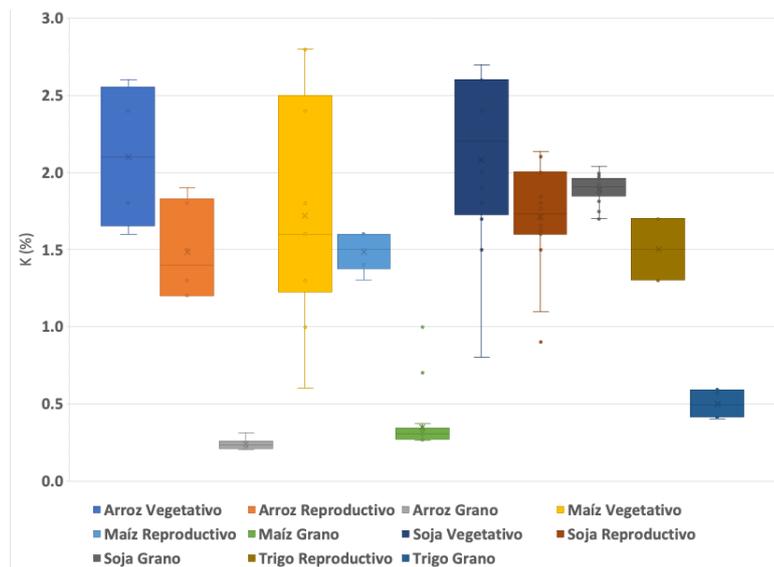
Dosis de K (kg K ha <sup>-1</sup> )	0	30	60	90	120
Rendimiento (kg ha <sup>-1</sup> )					
2019					
Soja					
9 de Julio	2042	2447	2327		2219
Balcarce	3822	4185	4008		3960
Diego de Alvear	4226	4236	4202		4347
General Gelly	3392	3831	3737		3576
Oliveros	3412	3392	3371		3461
2020					
Maíz					
Arias	13550	13346	13276		12335
Balcarce	11243	10999	10400		10563
Ferré	11829 b	12655 ab	13356 a		12592 ab
Oliveros	10174	10378	10458		10113
Soja					
Alejo Ledesma	3165	3007	3252		3122
Balcarce	1278	1246	1748		1579
General Gelly	1255 b	1373 ab	1511 a		1331 ab
Oliveros	2569	2718	2642		2790
Trigo					
9 de Julio	4737	4660	4810		4763
Alejo Ledesma	4885	4694	4702		5215
Balcarce	7676	7632	7736		8310
General Gelly	4145	4132	4217		4253
Oliveros	775	976	971		966
2021					
Maíz					
Balcarce	11227	11510	11142		11189
Gelly	9898 b	10669 a	10743 a		10919 a
Marcos Juárez	9949	10320	10217		10232
Oliveros	7170	6969	7391		7326
Trigo					
25 de Mayo	3580 b	3520 b	4230 b		5888 a
Alejo Ledesma	5813	6021	5849	6149	
Balcarce	6602	6183	6521		6240
Oliveros	5909	6221	5961		5951
Pergamino	4965	5058	4856		4987

Letras distintas en una misma fila indican diferencias significativas entre tratamientos para cada ensayo, según el test LSD (p<0,10).

**Concentración de potasio en planta y grano:** Se observaron diferencias significativas ( $p>0,10$ ) en concentración de K en hojas al estado vegetativo entre Testigo y fertilizados solamente en 2 de los 11 sitios evaluados para los cuatro cultivos en ambas zonas: Maíz La Concepción 2019 y Soja San Martín 2019, ambos en MPT. No se observaron diferencias entre tratamientos de fertilización en concentraciones de K en hojas, para los cuatro cultivos, en el estado reproductivo (32 sitios evaluados) o en concentración de K en grano (35 sitios evaluados).

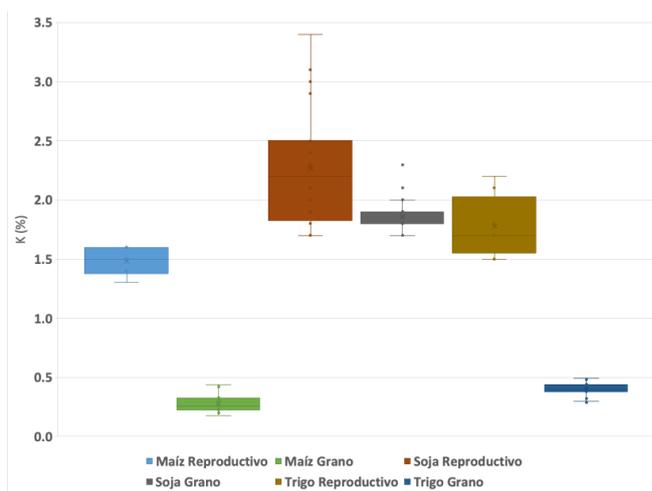
La distribución de promedios de la concentración de K en hojas y granos para los cuatro cultivos se presentan en las Figura 1 para la zona MPT y en la Figura 2 para la zona RPC. Las concentraciones de K son mayores en soja que en las gramíneas (arroz, maíz y trigo), especialmente en grano.

Los rangos de concentración de K en arroz fueron de 1,6-2,6%, 1,2-1,9% y 0,20-0,31% y los promedios de 2,1, 1,5 y 0,24% en estados vegetativo y reproductivo y en grano, respectivamente. Para maíz, los rangos de concentración de K fueron 0,6-2,8%, 1,3-2,2% y 0,18-1,00% y los promedios de 1,7, 1,65 y 0,32% en estados vegetativo y reproductivo y en grano, respectivamente. Los rangos de concentración de K en soja fueron 0,8-2,7%, 0,9-3,4% y 1,70-2,30% y los promedios de 2,1, 2,0 y 1,86% en estados vegetativo y reproductivo y en grano, respectivamente. Finalmente, en trigo, los rangos de concentración de K fueron 1,3-2,2% y 0,29-0,59% y los promedios de 1,65 y 0,45% en estado reproductivo y en grano, respectivamente.



**Figura 1.** Concentración media de potasio (%) en hojas en el estado vegetativo y reproductivo, y en grano de arroz, maíz, soja y trigo en los experimentos de la zona MPT.

**Figure 1.** Average K concentration (%) in leaves of rice, maize, soybean, and wheat at the vegetative and reproductive stages, and in their grain in experiments of MPT zone.

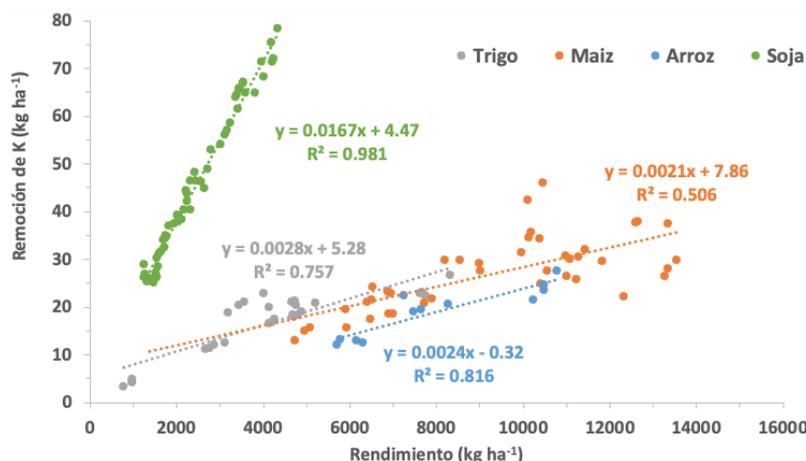


**Figura 2.** Concentración media de potasio (%) en hoja en el estado reproductivo y en grano de maíz, soja y trigo en los experimentos conducidos en la zona RPC.

**Figure 2.** Average K concentration (%) in leaves of maize, soybean and wheat at reproductive stage and in their grain in the trials of RPC zone.

Considerando los datos de las dos zonas, las concentraciones de K en hojas al estado vegetativo o reproductivo no se relacionaron con la respuesta al agregado de K en ningún cultivo. Por otra parte, la concentración de K en grano tendió a diluirse con los aumentos en los rendimientos, pero las relaciones negativas entre ambas variables fueron bajas ( $r = -0,38, -0,55$  y  $-0,57$  para maíz, soja y trigo, respectivamente).

La remoción de K en grano estimada es 2,4, 2,1 y 2,8 kg de K por tonelada de grano para arroz, maíz y trigo; respectivamente, mientras que para soja es 16,7 kg de K por tonelada de grano (Figura 3).



**Figura 3.** Remoción de K en grano en función del rendimiento en arroz (n=12), maíz (n=42), trigo (n=28) y soja (n=54).

**Figure 3.** Grain K removal as a function of yield of rice (n=12), corn (n=42), wheat (n=28) and soybean (n=54).

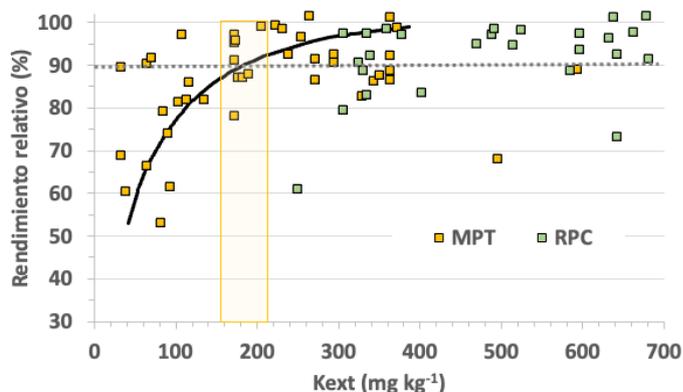
**Calibración de análisis de suelo:** Para los datos de las dos zonas, MPT (n=48) y RPC (n=27), la calibración entre los RR de los distintos cultivos y Kext muestra un rango crítico de Kext entre 157 y 213 mg kg<sup>-1</sup> (nivel crítico de 183 mg kg<sup>-1</sup>), por debajo del cual hay una alta probabilidad que la disminución del rendimiento sea superior al 10% (Figura 4). Considerando este ajuste, la frecuencia de respuesta significativa a la ferti-

lización fue de 73% de los sitios con Kext menor a 157 mg kg<sup>-1</sup>, mientras que el 92% de los sitios con Kext mayor a 213 mg kg<sup>-1</sup> no presentó respuesta significativa.

Como era de esperar, el Kext se relacionó positivamente con la saturación de K ( $r=0,81$ ) y negativamente con la relación (Ca+Mg)/K ( $r=-0,70$ ). Los RR se relacionaron directamente con la saturación de K de la CIC ( $r=0,49$ ) e inversamente con la relación (Ca+Mg)/K ( $r=-0,50$ ).

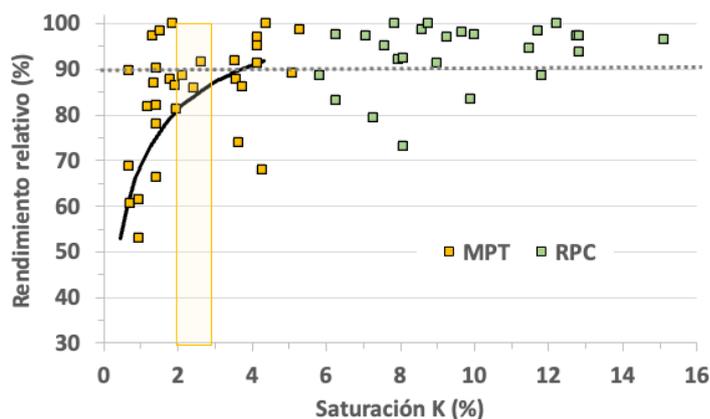
En el caso de Ksat, se pudo calibrar la relación con RR al igual que con Kext. La Figura 5 muestra esta relación entre Ksat y RR, estimándose un rango crítico de Ksat entre 1,9 y 2,9% (nivel crítico de 2,3%), por debajo del cual hay una alta probabilidad que la disminución del rendimiento sea superior al 10%. Considerando este ajuste, la frecuencia de respuesta significativa a la fertilización con K mayor al 10% en rendimiento, fue de 73% de los sitios con Ksat menor a 1,9%, mientras que el 86% de los sitios con Ksat mayor a 2,9% no presentó respuesta significativa.

La relación de RR con (Ca+Mg)/K fue significativa pero débil y no se pudo ajustar por método del arcoseno modificado. La tendencia ajustada por una ecuación lineal indicaría un valor de 17-21 de (Ca+Mg)/K para lograr el 90% de RR ( $RR = -0,196*(Ca+Mg)/K + 93,8$   $R^2 = 0,25$ ,  $n=58$ ).



**Figura 4.** Relación entre el rendimiento relativo (Rendimiento testigo sin K/Rendimiento máximo con aplicación de K) y el valor de K intercambiable (Kext) de 75 ensayos y franjas con cultivos de soja, maíz, arroz y trigo en las zonas MPT y RPC. La curva de calibración (línea curva negra) se ajustó según el método del arco seno modificado (Correndo et al., 2017) (IC (90%) = 157-213 mg kg<sup>-1</sup>;  $r = 0,49$ ;  $n = 75$ ) para el rango de Kext de 0 a 400 mg kg<sup>-1</sup>. La franja amarilla vertical indica el intervalo de confianza del 90% para el rango crítico de K intercambiable, 157 - 213 mg K kg<sup>-1</sup> y la línea punteada horizontal representa un rendimiento relativo del 90%.

**Figure 4.** Relationship between relative yield (control yield without K/maximum yield with K application) and exchangeable K (Kext) for soybean, corn, rice and wheat from 75 trials and strips implemented in the MPT area. The calibration curve (black curved line) was fitted according to the modified arcsine method (Correndo et al., 2017) (CI (90%) = 157-213 mg kg<sup>-1</sup>;  $r = 0,49$ ;  $n = 75$ ) for the range of Kext of 0 to 400 mg kg<sup>-1</sup>. The vertical yellow bar indicates the 90% confidence interval for the critical range of exchangeable K, 157 - 213 mg K kg<sup>-1</sup> and the dashed horizontal line indicates a relative yield of 90%.



**Figura 5.** Relación entre el rendimiento relativo (Rendimiento testigo sin K/Rendimiento máximo con aplicación de K) y el valor de saturación de K de 56 ensayos y franjas con cultivos de soja, maíz, arroz y trigo en las zonas MPT y RPC. La curva de calibración (línea curva negra) se ajustó según el método del arco seno modificado (Correndo et al., 2017) (IC (90%) = 1,9-2,9%;  $r = 0,44$ ;  $n = 56$ ) para el rango de saturación de K de 0 a 4,4%. La franja amarilla vertical indica el intervalo de confianza del 90% para el rango crítico de saturación de K, 1,9-2,9%, y la línea punteada horizontal representa un rendimiento relativo del 90%.

**Figure 5.** Relationship between relative yield (control yield without K/maximum yield with K application) and K saturation for soybean, corn, rice and wheat from 56 trials and strips implemented in the MPT area. The calibration curve (black curved line) was fitted according to the modified arcsine method (Correndo et al., 2017) (CI (90%) = 1,9-2,9%;  $r = 0,44$ ;  $n = 56$ ) for the range of K saturation of 0 to 4,4%. The vertical yellow bar indicates the 90% confidence interval for the critical range of exchangeable K, 1,9-2,9%, and the dashed horizontal line indicates a relative yield of 90%.

## DISCUSIÓN

Los valores de pH, MO, CIC, cationes y micronutrientes de los sitios incluidos en este trabajo se ubican dentro de los rangos citados para las dos regiones MPT y RPC (Tablas 1 y 2) (Herrera y Rotondaro, 2017; Sainz Rozas et al., 2019). Los sitios de estudio presentaron un amplio rango de Kext, Ksat y relación (Ca+Mg)/K reflejando distintas condiciones de suelo y de manejo en las dos zonas. Las diferencias en contenido de K entre suelos de la región pampeana argentina fueron indicadas por De la Horra y Mizuno (1974) y Morras y Cruzate (2001).

En la zona MPT, 31% de los sitios presentó niveles de Kext menores a  $150 \text{ mg kg}^{-1}$ , un valor promedio de los indicados como nivel crítico por varios autores en suelos de características similares (Barbazán et al., 2011; Wortmann et al., 2009; Barbagelata y Mallarino, 2012; Lyons et al., 2023; Mallarino et al., 2023). Los sitios de menor Kext se concentraron hacia el este de Entre Ríos y Corrientes, en áreas indicadas como de bajo nivel de K en el relevamiento de Sainz Rozas et al. (2019) y de menor contenido de K total según Morras y Cruzate (2001). Por el contrario, en la zona RPC, ninguno de los sitios presentó valores de Kext por debajo de los niveles críticos generalmente reportados en la literatura.

En la zona MPT, un 33% de los datos de Ksat se ubicó por debajo y un 27% dentro del rango de 2 a 5% indicado por Vázquez y Pagani (2014) como umbral para diagnosticar deficiencias de K en el suelo; y, en todos los casos, la relación (Ca+Mg)/K fue superior al rango óptimo sugerido de 7 a 11 (Vázquez y Pagani, 2014). Por el contrario, en la zona RPC, la Ksat fue mayor al rango recomendado en todos los sitios, mientras que la relación (Ca+Mg)/K fue menor o similar al rango óptimo. Considerando todos los sitios, el Kext se relacionó positivamente con materia orgánica ( $r=0,54$ ,  $p<0,05$ ), pero no se relacionó con el pH, la CIC y las concentraciones de Ca y Mg. Las relaciones entre bases en el complejo de intercambio con el fin de establecer deficiencias de algunos cationes para la nutrición vegetal han sido ampliamente discutidas en la literatura (Kopittke y Menzies, 2007; Chaganti y Culman, 2018), con resultados contradictorios según cada estudio. Por lo tanto, para realizar un manejo adecuado de los nutrientes sería apropiado evaluar los valores críticos de los distintos cationes y/o establecer relaciones para cada zona en particular (Culman et al., 2021).

Las respuestas de rendimiento en grano de los cultivos fueron más frecuentes en la zona MPT, donde el 37% de los ensayos/franjas tuvieron respuesta positiva a la aplicación de K en comparación con solo el

14% en la RPC (Tabla 3 y 4). Así, en la zona MPT se observaron respuestas significativas ( $p < 0,10$ ) en maíz, soja y trigo, especialmente en los ensayos ubicados en las regiones del sur de Corrientes y aledañas al Río Uruguay en Entre Ríos. Si bien estas respuestas son variables en cuanto a incrementos de rendimiento (28-35%), las mismas son similares a las observadas por Melgar et al. (1996) para Corrientes y a las reportadas en Uruguay por Barbazán et al. (2017), en Paraguay por Wendling et al. (2008), en Brasil por Vieira et al. (2016), y en otros países (Wortmann et al., 2009; Niu et al., 2011; Culman et al., 2023). Como también fue observado por Barbazán et al. (2017) en Uruguay y por Culman et al. (2023) en Ohio (EE. UU.), el maíz presentó una mayor frecuencia de respuesta y un mayor incremento de rendimiento que la soja. Los tres sitios bajo arroz en el sur de Corrientes y este de Entre Ríos, los cuales no tuvieron respuesta positiva al agregado de K, presentaron niveles de Kext similares o superiores a los indicados como deficientes por Méndez et al. (2001) para arroz en Corrientes y por Slaton et al. (2009) para la zona arrocería del sur de EE. UU.

Con respecto a la zona RPC, los incrementos significativos ( $p < 0,10$ ) de rendimiento en grano en maíz, soja y trigo por aplicación de K se registraron en cuatro ensayos localizados en el centro-norte de la provincia de Buenos Aires y sur de Santa Fe, a pesar de tener contenidos de Kext que superaron los umbrales críticos de deficiencia mencionados en bibliografía. Los sitios con respuesta en maíz (Ferré, año 2020 y General Gelly, año 2021) y en soja (General Gelly, año 2020), si bien tenían altos niveles de Kext (325-585 mg kg<sup>-1</sup>), presentaban condiciones de degradación física severa debido a la erosión y al manejo de agricultura continua (Casas et al., 2022), probablemente con muchos años previos de labranza, condiciones mencionadas como predisponentes a la respuesta a K (Askegaard et al., 2004; Römheld y Kirkby, 2010). El sitio con respuesta en trigo (25 de Mayo, año 2021) presentó nivel medio de Kext (235 mg kg<sup>-1</sup>) y un alto porcentaje de arena, condiciones también predisponentes para la respuesta a K con altos rendimientos (Askegaard et al., 2004; Culman et al., 2023).

La respuesta del rendimiento en grano a la aplicación de K estuvo relacionada con el Kext, estimándose un rango crítico de 157-213 mg kg<sup>-1</sup> (nivel crítico 183 mg kg<sup>-1</sup>) para lograr 90% del RR con un intervalo de confianza de Kext del 90% según el método estadístico arco seno-logaritmo modificado (Correndo et al., 2017) (Figura 4). El rango crítico de Kext es similar al indicado por investigaciones previas en Uruguay (Barbazán et al., 2011) y EE. UU. (Lyons et al., 2023; Mallarino et al., 2023) y ligeramente superior al sugerido por Culman et al. (2023) para Ohio.

Se han reportado varios factores que pueden afectar la relación entre la respuesta del rendimiento en grano a la aplicación de K con el Kext (0-20 cm), entre ellos la tasa de reabastecimiento de K hacia las raíces, las diferencias en sistemas radiculares entre cultivos, la variabilidad en textura y mineralogía de suelos, el aporte de fracciones de K del suelo no intercambiables y/o el aporte de K del subsuelo (Römheld y Kirkby, 2010; Bell et al., 2021; Hinsinger et al., 2021). El aporte de fracciones no intercambiables de K del suelo, evaluado a través de extracciones con tetrafenilborato de sodio, ha permitido una mejor caracterización de deficiencias de K en suelos de mineralogía similar a las de MPT y RPC (Zubillaga y Conti, 1996; Nuñez y Morón, 2017; Ferrando et al., 2020; Bell et al., 2021). Por otra parte, una alta proporción del K absorbido por los cultivos puede provenir del subsuelo (más de 20 cm), especialmente en situaciones de bajo Kext a 0-20 cm (Kulhman, 1990; Scanlan et al., 2024). En suelos argiudoles y hapludoles del sur de Santa Fe y sur de Córdoba, Correndo et al. (2021) indicaron que el muestreo de capas subsuperficiales de suelo podría ser necesario para determinar las necesidades de reposición de K en suelos con altos niveles de Kext a 0-20 cm de profundidad en la región pampeana. La evaluación de aportes de K de fracciones no intercambiables y/o del Kext en el subsuelo serían variables para considerar en futuras investigaciones de respuesta a K, especialmente en RPC.

La saturación con K y la relación (Ca+Mg)/K se relacionaron con los RR y respuestas a K en MPT, sin embargo, no se comportaron mejor que Kext para distinguir sitios deficientes y suficientes. La relación de Ksat con RR permitió estimar un rango crítico de 1.9-2.9% para alcanzar el 90% del rendimiento máximo (Figura 5), valor ubicado dentro de los rangos mencionados como óptimos por Vázquez y Pagani (2014) y Culman et al. (2021). En el caso de la relación (Ca+Mg)/K, el valor de 18-20 para alcanzar el 90% del rendimiento máximo es muy superior a la referencia de 7-11 de Vázquez y Pagani (2014). Estas relaciones encontradas de RR con Ksat y, en menor medida, con relación (Ca+Mg)/K podrían ser referencias para una evaluación más detallada de las mismas en futuros estudios, considerando los altos niveles de Ca intercambiable, escenario habitual en muchos suelos de la provincia de Entre Ríos (Quintero y Arévalo, 2006; Quintero y Figueroa, 2008). Por otra parte, a nivel global se dispone de poca información y existe poca coincidencia en su utilidad como herramienta de diagnóstico (Kopitke y Menzies, 2007; Wood y Litterick, 2017; Chaganti y Culman, 2018; Culman et al., 2021).

Las concentraciones de K en hojas al estado vegetativo y al estado reproductivo en los tres sitios de arroz en MPT se ubicaron dentro de los umbrales indicados por Malavolta et al. (1997), Jones (1998) y Dobermann y Fairhurst (2000), pero la concentración en grano se ubicó en valores por debajo de los referidos por estos autores.

Las concentraciones de K en estado reproductivo de maíz, soja y trigo fueron similares entre ambas zonas o levemente superiores en RPC que en MPT, pero las concentraciones de K en grano tendieron a ser mayores en MPT que en RPC para estos tres cultivos. Para ambas zonas, en general, las concentraciones de K se ubicaron por debajo o en el rango crítico indicado en la bibliografía en estados vegetativo y reproductivo en maíz (Voss, 1993; Malavolta et al., 1997; Jones, 1998; Miller et al., 2017), pero fueron superiores a los indicados por Stammer y Mallarino (2018). En soja y trigo, las concentraciones determinadas fueron algo superiores o dentro de los rangos críticos de referencia en estados vegetativo y reproductivo y en grano (Malavolta et al., 1997; Jones, 1998; Stammer y Mallarino, 2018; Slaton et al., 2021).

La fertilización con K no tuvo efecto en la concentración de K en ambos muestreos foliares (vegetativo y reproductivo) y en grano, independientemente de la respuesta en rendimiento en grano (Tablas 3 y 4). Los resultados en general fueron inconsistentes, en algunos cultivos como maíz y soja, la concentración de K del tejido foliar tendió a incrementar con la fertilización potásica en comparación con las concentraciones logradas en grano. En coincidencia, Zone et al. (2020) demostraron que la concentración de K en hojas de maíz y trigo tendieron a responder más a la fertilización con K que el grano, sugiriendo que las hojas son un indicador justificado de la absorción de nutrientes por los cultivos. Clover et al. (2007) y Mallarino y Higashi (2009) también reportaron que la fertilización con K incrementó la concentración de este nutriente en las hojas de maíz y soja en mayor medida que en grano.

La concentración de K en los dos estados fisiológicos, vegetativo y reproductivo, de arroz, maíz y trigo superó ampliamente a la concentración alcanzada en los granos, revelando el bajo índice de cosecha de K de los cereales; mientras que la soja presentó una mayor concentración de K en grano que los cereales y una menor diferencia de concentración con respecto a estados vegetativos y reproductivo a partir de un mayor índice de cosecha de K (Quintero, 2009; Gaspar et al., 2017; Broberg et al., 2021; Carciocchi et al., 2025).

Los valores de concentración de K en grano se ubicaron dentro de los rangos inferiores reportados en los cuatro cultivos por Carciocchi et al. (2025), y por otros autores en arroz (Quintero, 2009), maíz (García et al., 2023), soja (Salvagiotti et al., 2021; Filippi et al., 2021) y trigo (Beaton y Sekhon, 1985).

Si bien las concentraciones de K en grano disminuyeron levemente con los incrementos de rendimiento, un efecto de dilución, la remoción total de K en grano dependió principalmente del rendimiento de los cultivos (Figura 3) (Carciocchi et al., 2025). Estos valores de remoción de K en grano constituyen una referencia local para la estimación de balances de K para los cuatro cultivos.

## CONCLUSIONES

Esta red de ensayos y franjas exploratorias de deficiencia de K y respuesta a la fertilización potásica permitió determinar y caracterizar áreas y condiciones de respuesta a K en cultivos extensivos en las zonas MPT y RPC.

Los resultados de los ensayos y las franjas experimentales realizados en la zona MPT confirman la deficiencia de K en cultivos extensivos en el sur de Corrientes y este de Entre Ríos. En la zona RPC, se observaron deficiencias y respuestas a K en algunos sitios de suelos de textura más arenosa o en situaciones de degradación física, química y biológica.

Se estableció una calibración para el análisis de Kext y los rendimientos relativos que indica un rango de 157-213 mg kg<sup>-1</sup> por debajo del cual la probabilidad de respuesta a la fertilización potásica es alta. La determinación de Kext puede ser complementada con parámetros como la Ksat para detectar lotes/ambientes de deficiencia probable.

Los análisis de planta, foliares o de grano, no permitieron diferenciar las situaciones sin y con deficiencia. Las remociones de K en grano estimadas para los cuatro cultivos pueden ser utilizadas para determinar balances de K. Los sistemas de producción con alta intensidad o participación de soja en la secuencia de cultivos deben poner especial atención a la disminución del K en suelo debido a la alta extracción que realiza este cultivo.

En los sistemas productivos de MPT, el diagnóstico de fertilidad potásica y las necesidades de aplicación de K resultantes deben ser incluidas en el manejo de suelos y cultivos. Investigaciones futuras deberán generar información y recomendaciones de dosis, fuentes, formas y momentos correctos para estos sistemas.

En RPC, si bien la disponibilidad de K de la mayoría de los suelos evaluados es adecuada, la casi nula reposición de K vía fertilizantes minerales y/o abonos orgánicos, resultaría en caídas de Kext que llevarían a situaciones de deficiencia en los próximos años. El monitoreo de los suelos a través de los análisis correspondientes, así como también la evaluación de respuestas mediante redes exploratorias constituyen herramientas válidas para anticipar la toma de decisiones.

### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen especialmente a todos los productores, asesores y personal de establecimientos donde se realizaron los ensayos. Esta red experimental fue financiada por Fertilizar AC, Uralkali, Nitron y CANPOTEX, con la participación de las EEAs INTA Balcarce, Concepción del Uruguay y Mercedes, las Facultades de Ciencias Agropecuarias-UNER y de Ciencias Agrarias-UNMDP y el CONICET.

### REFERENCIAS

- Askegaard, M., Eriksen, J., y Johnston, A. E. (2004). Sustainable management of potassium. En P. Schjonning, S. Elmholt y B.T. Christensen (Eds.), *Managing soil quality: challenges in modern agriculture* (pp. 85-102). Wallingford UK: CABI Publishing.
- Barbagelata, P. y Mallarino, A. (2012). Field correlation of potassium soil test methods based on dried and field-moist soil samples for corn and soybean. *Soil Science Society of American Journal*, 77, 318-327. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0253>
- Barbazán, M.M., Boutes, C., Beux, L., Bordoli, J.M., Cano, J., Ernst, O., García, A., García, F. O. y Quincke, A. (2011). Fertilización potásica en cultivos de secano sin laboreo en Uruguay: rendimiento según análisis de suelos. *Agrociencia Uruguay*, 15 (2), 93-99.
- Barbazán, M., Bordoli, M., del Pino, A., Ferrando, M., Ernst, O., Hoffman, E., Mazzilli S., Rocha, L., y García, F. O. (2017). Assessment of potassium deficiencies in agricultural systems in Uruguay. En International Plant Nutrition Institute (Ed.) *Abstracts of the Potassium Science Conference*, Roma, Italia, January 2017. <https://www.apni.net/k-frontiers/>
- Beaton, J. D. y Sekhon, G. S. (1985). Potassium nutrition of wheat and other small grains. En R.D. Munson (Ed.) *Potassium in Agriculture* (pp. 701-752). American Society of Agronomy, Madison, WI, USA.
- Bell, M.J., Thompson, M.L. y Moody, P.W. (2021). Using soil tests to evaluate plant availability of potassium in soils. En: T. S. Murrell, R. L. Mikkelsen, G. Sulewski, R. Norton, M. L. Thompson. (Eds). *Improving Potassium Recommendations for Agricultural Crops* (pp. 191-218). Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-59197-7>
- Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59(1), 39-45.
- Broberg, M. C., Xu, Y., Feng, Z., y Pleijel, H. (2021). Harvest index and remobilization of 13 elements during wheat grain filling: experiences from ozone experiments in China and Sweden. *Field Crops Research*, 271, 108259. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108259>
- Brownlie, W, Alexander, P, Maslin, M, Cañedo-Argüelle, M, Sutton, M y Spears, B. (2024). Global Food Security Threatened by Potassium Neglect. *Nature Food*. <https://doi.org/10.1038/s43016-024-00929-8>
- Carciochi, W. D., Dobermann, A., La Menza, N. C., Brouder, S. M., Donough, C. R., Heuschele, D. J., Oberthur, T., Sandaña, P., Shehu, B. M., Pereira, J. T. S., Soratto, R. P., Voleenec, J. J., Wandri, R., Wang, Y., Win, S. S., He, P. y Grassini, P. (2025). Quantifying potassium requirement and removal across crop species. *Field Crops Research*, 322, 109717. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2024.109717>
- Carrizo, M. E., Pilatti, M.A., Alesso, C.A. e Imhoff, S. (2011). Atributos químicos de suelos argiudoles cultivados y no cultivados del Departamento Las Colonias (Santa Fe). *Ciencia del Suelo*, 29(2), 173-179. <https://www.ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/14>.
- Casas, R. R., Godagnone, R. E. y de la Fuente, J.C. (2022). Evaluación y cartografía de la erosión hídrica en la Argentina. *Revista de Investigaciones Científicas de la Universidad de Morón*, 6(11), 24-38. <http://doi.org/10.34073/285>
- Chaganti, V. N. y Culman, S. W. (2018), Historical perspective of soil balancing theory and identifying knowledge gaps: A review. *Crops and Soils*, 51: 40-47. <https://doi.org/10.2134/cs2018.51.0101>
- Clover, M. W., Mallarino, A. P. y Barbagelata, P. (2007). *Corn and soybean grain yield and concentration of potassium in plant tissues and soil as affected by potassium fertilization*. North Central Extension-Industry Soil Fertility Conference, 23, 119-125. Department of Agronomy, Iowa State University, Des Moines, IA.
- Conti, M. E., de la Horra, A. M., González, M. G., Arrigo, N. y García, F. O. (2001). Monitoreo de los cambios en la fertilidad potásica de haplodos típicos de la región pampeana fertilizados para agricultura de alto rendimiento. En *Actas 1er. Simposio "El Potasio en Sistemas Agrícolas Argentinos"* (pp 53-56). FAUBA-Fertilizar INTA.
- Correndo, A. A., Salvagiotti, F., García, F. O. y Gutiérrez Boem, F. H. (2017). A modification of the arcsine-log calibration curve for analysing soil test value-relative yield relationships. *Crop and Pasture Science*, 68(3), 297-304. <http://dx.doi.org/10.1071/CP16444>
- Correndo, A.A., Rubio, G., García, F.O. y Ciampitti, I.A. (2021) Subsoil-potassium depletion accounts for the nutrient budget in high-potassium agricultural soils. *Scientific Reports*, 11(1), 11597. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90297-1>

- Correndo, A. A., Pearce, A., Bolster, C. H., Spargo, J. T., Osmond, D. y Ciampitti, I. A. (2023). The soiltestcorr R package: an accessible framework for reproducible correlation analysis of crop yield and soil test data. *SoftwareX*, 21, 101275. <https://doi.org/10.1016/j.softx.2022.101275>
- Culman, S. W., Brock, C., Doohan, D., Jackson-Smith, D., Herms, C., Chaganti, V. N., Kleinhenz, M., Sprunger, C.D., y Spargo, J. (2021). Base cation saturation ratios vs. sufficiency level of nutrients: A false dichotomy in practice. *Agronomy Journal*, 113, 5623–5634. <https://doi.org/10.1002/agj2.20787>
- Culman, S., Fulford, A., LaBarge, G., Watters, H., Lindsey, L. E., Dorrance, A. y Deiss, L. (2023). Probability of crop response to phosphorus and potassium fertilizer: Lessons from 45 years of Ohio trials. *Soil Science Society of America Journal*, 87(5), 1207-1220. <https://doi.org/10.1002/saj2.20564>
- De la Horra, A. M. y Mizuno, I.. 1974. Potasio en algunos suelos argentinos. *Anales de la Sociedad Científica Argentina*, tomo CXCVIII:87-93.
- Dhillon, J. S., Eickhoff, E. M., Mullen, R. W. y Raun, W. R. (2019). World potassium use efficiency in cereal crops. *Agronomy Journal*, 111, 889-896. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.07.0462>
- Díaz-Zorita, M., Duarte, G. A. y Barraco, M. (2004). Effects of chloride fertilization on wheat (*Triticum aestivum* L.) productivity in the sandy Pampas region, Argentina. *Agronomy Journal*, 96, 839-844. <https://doi.org/10.2134/agronj2004.0839>
- Dobermann, A. y Fairhurst, T. (2000) *Rice: Nutrient disorders and nutrient management*. Handbook Series, Potash y Phosphate Institute (PPI), Potash and Phosphate Institute of Canada (PPIC) and International Rice Research Institute, Philippine.
- Ferrando, M. G., Barbazán, M. M., García, F. O., y Mallarino, A. P. (2020). Comparison of the ammonium acetate, Mehlich 3, and sodium tetraphenylboron as extractants to evaluate crop available potassium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 51(8), 997–1005. <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1744625>
- Filippi, D., Denardin, L.G. de O., Ambrosini, A., Alves, L. A., Flores, J. P. M., Martins, A. P., Pias, O. H. de C. y Tiecher, T. (2021). Concentration and removal of macronutrients by soybean seeds over 45 years in Brazil: a meta-analysis. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 45, e0200186. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200186>
- García, F. O. (2008). Cloro en trigo: Resultados de las experiencias en la región pampeana argentina. Años 2001 a 2006. *Informaciones Agronómicas*, 38,17-21. <https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2008/06/4.pdf>
- García, F. O. y González Sanjuan, M. F. (2016). Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. En R. S. Lavado (Ed.). *Sustentabilidad de los agroecosistemas y uso de fertilizantes* (pp. 61-84). AACs-OGE-Fertilizar A.C.
- García F. O., Correndo, A. A., Reussi Calvo, N. I., Monzón, J. P., Ciampitti I. A. y Salvagiotti, F. (2023). Nutrición del cultivo. En F.H. Andrade, M. E. Otegui, A. Cirilo y S. Uhart (Eds.). *Ecofisiología y manejo del cultivo de maíz* (pp. 175-220) 1a ed. - Balcarce. [https://www.Maizar.org.ar/documentos/cultivo%20de%20Maiz\\_version%20digital.pdf](https://www.Maizar.org.ar/documentos/cultivo%20de%20Maiz_version%20digital.pdf)
- Gaspar, A. P., Laboski, C. A. M., Naeve, S. L. y Conley, S. P. (2017). Phosphorus and Potassium Uptake, Partitioning, and Removal across a Wide Range of Soybean Seed Yield Levels. *Crop Science*, 57, 2193-2204. <https://doi.org/10.2135/cropsci2016.05.0378>
- Herrera, A. y Rotondaro, R. (2017). Relevamiento de fertilidad de los suelos pampeanos ¿Qué nos dicen los análisis de suelo? *Informaciones Agronómicas*, 28, 24-27. <https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2021/09/Art-5.pdf>
- Hinsinger, P., Bell, M. J., Kovar, J. L., y White, P. J. (2021). Rhizosphere Processes and Root Traits Determining the Acquisition of Soil Potassium. En T. S. Murrell, R. L. Mikkelsen, G. Sulewski, R. Norton y M. L. Thompson (Eds) *Improving Potassium Recommendations for Agricultural Crops*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-59197-7\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-59197-7_4)
- Jones, Jr., J. B. (1998). *Plant Nutrition Manual*. CRC Press. Boca Raton. Florida. USA.
- Kopitke, P. M. y Menzies, N. I. W. (2007). A Review of the use of the basic cation saturation ratio and the "ideal" soil. *Soil Science Society of American Journal*, 71(2), 259-265. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0186>
- Kowalenko, C. J. y Grimmett, M. (2008). Chemical characterization of soil sulphur. En M. R. Carter y E. G. Gregorich (Eds.). *Soil Sampling and Methods of Analysis* (pp.251-264). Second Edition, Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Kuhlmann, H. (1990). Importance of the subsoil for the potassium nutrition of crops. *Plant and Soil*, 127, 129-136. <https://doi.org/10.1007/BF00010845>
- Larrea, G., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Reussi Calvo, N., Puricelli, M., Barbieri, P., Angelini, H. P., Salvagiotti, F. y Sainz Rozas, H. (2023). Cation nutrient reserves decline markedly under intensive cropping of Pampas Mollisols. *Catena*, 223(3-4), 106916. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.106916>
- Lindsay, W. L. y Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 421-428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>
- Lyons, S. E., Clark, J. D., Osmond, D. L., Parvej, M. R., Pearce, A. W., Slaton, N. A., y Spargo, J. T. (2023). Current status of US soil test phosphorus and potassium recommendations and analytical methods. *Soil Science Society of America Journal*, 87, 985–998. <https://doi.org/10.1002/saj2.20536>
- Malavolta, E., Vitti, G. C., e de Oliveira, S. A. (1997). *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. 2da Ed. rev e atual. POTAFOS. Piracicaba-SP.
- Mallarino, A. P. y Higashi, S. L. (2009). Assessment of potassium supply for corn by analysis of plant parts. *Soil Science Society of America Journal*, 73(6), 2177-2183. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0370>

- Mallarino, A. P., Sawyer, J. E., Barnhart, S. K., y Licht, M. A. (2023). *A General Guide for Crop Nutrient and Limestone Recommendations in Iowa*. PM 1688 Revised February 2023. Iowa State University. Ames, Iowa, US.
- Marchi, A., Conti, M. E., González, M. G. y de la Horra, A. M. (1995). Potasio intercambiable mínimo en Molisoles de la región pampeana argentina. *Agrochimica*, 39(2-3),169-176.
- Matula, J. (2009). Boron sorption in soils and its extractability by soil tests (Mehlich 3, ammonium acetate and water extraction). *Plant, Soil and Environment*, 55(1), 42–49.
- Méndez M. A., Melgar, R. J., Morales, L. y Sanabria, M. C. (2001). Respuesta del arroz al potasio en la provincia de Corrientes. *Actas 1er. Simposio "El potasio en sistemas agrícolas argentinos"* (pp. 85-91). FAUBA-Fertilizar INTA. ISBN 987-521-056-0.
- Melgar, R. J., Figueroa, M. M. y Sanabria, M. C. (1996). Efecto residual de aplicaciones de potasio en molisoles de Corrientes (Argentina). *Ciencia del Suelo*, 14(2), 76-78.
- Melgar R. J., Méndez, M. A., Figueroa, M. M., Sanabria, M. C. y Giménez, L. (1994). Efecto del nitrógeno y el potasio sobre el rendimiento de fibra, capsula y biomasa total del algodón en Corrientes. *Ciencia del Suelo*, 12, 68-74.
- Melgar R. J., Magen, H., Camozzi, M. E. y Lavandera, J. (2001). Respuesta del trigo a la aplicación de cloruro de potasio en molisoles con alto contenido de potasio. *Actas 1er. Simposio "El potasio en sistemas agrícolas argentinos"* (pp.13-20). FAUBA-Fertilizar INTA.
- Miller, R. O., Smith, T., Bower, B., y Struve, C. (2017). *Observational Data Analysis of Soil Fertility and Leaf Analysis on Maize Grain Yield in the Central United States*. En *International Plant Nutrition Institute (ed) Abstracts of the Frontiers of Potassium Science Conference, Roma, Italia, Enero 2017*. <https://www.apni.net/k-frontiers/>
- Morrás, H. y Cruzate, G. (2001). Origen y distribución del potasio en suelos de la región Chaco-pampeana. *Actas 1er. Simposio "El potasio en sistemas agrícolas argentinos"* (pp. 73-84). FAUBA-Fertilizar INTA. ISBN 987-521-056-0.
- Moscatelli, G., Lutens, J. A. y Gómez, L. A. (2001). Niveles de disponibilidad y reservas de potasio en Argentina. *Actas 1er. Simposio "El potasio en sistemas agrícolas argentinos"* (pp. 35-48). FAUBA-Fertilizar INTA.
- Nelson, D. W. y Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston y M. E. Sumner (Eds.). *Methods of soil analysis. Part 3, Chemical Methods* (pp. 961-1010). Soil Science Society of America Book Series No. 5, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c34>
- Niu, J., Zhang, W., Chen, X., Li, C., Zhang, F., Jiang, L., Liu, Z., Xiao, K., Assaraf, M. y Imas, P. (2011). Potassium Fertilization on Maize under Different Production Practices in the North China Plain. *Agronomy Journal*, 103, 822-829. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0471>
- Núñez, A. y Morón, A. (2017). Potassium Dynamics in Western Uruguayan Agricultural Mollisols. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 48(21), 2558–2572. <https://doi.org/10.1080/00103624.2017.1416134>
- Pérez Zamora, F. (2014). Caña de azúcar. En H. E. Echeverría y F. O. García (Eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos* (pp.609-628). INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Quintero, C. (2009). *Factores limitantes para el crecimiento y productividad del arroz en Entre Ríos, Argentina*. Tesis Doctoral. Ediciones de la Fundación para el Desarrollo Agropecuario. <http://hdl.handle.net/2183/5680>. ISBN: 978-84-692-8861-0.
- Quintero, C. y Arévalo, E. (2006). Capítulo III.5. Producción de arroz en suelos calcáreo. En *El arroz. Su cultivo y sustentabilidad en Entre Ríos* (pp. 393-405). Universidad Nacional de Entre Ríos y Universidad Nacional del Litoral.
- Quintero, C. y Figueroa, E. (2008). Fertilización de arroz. En Melgar, R.J. y Diaz Zorita, M. (Ed.). *Fertilización de cultivos y pasturas* (pp. 244-260), 2da edición, Ed. Hemisferio Sur.
- Richter, M., Conti, M. y Maccarini, G. (1982). Mejoras en la determinación de cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico en los suelos. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 3(2), 145-155
- Römheld, V., y Kirkby, E. A. (2010). Research on potassium in agriculture: needs and prospects. *Plant and Soil*, 335, 155-180. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0520-1>
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, N., Angelini, H., Reussi Calvo, N. y Wyngaard, N. (2019). Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. *Actas Simposio Fertilidad 2019* (pp.141-158). Fertilizar, Rosario, Santa Fe, Argentina.
- Salvagiotti, F., Magnano, L., Ortez, O., Enrico, J., Barraco, M., Barbagelata, P., Condori, A., Di Mauro, G., Manlla, A., Rotundo, J., García, F. O., Ferrari, M., Gudelj, V., y Ciampitti, I. (2021). Estimating nitrogen, phosphorus, potassium, and sulfur uptake and requirement in soybean. *European Journal of Agronomy*, 127(4): 126289. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126289>.
- Scanlan, C. A., Bell, R., Cheng, M. y Boyes, T. (2024). Subsoil testing required to detect the rundown of soil potassium to deficient levels for wheat production on loam-textured soils. *Crop and Pasture Science*, 75, CP2419. <https://doi.org/10.1071/CP24195>.
- Soil Survey Staff. (1999). *Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2nd edition. Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 436.
- Slaton N., Golden, B., Norman, R., Wilson, C., y De Long, R. (2009). Correlation and calibration of soil potassium availability with rice yield and nutritional status. *Soil Science Society of America Journal*, 73,1192-1201. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0200>
- Slaton, N. A., Drescher, G. L., Parvej, M. d. R., y Roberts, T. L. (2021). Dynamic critical potassium concentrations in soybean leaves and petioles for monitoring potassium nutrition. *Agronomy Journal*; 113, 5472–5482. <https://doi.org/10.1002/agj2.20819>

- Stammer, A. J. y Mallarino, A. P. (2018), Plant Tissue Analysis to Assess Phosphorus and Potassium Nutritional Status of Corn and Soybean. *Soil Science Society of America Journal*, 82, 260-270. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.06.0179>
- The Fertilizer Institute. (2020). *Soil Test Levels in North America: Summary Update*. <https://soiltest.tfi.org/>
- Thomas, G. W. (1996). Soil pH and soil acidity. En D.L Sparks (Eds.) *Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical methods*, (pp. 475-490). Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Vázquez, M. S. y Pagani, A. (2014). Calcio y magnesio. Manejo de fertilización y enmiendas. En H. E. Echeverría y F. O. García (Eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos* (pp.317-355). INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Vieira, R. C. B., Fontoura S. M. V., Bayer, C., Moraes, R. P., y Carniel E. (2016). Potassium fertilization for long term no-till crop rotation in the central-southern region of Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40, e0150193. <https://doi.org/10.1590/18069657-BCS20150193>
- Wendling, A., Eitz, F. L. F., Cubilla, M. M., Carneiro Amado, T. J. y Mielniczuk, J. (2008). Recomendação de adubação potássica para trigo, milho e soja sob sistema plantio direto no Paraguai. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(5), 1929-1939. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000500014>
- Wood, M. y Litterick, A. M. (2017). Soil health – What should the doctor order? *Soil Use and Management*, 33, 339-345. <https://doi.org/10.1111/sum.12344>
- Wortmann C. S., Dobermann, A. R., Ferguson, R. B., Hergert, G. W., Shapiro, C. A., Tarkalson, D. D. y Walters, D. T. (2009). High-Yielding Corn Response to Applied Phosphorus, Potassium, and Sulfur in Nebraska. *Agronomy Journal*, 101,546–555. <https://doi.org/10.2134/agronj2008.0103x>
- Voss, R. D. (1993). Corn. En: Bennett, W.F. (1993). *Nutrient Deficiencies and Toxicities In Crop Plants*. 1st Edition. APS Press. Minnesota. USA.
- Zone, P. P., Culman, S. W., Haden, V. R., Lindsey, L. E., Fulford, A. y Zhao, K. (2020). Do soil test levels and fertilization with phosphorus and potassium impact field crop tissue concentrations? *Agronomy Journal*, 112, 3024–3036. <https://doi.org/10.1002/agj2.20243>
- Zubillaga, M. M. y Conti, M. E. (1996). Availability of exchangeable and non-exchangeable K in Argentine soils with different mineralogy. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 159(2)149-153. <https://doi.org/10.1002/jpln.1996.35815.90208>

## NITRÓGENO EN GRANO Y BASE DE TALLO COMO INDICADORES DEL ESTATUS NITROGENADO DE MAÍZ

María Paula Iglesias<sup>1</sup>, Juan Manuel Orcellet<sup>4</sup>, Hernán René Sainz Rozas<sup>1,2,3</sup>,  
Nicolás Wyngaard<sup>1,3</sup> , Hernán Eduardo Echeverría<sup>5</sup>, Nahuel Ignacio Reussi Calvo<sup>1,3,\*</sup> 

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata

<sup>2</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Balcarce

<sup>3</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

<sup>4</sup> Nidera Semillas S.A.

<sup>5</sup> Asesor Privado

### RESUMEN

El contenido de nitrógeno (N) en grano (Ngr) y de nitrato en base de tallo a madurez fisiológica ( $R_g$ ) (NBT) del maíz (*Zea mays* L.), han sido propuestos como herramientas para caracterizar la disponibilidad de N que tuvo el cultivo. Sin embargo, los umbrales no han sido calibrados para las actuales condiciones de producción, las que se caracterizan por genotipos de acumulación demorada de N y fechas de siembra tardía. El objetivo de este trabajo fue evaluar en diferentes ambientes de la Región Pampeana el NBT y el contenido de Ngr como indicadores del estatus nitrogenado del cultivo. Durante la campaña 2013-2014, se realizaron 23 experimentos de maíz: 9 en el Sudeste Bonaerense (SEB), 5 en el Norte de la Región Pampeana (NRP) para siembras tempranas (NRPte) y 9 en el NRP para siembras tardías (NRPta). Se aplicaron cinco dosis de N: 0, 40, 80, 120 y 200 kg N ha<sup>-1</sup>. En  $R_g$ , se determinó el rendimiento, el contenido de Ngr y NBT. Se establecieron relaciones entre el rendimiento relativo (RR) y el NBT y el Ngr. Los principales resultados indican que: a) la respuesta a la fertilización nitrogenada fue NRPte > SEB > NRPta, b) la concentración de Ngr siguió la tendencia SEB > NRPta > NRPte, mientras que el NBT fue NRPta > SEB > NRPte, c) el umbral promedio de Ngr fue de 1,29% (1,26 a 1,32%) y de NBT de 1256 mg kg<sup>-1</sup> (1056 a 1493 mg kg<sup>-1</sup>) para un RR del 95% y d) una oferta total de N superior a 37 kg N t<sup>-1</sup> grano generarían excesos de N. En síntesis, el contenido de Ngr y NBT son adecuados indicadores del estado nitrogenado de maíz, los cuales pueden ser utilizados para el monitoreo del manejo de N a cosecha.

**Palabras clave:** Región Pampeana, fecha de siembra, nivel crítico, requerimiento.

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

Recibido:  
02-10-24

Recibido con revisiones:  
23-12-24

Aceptado:  
25-12-24

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

## ANALYSIS OF GRAIN AND BASAL STALK NITROGEN CONTENT FOR NITROGEN DIAGNOSIS IN MAIZE

### ABSTRACT

Nitrogen (N) content in grains (Ngr) and basal stalk nitrate concentration at physiological maturity (NBT) of maize (*Zea mays* L.) have been proposed as tools for evaluating N status. However, thresholds for these indicators have not been calibrated for current production conditions, using hybrids with delayed N uptake and late sowing date. The aim of this work was to evaluate the performance of NBT and Ngr as predictors of crop N status at different sites of the Pampas Region. During 2013-2014 growing season, twenty-three maize experiments were carried out: 9 in the Southeastern Pampas (SEB), 5 in the Northern Pampas (NRP)

for early sowing (NRPte) and 9 in NRP for late sowing (NRPta). Five N rates were applied: 0, 40, 80, 120 and 200 kg N ha<sup>-1</sup>. At physiological maturity, yield, Ngr content and NBT were determined. Relationships between relative yield (RR) and NBT and Ngr were established to define critical thresholds. The main results indicates that: a) the response to nitrogen fertilization was NRPte > SEB > NRPta, b) Ngr content follow the trend SEB > NRPta > NRPte, whereas NBT follows the trend NRPta > SEB > NRPte, c) mean critical levels were 1.29% (1.26% to 1.32%) for Ngr and 1256 mg kg<sup>-1</sup> (1056 to 1493 mg kg<sup>-1</sup>) for NBT at 95% of RR, and d) a total N supply greater than 37 kg N t grain<sup>-1</sup> results in N excess. In summary, both Ngr and NBT are adequate indicators of nitrogen status of maize, which can be used as postmortem analysis.

**Keywords:** Pampas Region, sowing date, critical level, requirement.

## INTRODUCCIÓN

En un contexto de creciente demanda de alimentos y preocupación acerca del impacto ambiental de la agricultura a nivel global, surge la necesidad de realizar ajustes en los sistemas agrícolas para optimizar el uso de recursos. Con ese objetivo, una de las prácticas a mejorar es el manejo de la fertilización nitrogenada (Lam et al., 2022), a través de la selección del momento, la dosis, la fuente y la forma de aplicación correctos. El uso eficiente de nitrógeno (N), permitiría incrementar la productividad de los cultivos minimizando el riesgo de impacto ambiental.

El N es el nutriente que con mayor frecuencia limita la producción de maíz (*Zea mays* L.), por lo que se han desarrollado numerosos métodos de diagnóstico para determinar la dosis correcta de N (Correndo et al., 2021; Orcellet et al., 2017). Estos métodos pueden estar basados en el análisis de suelo o de material vegetal. Entre los métodos basados en análisis de suelo se destacan la determinación del contenido de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) en suelo en pre-siembra del cultivo y en el estadio de seis hojas desarrolladas (Ritchie y Hanway, 1982; Sainz Rozas et al., 2008). No obstante, estas metodologías no permiten detectar los excesos de N que se pueden generar durante el ciclo del cultivo (e.g. aplicación de una dosis superior a la demanda del cultivo). Su detección es fundamental dado el potencial de contaminación del agua de napas producto del lavado del N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Aparicio et al., 2015) y/o las emisiones de óxido nitroso (Graham et al., 2018).

Dentro de los métodos de diagnóstico de la fertilidad nitrogenada para maíz, se considera que el análisis de tejido vegetal es el que mejor integra los factores que determinan la disponibilidad de N para el cultivo (Binford et al., 1992). Por tal motivo, podría utilizarse durante y al finalizar el ciclo del cultivo como herramienta complementaria al análisis de suelo para evaluar el estatus nitrogenado del cultivo (Binford et al., 1992). Algunos de los análisis más utilizados consisten en la determinación de la concentración de N en la hoja opuesta y debajo de la espiga en floración y la concentración de N en grano a madurez fisiológica (R<sub>6</sub>). Sin embargo, estas metodologías permiten principalmente distinguir condiciones de deficiencia de N respecto a situaciones de suficiencia de N (Uhart y Echeverría, 2000). En el Sudeste Bonaerense (SEB) se han establecido umbrales para Ngr de 1,11 y 1,08% para siembras tempranas y tardías, respectivamente (Barbieri et al., 2013; Crespo et al., 2022).

Durante el llenado de granos, en función de la disponibilidad de N, el cultivo de maíz removiliza o acumula N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en la base del tallo en caso de deficiencia o exceso de N, respectivamente (Friedrich et al., 1979). Por lo tanto, el contenido de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en base de tallo a R<sub>6</sub> (NBT) ha sido propuesto como un indicador "post mortem" del estatus nitrogenado del cultivo, el cual permite diferenciar niveles de deficiencia, suficiencia y excesos de N (Binford et al., 1990, 1992; Sainz Rozas et al., 2001). Si bien esta metodología no permitiría realizar correcciones de N durante el ciclo del cultivo, sería de utilidad para mejorar el planteo de la fertilización nitrogenada en campañas siguientes (Blackmer y Shepers, 1994).

En estudios previos, se han logrado determinar umbrales a partir de la relación entre la eficiencia de uso de N del fertilizante (EUN) o el rendimiento relativo (RR) y el contenido de NBT. Para suelos molisoles de Estados Unidos, Binford et al. (1990) determinaron un rango óptimo entre 200 y 1800 mg NBT kg<sup>-1</sup>. Así, contenidos de NBT por encima de 1800 mg kg<sup>-1</sup> indicarían aplicaciones excesivas de N. Varios trabajos han confirmado el rango propuesto por estos autores (Blackmer y Shepers, 1994; Wilhelm et al., 2005). Por su parte, en la Región Pampeana (RP) se ha determinado que el NBT es un buen indicador de niveles de deficiencia y suficiencia de N (Sainz Rozas et al., 2001). Valores de NBT mayores a los niveles de deficiencia indican que el cultivo presentó una adecuada disponibilidad de N mientras que valores mayores a los de suficiencia indican la presencia de excesos de N. En el SEB y en el Norte de la Región Pampeana (NRP) para siembras tempranas (NRPte) se determinaron niveles críticos de 800 y 400 mg kg<sup>-1</sup> de NBT, respectivamen-

te (Bianchini et al., 2005; Sainz Rozas et al., 2001). Sin embargo, estos umbrales de suficiencia no han sido calibrados para las condiciones actuales de producción. Por un lado, estas condiciones se caracterizan por el atraso en la fecha de siembra con el objetivo de reducir el riesgo de ocurrencia de estrés hídrico durante el período crítico y así estabilizar el rendimiento (Bonelli et al., 2016; Crespo et al., 2022). Por otro lado, los híbridos de maíz utilizados en la actualidad absorben en la etapa post-floración hasta un 40% del N acumulado a  $R_6$  (Maltese et al., 2024). Por este motivo, surge la necesidad de establecer si los umbrales de suficiencia para maíz se modifican ante estos nuevos escenarios de producción. El objetivo del presente trabajo consiste en evaluar el NBT y el contenido de N en grano como indicadores del estatus nitrogenado del cultivo, en diferentes ambientes de la Región Pampeana

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sitios y diseño experimental

Durante la campaña 2013-2014, se realizaron un total de 23 experimentos de fertilización nitrogenada en maíz en diferentes ambientes de la Región Pampeana (RP) (Figura 1, Tabla 1-Apéndice). En el Sudeste Bonaerense (SEB) se realizaron 9 experimentos, donde la precipitación promedio anual es de 950 mm y la temperatura media (Tm) anual es de 13,5 °C. Los restantes experimentos fueron realizados en el Norte de la Región Pampeana (NRP) [5 en siembras tempranas (NRPte) y 9 en siembras tardías (NRPta)], en donde la precipitación promedio anual es de 975 mm y la Tm anual es de 19,2 °C. Todos los experimentos se realizaron bajo siembra directa en lotes con diferente historia agrícola. Para el control de malezas, plagas y enfermedades se utilizaron los fitosanitarios adecuados en las dosis recomendadas según la zona.



**Figura 1.** Ubicación de los sitios experimentales del Norte de la Región Pampeana (NRP) y del Sudeste Bonaerense (SEB).  
**Figure 1.** Location of the experimental sites in the Northern Pampas (NRP) and Southeastern Pampas (SEB).

En todos los ensayos el diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones y se evaluaron 5 dosis de N: 0 (testigo), 40, 80, 120 y 200 kg N ha<sup>-1</sup> identificados como 0N, 40N, 80N, 120N y 200N, respectivamente. La fuente de N utilizada fue urea (46-0-0) granulada aplicada al voleo en cobertura total a la siembra del cultivo. Se trabajó sin limitantes de fósforo (P) y azufre (S) para lo cual se aplicó a la siembra 30 kg P ha<sup>-1</sup> y 25 kg S ha<sup>-1</sup>, respectivamente. La fuente utilizada fue superfosfato triple de calcio (0-46-0) en la línea y sulfato de calcio (18%S) al voleo, respectivamente. El tamaño de las unidades experimentales fue de 12 m de largo por 12 surcos de ancho, abarcando una superficie desde 74,9 m<sup>2</sup> hasta 100,8 m<sup>2</sup>, para una distancia entre surcos de 0,52 o 0,70 m, respectivamente.

En pre-siembra se realizó un muestreo de suelo por bloque en superficie (0-20 cm) para determinar pH (Thomas y Hargrove, 1984), materia orgánica (MO) (Walkley y Black, 1934), P-Bray (Bray y Kurtz I, 1945), y nitrógeno mineralizado en incubación anaeróbica (Nan) (Keeney y Nelson, 1983); y en profundidad (hasta

60 cm) para determinar  $\text{N-NO}_3^-$ . La concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  se determinó por colorimetría (Keeney y Nelson, 1982) y para el cálculo del  $\text{N-NO}_3^-$  en  $\text{kg ha}^{-1}$  se asumió un valor medio de densidad aparente de  $1,25 \text{ Mg m}^{-3}$ . El aporte de N por mineralización ( $\text{N}_{\text{min}}$ ) fue estimado a partir del valor de  $\text{N}_{\text{an}}$  en función de lo sugerido por Reussi Calvo et al. (2018), siendo el modelo  $\text{N}_{\text{min}} (\text{kg ha}^{-1}) = -252 + 12,3 * T_c (^\circ\text{C}) + 1,37 * \text{N}_{\text{an}} (\text{mg kg}^{-1}) + 0,27 * \text{precipitaciones (mm)}$ . Por último, se calculó el N total disponible ( $\text{N}_{\text{TD}}$ ) como la suma del  $\text{N-NO}_3^-$  + N del fertilizante +  $\text{N}_{\text{min}}$ .

#### Determinación de rendimiento y NBT

A madurez fisiológica ( $R_6$ ), se determinó el rendimiento mediante la cosecha manual de espigas sobre los dos surcos centrales de cada unidad experimental, siendo la superficie  $10 \text{ m}^2$ . Las espigas se desgranaron empleando una trilladora estacionaria. A su vez, se midió el contenido de humedad en grano con el fin de expresar el rendimiento al 14% de humedad. Posteriormente, para cada dosis de N aplicada, se calculó la EUN del fertilizante mediante el cociente entre la diferencia de rendimiento del tratamiento fertilizado y el testigo, y la dosis de N aplicada. El N en grano (Ngr) se determinó mediante el método de Dumas (Jung et al., 2003) con un analizador TruSpec CN (LECO, 2010), para lo cual previamente las muestras fueron secadas a  $60^\circ\text{C}$  durante 24 h y molidas.

En  $R_6$  se cortaron las bases de tallos de diez plantas al azar de cada unidad experimental. Cada corte tuvo una longitud de 20 cm por encima de los primeros 15 cm de la superficie del suelo, según lo propuesto por Binford et al. (1990). Los tallos fueron secados en estufa a  $60^\circ\text{C}$  hasta peso constante y luego se trituraron hasta pasar por un tamíz de 1 mm. Se pesó 0,5 g de material vegetal y se realizó la extracción de  $\text{N-NO}_3^-$  con 100 ml de solución extractora de  $\text{K}_2\text{SO}_4$  al 25 % de concentración y se agitó durante 30 minutos. Se dejó decantar la suspensión por 20 minutos y se tomó una alícuota de 1 ml la cual fue desecada en estufa a  $90^\circ\text{C}$ . La cuantificación del  $\text{N-NO}_3^-$  en el material vegetal se realizó por colorimetría (Keeney y Nelson, 1982) y los resultados fueron expresados en  $\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ .

#### Balance de agua

Los sitios experimentales se agruparon en función de las Pp, fecha de siembra y ubicación geográfica, y en cada grupo se realizó un balance de agua, adaptando el modelo de Della Maggiora et al. (2003). Los valores de las precipitaciones (Pp) y Evapotranspiración de referencia (ET0) fueron suministrados por el Grupo de Agrometeorología de la Unidad Integrada INTA-FCA Balcarce, INTA EEA Oliveros y INTA EEA Rafaela.

#### Análisis estadístico

Se evaluó el efecto de zonas y fechas de siembra para las distintas variables edáficas (MO,  $\text{N}_{\text{an}}$ , P-Bray, pH,  $\text{N-NO}_3^-$ ), rendimiento, NBT y Ngr mediante análisis de la varianza utilizando el procedimiento incluido en las rutinas del programa R commander (R Core Team, 2014). Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas se empleó el Test Tukey para la comparación de medias ( $\alpha=0,05$ ). A su vez, se establecieron relaciones entre el rendimiento, el Ngr y el NBT y el N disponible ( $\text{N-NO}_3^-$  inicial más N del fertilizante) mediante modelos de regresión lineal.

La relación entre el rendimiento relativo (RR) y el NBT y el RR y el Ngr fue descripta mediante el método de calibración arcoseno-logaritmo modificado propuesto por Correndo et al. (2017). El RR resultó del cociente entre el rendimiento promedio del tratamiento y el rendimiento máximo de cada sitio (Pearce et al., 2022). A partir de dichas relaciones, se determinaron umbrales y rangos de suficiencia para lo cual se fijó el RR al 95%. Por último, se determinó la oferta total de N del cultivo ( $\text{kg N disponible t grano}^{-1}$ ) como el cociente entre el  $\text{N}_{\text{TD}}$  ( $\text{N-NO}_3^-$  + N del fertilizante +  $\text{N}_{\text{min}}$ ,  $\text{kg ha}^{-1}$ ) y el rendimiento en grano en base seca ( $\text{t ha}^{-1}$ ). A partir de los umbrales de Ngr y NBT se estimó la oferta total de N para evitar aplicaciones excesivas de este nutriente.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Caracterización edafoclimática

Las precipitaciones medias durante el ciclo del cultivo fueron de 575, 650 y 750 mm para el SEB, NRPte y NRPta, respectivamente. En la mayoría de los sitios experimentales las precipitaciones superaron la demanda hídrica del cultivo (Castellarín et al., 2010), por lo que las condiciones hídricas no limitaron el rendimiento del maíz. No obstante, en sólo 3 sitios del SEB (1, 2 y 3) se determinó déficit hídrico durante el período crítico del cultivo (Figura 1-Apéndice). Mientras que, en el NRP, no se detectó déficit hídrico excepto durante los primeros días del período crítico en el sitio 1. Sin embargo, se registraron excesos hídricos en estados tempranos y avanzados del cultivo para maíces tempranos y tardíos, respectivamente (Figura 2- y 3-Apéndice).

Los suelos del SEB presentaron mayor ( $p < 0,05$ ) contenido de MO respecto a los del NRP, siendo el promedio de  $62 \text{ g kg}^{-1}$  y  $31 \text{ g kg}^{-1}$ , respectivamente (Tabla 1). La prolongada historia agrícola y mayor empleo de labranzas explicarían los bajos niveles de MO en el NRP (Sainz Rozas et al., 2011). Por su parte, la mayor Tm del NRP también permitiría explicar el menor contenido de MO respecto al SEB, dado que en regiones con altas temperaturas y precipitaciones se acelera el proceso de pérdida de carbono, y por ende, los balances de carbono en el suelo tienden a ser más negativos (Wyngaard et al., 2022). Además, se determinó diferencia ( $p < 0,05$ ) entre zonas en el valor de Nan, siendo el promedio de  $73 \text{ mg kg}^{-1}$  (mínimo de 51 y máximo de  $108 \text{ mg kg}^{-1}$ ) para el SEB, mientras que para el NRP fue de  $41 \text{ mg kg}^{-1}$  (mínimo de 17 y máximo de  $146 \text{ mg kg}^{-1}$ ), valores similares a los reportados por Reussi Calvo et al. (2014; 2018). Dicha diferencia en el potencial de mineralización de N entre zonas se explicaría en parte por los mayores niveles de MO en el SEB respecto al NRP (Tabla 1).

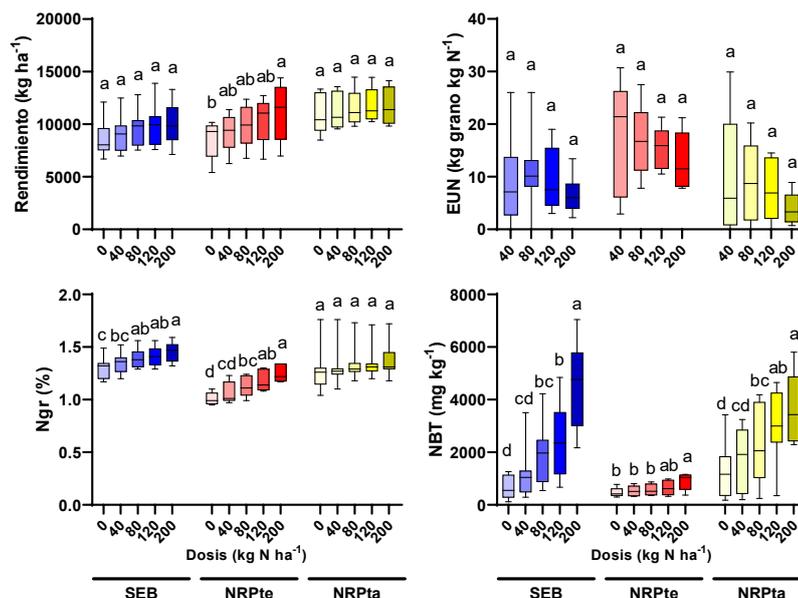
**Tabla 1.** Caracterización edáfica de los sitios experimentales en la RP. MO: materia orgánica; Nan: nitrógeno incubado en anaerobiosis; P-Bray: fósforo extractable;  $\text{N-NO}_3^-$ : nitrógeno de nitrato (0-60 cm). SEB: Sudeste Bonaerense, NRPte: maíz temprano en Norte de la Región Pampeana, NRPta: maíz tardío en NRP.  $n$  = número de sitios. Valores medios  $\pm$  desvío estándar.

**Table 1.** Edaphic characterization of experimental sites in the Pampas Region. MO: organic matter; Nan: incubated N under anaerobic conditions; P-Bray: extractable P;  $\text{N-NO}_3^-$ : nitrate N at 0-60 cm. SEB: Southeastern Pampas, NRPte: Northern Pampas early sowing, NRPta: Northern Pampas late sowing.  $n$  = sites number. Mean values  $\pm$  standard deviation.

Zona	MO ( $\text{g kg}^{-1}$ )	Nan ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	P-Bray ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	pH	$\text{N-NO}_3^-$
					( $\text{kg ha}^{-1}$ )
		-----0-20 cm-----			0-60 cm
SEB ( $n=9$ )	$61,8 \pm 2,8$	$72,9 \pm 4,4$	$16 \pm 3$	$6,0 \pm 0,1$	$81,0 \pm 4,0$
NRPte ( $n=5$ )	$25,9 \pm 2,0$	$29,8 \pm 2,2$	$52 \pm 15$	$5,9 \pm 0,2$	$57,5 \pm 4,5$
NRPta ( $n=9$ )	$33,6 \pm 2,2$	$47,9 \pm 5,8$	$32 \pm 4$	$6,3 \pm 0,1$	$73,9 \pm 3,7$

#### Rendimiento, EUN, Ngr y NBT

El rendimiento promedio del tratamiento 0N fue de 8638, 8577 y  $10973 \text{ kg ha}^{-1}$ , para el SEB, NRPte y NRPta, respectivamente (Figura 2, Tabla 2-, 3- y 4-Apéndice). La diferencia entre zonas y fechas de siembra fue significativa ( $p < 0,05$ ). El rendimiento del 0N es un indicador de la capacidad del suelo de proveer N (Cassman et al., 1996), por lo tanto, estos resultados indicarían una mayor oferta de N en el NRPta. La respuesta máxima relativa al testigo fue de 17,5% para SEB, 30,1% para NRPte y 10,0% para NRPta. En línea con esto, la menor EUN promedio ( $7,1 \text{ kg grano kg N}^{-1}$ ) fue determinada en maíces del NRPta y la mayor EUN ( $15,5 \text{ kg grano kg N}^{-1}$ ) se determinó en el NRPte (Figura 2, Tabla 2-Apéndice). Similares resultados fueron reportados por Correndo et al. (2021). A su vez, se observó un incremento en el rendimiento y una disminución de la EUN ante aumentos en la dosis de N.



**Figura 2.** Media y desvío estándar del rendimiento ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), eficiencia de uso de N (EUN) ( $\text{kg grano kg N}^{-1}$ ), N en grano (Ngr) (%) y N en base del tallo (NBT) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) para las dosis de N aplicadas para cada zona y fecha de siembra. SEB: Sudeste Bonaerense, NRPte: Norte Región Pampeana siembra temprana, NRPta: Norte Región Pampeana siembra tardía. Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas ( $P < 0,05$ ) entre dosis para cada zona.

**Figure 2.** Mean and standard deviation for yield ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), nitrogen use efficiency (EUN) ( $\text{kg grain kg N}^{-1}$ ), grain N (Ngr) (%) and basal stalk nitrate (NBT) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) for each N rate, region and sowing date. SEB: Southeastern Pampas, NRPte: Northern Pampas early sowing, NRPta: Northern Pampas late sowing. Different lowercase letters indicate significant differences ( $P < 0.05$ ) between N rates for each zone.

El contenido de Ngr promedio del tratamiento 0N fue de 1,30, 1,01 y 1,27 % para el SEB, NRPte y NRPta, respectivamente (Figura 2, Tabla 2-, 3- y 4-Apéndice), mientras que el promedio de los tratamientos fertilizados fue de 1,40% para el SEB, 1,16% para el NRPte y 1,34% para el NRPta. Estos resultados coinciden con los observados en estudios previos en el SEB y para fechas de siembra tempranas y tardías en el NRP (Crespo et al., 2022; Maltese et al., 2019). Además, esta variabilidad en la concentración de Ngr se puede explicar en parte por el empleo de diferentes híbridos, lo cual ha sido reportado por diferentes autores (Ciampitti y Vyn, 2012). La mayor concentración de Ngr determinada en el SEB se explicaría en parte por el menor rendimiento tanto de los tratamientos 0N como de los fertilizados. A su vez, el mayor contenido de Ngr en siembras tardías respecto a las tempranas estaría asociada a una mayor oferta de N en la etapa post-floración producto de una mayor mineralización de N, al igual que lo observado por Maltese et al. (2019) para distintas fechas de siembra.

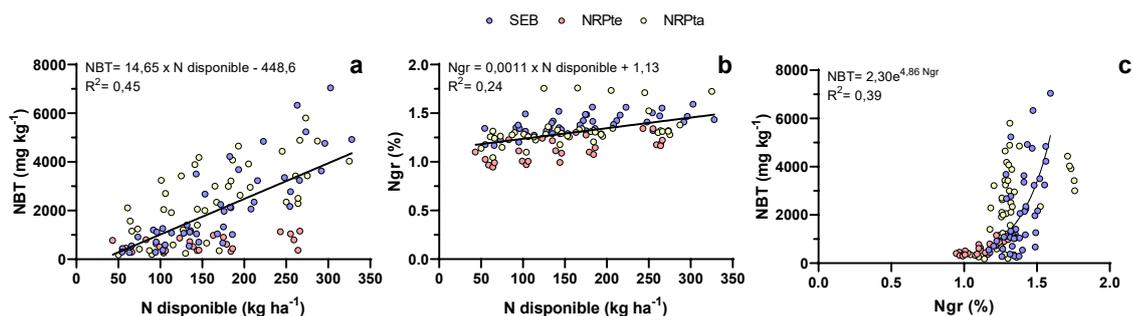
En cuanto al NBT, el promedio de los tratamientos 0N fue de 469, 1201 y 682  $\text{mg kg}^{-1}$ , mientras que para los tratamientos fertilizados fue de 661, 2691 y 2486  $\text{mg kg}^{-1}$  para el NRPte, NRPta y SEB, respectivamente (Figura 2, Tabla 2-, 3- y 4-Apéndice). Por lo tanto, las mayores concentraciones determinadas en maíces tardíos del NRP, se explican por una mayor oferta de N en siembras tardías con respecto a siembras tempranas producto de un mayor aporte por mineralización (Tabla 1) (Orcellet et al., 2017).

#### Relaciones entre NBT, Ngr y N disponible

Las relaciones establecidas entre el Ngr y el N disponible para cada una de las zonas y fechas de siembra permitieron explicar en un 37, 40 y 17% la variabilidad del contenido de N en grano para el SEB, NRPte y NRPta. A su vez, se ajustó un modelo para todos los sitios experimentales, que permitió explicar el 24% de la variabilidad del contenido de N en grano en función del N disponible, registrándose un incremento del 0,001% de Ngr por  $\text{kg N disponible ha}^{-1}$  (Figura 3b). A diferencia de la relación lineal que se determinó en este estudio, Sutradhar et al. (2017) han establecido una relación cuadrática, aunque con un ajuste similar.

Por otro lado, para el SEB y el NRPTa se determinó un incremento del contenido de NBT de 19,5 y 14,3 mg kg<sup>-1</sup> frente a aumentos en la disponibilidad de N, respectivamente. En cambio, en el NRPTe el incremento fue inferior (1,8 mg kg<sup>-1</sup>) y con un menor ajuste ( $r=0,22$ ) que las demás zonas y fechas de siembra. A su vez, fue posible ajustar un único modelo que explicó el 45% de la variabilidad del contenido de NBT en función del N disponible (Figura 3a). Se observó un incremento de 14,7 mg kg<sup>-1</sup> por kg N disponible ha<sup>-1</sup>. Según Greub et al. (2018), la acumulación de N en la base del tallo aumenta cuando la disponibilidad de N supera la necesaria para alcanzar el 95% del rendimiento máximo.

A su vez, se logró establecer una relación exponencial entre el NBT y el Ngr ( $NBT = 2,30 e^{4,86 Ngr}$ ;  $R^2=0,39$ ) (Figura 3c). De esta manera, se observó que cuando el Ngr supera ~ 1,3%, el contenido de NBT se incrementaba de forma exponencial por cada unidad de Ngr. Por lo tanto, a partir de ese nivel se esperaría que las aplicaciones de N generen excesos de dicho nutriente.



**Figura 3.** Nitrógeno en base del tallo (NBT) (mg kg<sup>-1</sup>) (a) y N en grano (Ngr) (%) (b) en función del N disponible (kg ha<sup>-1</sup>) y relación entre NBT y Ngr (c).

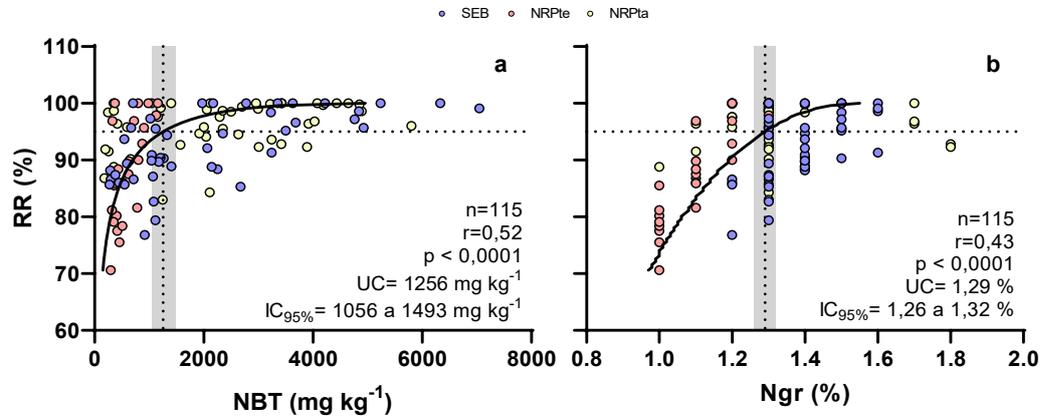
**Figure 3.** Relation between basal stalk nitrate (NBT) (mg kg<sup>-1</sup>) (a) and grain N (Ngr) (%) (b) and available N (kg ha<sup>-1</sup>), and relation between NBT and Ngr (c).

### Diagnóstico de nitrógeno

El RR del maíz se asoció con el Ngr para las distintas regiones productivas (Figura 4b). Los umbrales fueron de 1,39, 1,17, 1,24% para el SEB, el NRPTe y el NRPTa, respectivamente. Al igual que para el valor crítico, el límite máximo del intervalo de confianza para el SEB fue superior al del NRP para siembras tempranas y tardías (1,42, 1,20 y 1,31%, respectivamente). Sólo se observó superposición del intervalo de confianza entre el modelo del NRPTe y del NRPTa. No obstante, se ajustó un único modelo ( $r=0,43$ ) con un nivel crítico de 1,29% y un intervalo de confianza entre 1,26 y 1,32 % (Figura 4b). Dicho umbral fue inferior al nivel crítico de 1,35%, establecido por Brouder et al. (2000), aunque superior a los reportados en el SEB tanto para fechas de siembra tempranas como tardías (1,11 y 1,08%, respectivamente) (Barbieri et al., 2013; Crespo et al., 2022). Así, el análisis de la concentración de N en grano permitiría diferenciar situaciones de deficiencia respecto a las de suficiencia (Brouder et al. 2000; Uhart y Echeverría, 2000). Al igual que Crespo et al. (2022), se detectó gran variabilidad en el RR para valores similares de Ngr, lo cual indicaría que existen otros factores (e.g. estrés hídrico, fecha de siembra, densidad) que podrían afectar la absorción de N y, en consecuencia, el rendimiento del maíz.

Al igual que para el Ngr, se ajustaron modelos entre el RR y el NBT para definir los umbrales críticos para cada una de las zonas y fechas de siembra. El umbral obtenido para el SEB fue de 1647 mg kg<sup>-1</sup> mientras que en el NRP los umbrales fueron inferiores, siendo de 670 y 1037 mg kg<sup>-1</sup> para siembras tempranas y tardías, respectivamente. A su vez, el límite máximo del intervalo de confianza para el SEB, NRPTe y NRPTa fue de 2093, 798 y 1517 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Esto indica que por encima de dichos valores de NBT habría una baja o nula respuesta a la fertilización nitrogenada y, por ende, situaciones de exceso de N. Los umbrales fueron similares a los reportados por Sainz Rozas et al. (2001) para el SEB y Bianchini et al. (2005) para el NRP, aunque inferiores a los reportados internacionalmente por Binford et al. (1992), Blackmer y Shepers (1994) y Wilhelm et al. (2005). Los datos también permitieron ajustar un único modelo, el cual presentó un adecuado comportamiento ( $r=0,52$ ), donde el umbral crítico fue de 1256 mg kg<sup>-1</sup> siendo el intervalo de confianza de 1056 mg kg<sup>-1</sup> a 1493 mg kg<sup>-1</sup> (Figura 4a). Esto sugiere que el NBT es un buen indicador del estado nitrogenado que tuvo el cultivo (Blackmer y Shepers, 1994; Brouder et al., 2000), incluso más confiable

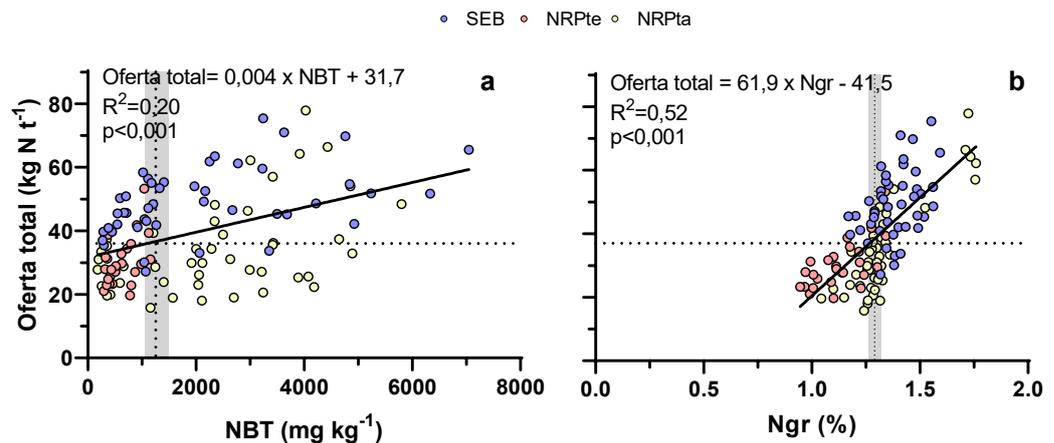
que el Ngr ( $r=0,52$  vs.  $r=0,43$ , respectivamente). Este mejor comportamiento del NBT respecto al Ngr, se explicaría en parte por el menor efecto de un estrés hídrico sobre la absorción respecto a la demanda de N. No obstante, otros autores han determinado que la disponibilidad de agua interfiere en el diagnóstico de N (Crespo et al., 2022; Maharjan et al., 2016).



**Figura 4.** Rendimiento relativo (RR) en función del nitrato en base de tallo (NBT) (a) y nitrógeno en grano (Ngr) (b). La franja gris vertical indica el intervalo de confianza al 95% del umbral estimado por el método del arcoseno-logaritmo modificado. La línea horizontal representa el RR del 95%.

**Figure 4.** Relative yield (RR) as a function of basal stalk nitrate (NBT) (a) and grain N (Ngr) (b). Gray strips represent a 95% confidence interval for NBT and Ngr estimated by the modified arcsine-logarithm method. Horizontal dotted lines represent RR of 95%.

Con el objetivo de estimar cuál debería ser la oferta total de N del cultivo de maíz para evitar aplicaciones excesivas de este nutriente, se relacionó la oferta total de N [N total disponible ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N del fertilizante} + \text{N}_{\text{min}}$ ) por  $\text{t grano}^{-1}$ ] con el NBT y el Ngr (Figura 5). El NBT explicó el 20% de la variabilidad en la oferta total de N mientras que el Ngr el 52%. Se determinó que para el nivel crítico de NBT y Ngr, la oferta total de N debería ser  $\sim$  entre 35 a 37  $\text{kg de N por tonelada de grano}$ , lo cual implica requerimientos a nivel de planta de entre 20 a 22  $\text{kg de N por t}^{-1}$ . Resultados similares han sido reportados por Ciampitti y Vyn (2012) y Correndo et al. (2021). Por otra parte, considerando el límite superior del intervalo de confianza de la Figura 4a y b, se estimó que para evitar excesos de N la oferta total de N no debería superar  $\sim$  los 37  $\text{kg de N por tonelada de grano}$ .



**Figura 5.** Oferta de N ( $\text{kg N total disponible t grano}^{-1}$ ) en función del nitrato en base del tallo (NBT) (a) y del nitrógeno en grano (Ngr) (b) para el Sudeste Bonaerense (SEB), el Norte Región Pampeana siembra temprana (NRPTe) y el Norte Región Pampeana siembra tardía (NRPTa). La franja gris vertical indica el intervalo de confianza al 95% del umbral determinado por el método arcoseno-logaritmo modificado en la Figura 4, mientras la línea horizontal punteada indica el requerimiento promedio para dicho umbral.

**Figure 5.** Total N supply as a function of basal stalk nitrate (NBT) (a) and grain N (Ngr) (b) for Southeastern Pampas (SEB), Northern Pampas early sowing (NRPTe) and Northern Pampas late sowing (NRPTa). Gray strips represent a 95% confidence interval for NBT and Ngr estimated by the modified arcsine-logarithm method, while the horizontal dotted lines indicate the average requirement for that threshold.

## CONCLUSIÓN

Para condiciones edafoclimáticas contrastantes, se determinó que el contenido de Ngr y NBT son adecuados indicadores del estado nitrogenado de maíz, siendo el umbral de suficiencia de 1,29% (1,26 - 1,32%) y de 1256 mg kg<sup>-1</sup> (1056 - 1493 mg kg<sup>-1</sup>), respectivamente. Además, para evitar excesos de N, la oferta total de N empleada para definir la dosis de nitrógeno no debería superar ~37 kg N por tonelada de grano.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio se hizo posible por el apoyo de Fertilab (Laboratorio de Suelos y Plantas), del Proyecto INTA "Intensificación Sostenible de la Agricultura Extensiva en la Región Pampeana" (2023-PE-L01-I012), del PICT 2020-0605, UNMDP (AGR704/23) y del Laboratorio de Suelos de la Estación Experimental INTA Balcarce.

## REFERENCIAS

- Aparicio, V., Costa, J. L., Sainz Rozas, H., Gimenez, D. y García F. (2015). Comparing nitrate-N losses through leaching by field measurements and nitrogen balance estimations. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46, 1229–1243. <https://doi.org/10.1080/00103624.2015.1033533>
- Barbieri, P. A., Echeverría, H. E., Sainz Rozas, H. R. y Andrade, F. H. (2013). Nitrogen status in maize grown at different row spacings and nitrogen availability. *Canadian Journal of Plant Science*, 93, 1049-1058. <https://doi.org/10.4141/CJPS2012-170>
- Bianchini, A., Magnelli, M. E., Canova, D., Lorenzatti, S., Peruzzi, D., Rabasa, J. y García, F. (2005). Diagnóstico de fertilización nitrogenada para maíz en siembra directa. *Actas VIII Congreso Nacional de Maíz*. pp. 230-233.
- Binford, G. D., Blackmer, A. M. y El-hout, N. M. (1990). Tissue test for excess nitrogen during corn production. *Agronomy Journal*, 82(1), 124-129. <https://doi.org/10.2134/agronj1990.00021962008200010027x>
- Binford, G. D., Blackmer, A. M. y Meese, B. G. (1992). Optimal concentrations of nitrate in cornstalks at maturity. *Agronomy Journal*, 84(5), 881-887. <https://doi.org/10.2134/agronj1992.00021962008400050022x>
- Blackmer, T. M. y Schepers, J. S. (1994). Techniques for monitoring crop nitrogen status in corn. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25, 1791-1800. <https://doi.org/10.1080/00103629409369153>
- Bonelli, L. E., Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E. y Barbieri, P. A. (2017). Fuente y momento de aplicación de nitrógeno en maíz bajo siembra directa en Balcarce. *Ciencia del Suelo*, 36(1), 88-98.
- Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59(1), 39-46. <https://doi.org/10.1097/00010694-194501000-00006>
- Brouder, S. M., Mengel, D. B. y Hofmann, B. S. (2000). Diagnostic efficiency of the blacklayer stalk nitrate and grain nitrogen tests for corn. *Agronomy Journal*, 92(6), 1236–1247. <https://doi.org/10.2134/agronj2000.9261236x>
- Cassman, K. G., Dobermann, A., Cruz, P. C. S., Gines, G. C., Samson, M. I., Descalsota, J. P., Alcantara, J. M., Dizon, M. A. y Olk, D. C. (1996). Soil organic matter and the indigenous nitrogen supply of intensive irrigated rice systems in the tropics. *Plant and Soil*, 182, 267-278. <https://doi.org/10.1007/BF00029058>
- Castellarín, J., Ferraguti, F. y Andriani, J. (2010). Environmental characterization and determination of the yield of maize during the 2009/10 campaign in Oliveros (Santa Fe). To improve production 44. INTA Oliveros, Argentina.
- Ciampitti, I. A. y Vyn, T. J. (2012). Physiological perspectives of changes over time in maize yield dependency on nitrogen uptake and associated nitrogen efficiencies: A review. *Field Crops Research*, 133, 48-67. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.03.008>
- Correndo, A. A., Gutiérrez-Boem, F. H., García, F. O., Alvarez, C., Alvarez, C., Angeli, A., Barbieri, P., Barraco, M., Berardo, A., Boxler, M., Calviño, P., Capurro, J. E., Carta, H., Caviglia, O., Ciampitti, I. A., Díaz-Zorita, M., Díaz- Valdéz, S., Echeverría H. E., Espósito, G., ..., Salvagiotti, F. (2021). Attainable yield and soil texture as drivers of maize response to nitrogen: A synthesis analysis for Argentina. *Field Crops Research*, 273, 108299. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108299>
- Correndo, A. A., Salvagiotti, F., García, F. O. y Gutiérrez-Boem, F. H. (2017). A modification of the arcsine–log calibration curve for analysing soil test value–relative yield relationships. *Crop & Pasture Science*, 68, 297–304. <https://doi.org/10.1071/CP16444>.
- Crespo, C., Martínez, R. D., Wyngaard, N., Divito, G., Martínez Cuesta, N. y Barbieri, P. (2022). Nitrogen diagnosis for double-cropped maize. *European Journal of Agronomy*, 140, 126600. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126600>
- Della Maggiora, A. I., Irigoyen, A., Gardiol, J. M., Caviglia, O. y Echarte, L. (2003). Evaluación de un modelo de balance de agua en el suelo para el cultivo de maíz. *Revista Argentina de Agrometeorología*, 2, 167-176.
- Friedrich, J. W. Schrader, L. E. y Nordheim, E. V. (1979). N deprivation in maize during grain-filling I. accumulation of dry matter, nitrate-N and sulfate-S. *Agronomy Journal*, 71 (3), 461-465. <https://doi.org/10.2134/agronj1979.00021962007100030020x>
- Graham, R. F., Greer, K. D., Villamil, M. B., Nafziger, E. D. y Pittelkow, C. M. (2018). Enhanced- efficiency fertilizer impacts on yield-scaled nitrous oxide emissions in maize. *Soil Science Society of America Journal*, 82 (6), 1469–1481. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.05.0196>
- Greub, C. E., Roberts, T. L., Slaton, N. A., Kelley, J. P. y Gbur, E. E. (2018). Evaluating tissue tests to improve nitrogen management in

- furrow-irrigated mid-South corn production. *Agronomy Journal*, 110 (4), 1-9. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.12.0707>.
- Jung, S., Rickert, D. A., Deak, N. A., Aldin, E. D., Recknor, J., Johnson, L. A. y Murphy, P. A. (2003). Comparison of Kjeldahl and Dumas methods for determining protein contents of soybean products. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 80 (12), 1169–1173. <https://doi.org/10.1007/s11746-003-0837-3>
- Keeney, D. R. y Nelson, D. W. (1983). Nitrogen-inorganic forms. In: A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney (Eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties* (pp. 643-698). American Society of Agronomy - Soil Science Society of America, Madison, WI.
- Lam, S. K., Wille, U., Hu, H.-W., Caruso, F., Mumford, K., Liang, X., Baobao, P., Malcolm, B., Roessner, U., Suter, H., Stevens, G., Walker, C., Tang, C., He, J.-Z. y Chen, D. (2022). Next-generation enhanced-efficiency fertilizers for sustained food security. *Nature Food*, 3 (8), 1-6. <https://doi.org/10.1038/s43016-022-00542-7>
- Maharjan, B., Rosen, C. J., Lamb, J. A. y Venterea, R. T. (2016). Corn response to nitrogen management under fully-irrigated vs. water-stressed conditions. *Agronomy Journal*, 108 (6), 2089–2098. <https://doi.org/10.2134/agronj2016.01.0006>
- Maltese, N. E., Carciocchi, W. D., Caviglia, O. P., Sainz Rozas, H. R., García, M., Lapaz, A. O., Ciampitti, I. A. y Reussi Calvo, N. I. (2024). Assessing the effect of split and additional late N fertilisation on N economy of maize. *Field Crops Research*, 308 (March), 109279. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2024.109279>
- Maltese, N. E., Melchiori, R. J. M., Maddoni, G. A., Ferreyra, J. M. y Caviglia, O. P. (2019). Nitrogen economy of early and late-sown maize crops. *Field Crops Research*, 231, 40-50. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.11.007>
- Orcellet, J. M., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N. y Echeverría, H. E. (2017). Anaerobically incubated nitrogen improved nitrogen diagnosis in corn. *Agronomy Journal*, 109(1), 1–8. <https://doi.org/10.2134/agronj2016.02.0115>
- Pearce, A. W., Slaton, N. A., Lyons, S. E., Bolster, C. H., Bruulsema, T. W., Grove, J. H., Jones, J. D., McGrath, J. M., Miguez, F. E., Nelson, N. O., Osmond, D. L., Parvej, M. R., Pena-Yewtukhiw, E. M. y Spargo, J. T. (2022). Defining relative yield for soil test correlation and calibration trials in the Fertilizer Recommendation Support Tool. *Soil Science Society of America Journal*, 86 (4), 1338–1353. <https://doi.org/10.1002/saj2.20450>
- R Core Team. (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org> (accessed 30 Nov. 2015).
- Reussi Calvo, N. I., Studdert, G. A., Calandroni, M. B., Diovisalvi, N. V., Cabria, F. N. y Berardo, A. (2014). Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo*, 32(2), 189-196.
- Reussi Calvo, N. I., Wyngaard, N., Orcellet, J. M., Sainz Rozas, H. y Echeverría, H. (2018). Predicting Field-Apparent Nitrogen Mineralization from Anaerobically Incubated Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 82(2), 502-508. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.11.0395>
- Ritchie, S. W. y Hanway, J. J. (1982). *How a corn plant develops*. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service, Iowa, EEUU. Special Report N°48. pp. 24.
- Sainz Rozas, H. R., Calviño, P. A., Echeverría, H. E., Barbieri, P. A. y Redolati, M. (2008). Contribution of anaerobically mineralized nitrogen to the reliability of planning or presidedress soil nitrogen test in maize. *Agronomy Journal*, 100(4), 1020-1025. <https://doi.org/10.2134/agronj2007.0077>
- Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E. y Angelini, H. (2011). Organic carbon and pH levels in agricultural soils of the pampa and extra-pampean regions of Argentina. (In Spanish, with English abstract.) *Ciencia del Suelo*, 29, 29-37.
- 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(6), 1622-1631. <https://doi.org/10.2134/agronj2004.1622>
- Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E., Herfurth, E. y Studdert, G. A. (2001). Nitrato en la base del tallo de maíz II. Diagnóstico de la nutrición nitrogenada. *Ciencia del Suelo*, 19(2), 125-135.
- Sutradhar, A. K., Kaiser, D. E. y Fernández, F. G. (2017). Does total nitrogen/sulfur ratio predict nitrogen or sulfur requirement for corn? *Soil Science Society of America Journal*, 81(3), 564–577. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.10.0352>
- Thomas, G. W. y Hargrove, W. L. (1984). The chemistry of soil acidity. En F. Adams (Ed). *Soil acidity and liming* (pp. 3-56). 12(2). <https://doi.org/10.2134/agronmonogr12.2ed.c1>
- Uhart S. A. y Echeverría H. E. (2000). Diagnóstico de la fertilización. En F. H. Andrade y V.O. Sadras (Eds), *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja* (pp. 235-268). EEA INTA Balcarce - Facultad de Ciencias Agrarias UNMdP.
- Walkley, A. y Black, Y. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed codification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29–38. <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Wilhelm, W., Varvel, G. E. y Schepers, J. S. (2005). Corn stalk nitrate concentration profile. *Agronomy Journal*, 97(6), 1502–1507. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0085>
- Wyngaard, N., Crespo, C., Angelini, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Reussi Calvo, N. I., Carciocchi, W. y Sainz Rozas, H. (2022). The effect of agriculture on topsoil carbon stocks is controlled by land use, climate, and soil properties in the Argentinean Pampas. *CATENA*, 212, 106126. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106126>

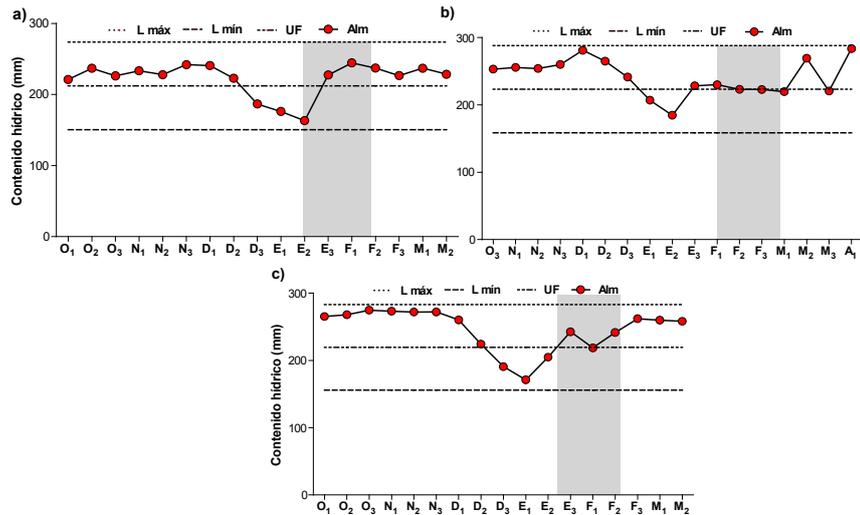
## APÉNDICE

**Tabla 1-Apéndice.** Prácticas de manejo para todos los sitios experimentales.

**Table 1-Appendix.** Management practices for all experimental sites.

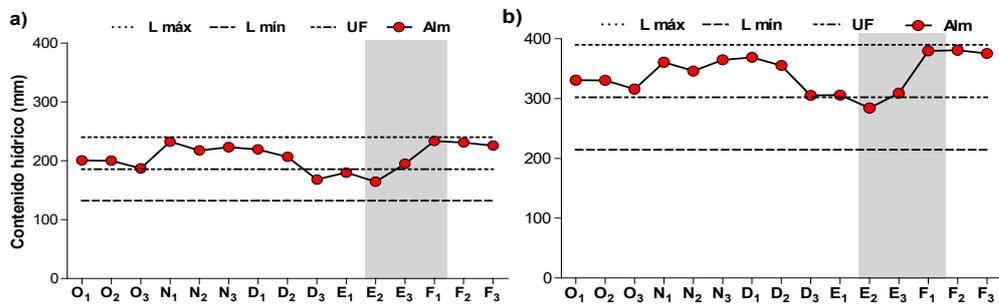
Sudeste bonaerense					
Sitio	Latitud Longitud	Fecha de siembra	Densidad (pl ha <sup>-1</sup> )	Híbrido	Antecesor
1- Santa Catalina (Gral. Madariaga)	37° 5' 47,22" S 57°27' 7,94" O	29-sep	66.000	P 31Y05 HR	Soja
2- San Carlos (Gral. Madariaga)	37° 5' 47,22" S 57°27' 7,94" O	23-sep	66.000	DK 670 Bt 3 Pro	Soja
3- Don Remigio (Gral. Madariaga)	37° 5' 47,22" S 57°27' 7,94" O	12-oct	66.000	P1778YR	Soja
4- El Bonete (Lobería)	37°54' 31,85" S 58°39' 21,46" O	15-oct	68.000	DK 692	Cebada
5- Santa Lucia (Gral. Alvarado)	38° 9' 28,36" S 57°41' 54,67" O	24-oct	70.000	30820 MGRR	Soja
6- Cortaderas 1 (Gral. Alvarado)	38°18' 11,23" S 58° 5' 8,40" O	26-oct	71.000	DK 670 MGRR	Soja
7- Cortaderas 2 (Gral. Alvarado)	38°18' 29,79" S 58° 5' 39,89" O	28-oct	71.000	DK 190 MGRR	Soja
8- La Blanqueada (Balcarce)	37°45' 53,85" S 58° 7' 28,89" O	26-oct	57.000	DK 692	Soja
9- La Primavera (Balcarce)	37°40' 52,91" S 58°24' 32,99" O	26-oct	70.000	DK 692	Soja
Norte Región Pampeana					
Siembra Temprana					
1- Prandi L (Gral. López)	34°15' 48,11" S 61°41' 45,46" O	07-oct	50.000	670 MG	Soja

2- Prandi ML (Gral. López)	34°15' 45,70" S 61°41' 49,99" O	07-oct	66.000	670 MG	Soja
3- Prandi B (Gral. López)	34°15' 39,62" S 61°41' 58,23" O	07-oct	80.000	670 MG	Soja
4- El Cisne (Gral. López)	34°16' 12,54" S 61°44' 0,64" O	07-oct	84.000	DK692	Soja
5- Betania 1 (Gral. López)	34° 4' 33,00" S 61°53' 9,14" O	02-oct	88.000	Dk692 Bt	Soja
<b>Siembra Tardía</b>					
6- San Marcelo (Gral. López)	34° 8' 10,20" S 61°27' 59,82" O	5-dic	80.000	BLEND 7210 + 747	Soja
7- Betania 2 (Gral. López)	34° 4' 28,34" S 61°54' 57,70" O	8-dic	78.000	DK72-10V- T3P	Soja
8- Don Tomás L (Gral. López)	34°10' 14,71" S 62°10' 40,40" O	10-dic	40.000	DK 7210 Bt 3 Pro	Soja
9- Don Tomás ML (Gral. López)	34°10' 7,80" S 62°10' 44,49" O	10-dic	60.000	DK 7210 Bt 3 Pro	Soja
10- Don Tomás B (Gral. López)	34° 9' 59,38" S 62°10' 49,59" O	10-dic	70.000	DK 7210 Bt 3 Pro	Soja
11- INTA agrícola (Castellanos)	31°11' 56,68" S 61°30' 12,02" O	10-dic	80.000	SY900	Soja
12- INTA Tambo (Castellanos)	31°11' 34,66" S 61°30' 11,89" O	10-dic	80.000	SY900	Pastura
13- La Laura (San Justo)	30°46' 32,24" S 60°24' 58,11" O	15- dic	70.000	621 MGRR2	Pastura
14- María Juana (Castellanos)	31°40' 47,23" S 61°40' 40,32" O	10- dic	70.000	621 MGRR2	Soja



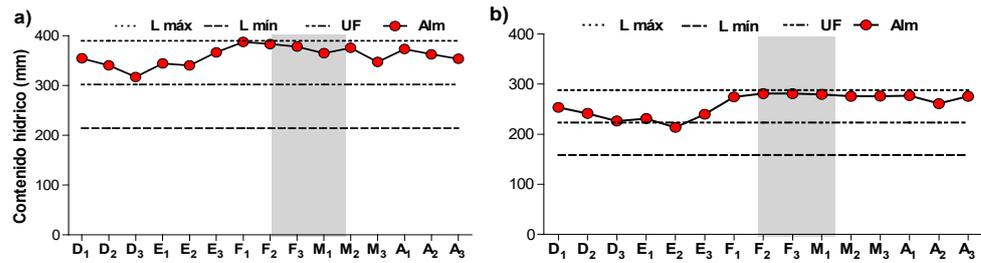
**Figura 1-Apéndice.** Almacenamiento decadal de agua en el perfil de suelo (Alm), límite máximo (L máx), límite mínimo (L mín) y umbral fisiológico (UF) para los sitios experimentales del sudeste bonaerense (SEB). a) sitio 1, 2 y 3; b) sitio 5, 6 y 7; y c) sitio 4, 8 y 9. El área sombreada representa el período crítico.

**Figure 1-Appendix.** Decadal Water content in soil profile (Alm), maximum limit (L max), minimum limit (L min), and physiological threshold (UF) for experimental sites in the Southeastern Pampas (SEB). a) sites 1, 2, and 3; b) sites 5, 6, and 7; and c) sites 4, 8, and 9. The shaded area represents critical period.



**Figura 2-Apéndice.** Almacenamiento decadal de agua en el perfil de suelo (Alm), límite máximo (L máx), límite mínimo (L mín) y umbral fisiológico (UF), para maíces tempranos del norte de la región pampeana (NRP). a) sitio 1 (Loma) y b) sitio 2, 3, 4 y 5 (Bajo). El área sombreada representa el período crítico.

**Figure 2-Appendix.** Decadal water content in soil profile (Alm), maximum limit (L max), minimum limit (L min), and physiological threshold (UF) for experimental sites in the Northern Pampas early sowing (NRPte). a) site 1 (hill) and b) sites 2, 3, 4, and 5 (lowland). The shaded area represents critical period.



**Figura 3-Apéndice.** Almacenamiento decádico de agua en el perfil de suelo (Alm), límite máximo (L máx), límite mínimo (L mín) y umbral fisiológico (UF), para maíces tardíos del norte de la región pampeana (NRP). a) sitio 6, 7, 8, 9 y 10 y b) sitio 11, 12, 13 y 14. El área sombreada representa el período crítico.

**Figure 3-Appendix.** Decadal water content in soil profile (Alm), maximum limit (L max), minimum limit (L min), and physiological threshold (UF) for experimental sites in the Northern Pampas early sowing (NRPte). a) sites 6, 7, 8, 9 and 10, and b) sites 11, 12, 13 and 14. The shaded area represents critical period.

**Tabla 2-Apéndice.** Rendimiento, eficiencia de uso de N (EUN), N en grano (Ngr) y N en base de tallo (NBT) para cada una de las dosis de N aplicada y sitios del Norte de la Región Pampeana y siembras tempranas (NRPte). Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre dosis para cada sitio, mientras que letras mayúsculas indican diferencias significativas entre sitios para cada dosis de N.

**Table 2-Appendix.** Yield, nitrogen use efficiency (EUN), N grain (Ngr) and basal stalk nitrate for each N rate and sites of Northern Pampas early sowing (NRPte). Different lowercase letters indicate significant differences ( $p < 0,05$ ) between N rates for each site, while capital letters indicate differences between sites for each N rate.

Norte Región Pampeana (NRP)									
Maíces tempranos (te)									
Sitio	Dosis	Rendimiento		EUN		Ngr (%)		NBT (mg kg <sup>-1</sup> )	
		(kg ha <sup>-1</sup> )		(kg grano kg N <sup>-1</sup> )					
1	0	5409	dD			1,03	dA	414	cB
	40	6263	cdD	21,4	A	1,11	cdA	627	bcB
	80	6764	bcD	16,9	A	1,22	bcA	724	abcAB
	120	6674	abD	10,5	A	1,28	bA	906	abA
	200	6977	aD	7,8	A	1,34	aA	1041	aAB
2	0	8459	dC			1,10	dA	779	bA
	40	9331	cdC	21,8	A	1,23	cdA	803	bA
	80	9629	bcC	14,6	A	1,24	bcA	873	bA
	120	10370	abC	15,9	A	1,30	bA	986	abA
	200	10151	aC	8,5	A	1,34	aA	1128	aA
3	0	9544	dB			0,97	dB	455	cB
	40	9916	cdB	9,3	A	1,01	cdB	511	cBC
	80	10881	bcB	16,7	A	1,11	bcB	519	bcBC
	120	11060	abB	12,6	A	1,10	bB	619	bB
	200	12645	aB	15,5	A	1,18	aB	799	aB
4	0	9302	dBC			0,95	dB	404	aB
	40	9419	cdBC	2,9	A	0,97	cdB	320	aD
	80	9926	bcBC	7,8	A	0,99	bcB	358	aC
	120	11241	abBC	16,2	A	1,08	bB	325	aC
	200	11604	aBC	11,5	A	1,17	aB	369	aC
5	0	10169	dA			0,99	dB	295	bB

40	11396	cdA	30,7	A	1,01	cdB	348	bCD
80	12369	bcA	27,5	A	1,09	bcB	377	bC
120	12729	abA	21,3	A	1,14	bB	434	bBC
200	14404	aA	21,2	A	1,22	aB	1158	aA

**Tabla 3-Apéndice.** Rendimiento, eficiencia de uso de N (EUN), N en grano (Ngr) y N en base de tallo (NBT) para cada una de las dosis de N aplicada y sitios del Norte de la Región Pampeana y siembras tardías (NRPTa). Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre dosis para cada sitio, mientras que letras mayúsculas indican diferencias significativas entre sitios para cada dosis de N.

**Table 3-Appendix.** Yield, nitrogen use efficiency (EUN), N grain (Ngr) and basal stalk nitrate for each N rate and sites of Northern Pampas late sowing (NRPTa). Different lowercase letters indicate significant differences ( $p < 0,05$ ) between N rates for each site, while capital letters indicate differences between sites for each N rate.

Norte Región Pampeana (NRP)									
Maíces tardíos (ta)									
Sitio	Dosis	Rendimiento (kg ha <sup>-1</sup> )	EUN (kg grano kg N <sup>-1</sup> )	Ngr (%)	NBT (mg kg <sup>-1</sup> )				
6	0	13154	cB		1,15	bCDE	415	cCD	
	40	13073	bcB	0,0	E	1,22	abB	593	cE
	80	12304	abB	0,0	E	1,26	aBC	660	cDE
	120	12904	aB	0,0	E	1,26	aBC	2633	bCD
	200	13648	abB	2,5	E	1,28	aD	3428	aABC
7	0	12865	cA		1,04	bE	352	bCD	
	40	13250	bcA	9,6	ABC	1,10	bC	256	bE
	80	14480	abA	20,2	ABC	1,18	aC	1403	abCDE
	120	14460	aA	13,3	ABC	1,20	aC	3216	aABCD
	200	14139	abA	6,4	ABC	1,18	aE	2289	abC
8	0	10419	cD		1,32	aB	1572	bBC	
	40	10581	bcD	4,1	ABCD	1,27	aB	2044	abBCD
	80	11114	abD	8,7	ABCD	1,29	aBC	2057	abCD
	120	11242	aD	6,9	ABCD	1,32	aBC	2118	abD
	200	11073	abD	3,3	ABCD	1,32	aCD	2501	aBC
9	0	9610	cDE		1,26	aBCD	2107	bB	
	40	10662	bcDE	26,3	AB	1,28	aB	3240	abA
	80	10520	abDE	11,4	AB	1,33	aBC	3891	aAB
	120	11283	aDE	13,9	AB	1,31	aBC	2994	abBCD
	200	11395	abDE	8,9	AB	1,30	aCD	3420	abABC
10	0	13343	cAB		1,24	aBCD	1160	cABC	
	40	13579	bcAB	5,9	BCD	1,26	aB	2700	bcABC
	80	13623	abAB	3,5	BCD	1,29	aBC	4185	abA
	120	13667	aAB	2,7	BCD	1,31	aBC	4076	abABC
	200	13479	abAB	0,7	BCD	1,31	aCD	4892	aAB
11	0	9215	cEF		1,14	cDE	179	bD	
	40	9761	bcEF	13,7	ABC	1,30	bB	198	bE

		80	10449	abEF	15,4	ABC	1,36	bB	246	bE
		120	10622	aEF	11,7	ABC	1,34	bB	348	bE
		200	10149	abEF	4,7	ABC	1,52	aB	2350	aC
12		0	9604	cF			1,76	aA	3420	abA
		40	9551	bcF	0,0	BCD	1,76	aA	3006	bAB
		80	9978	abF	4,7	BCD	1,73	aA	3919	abAB
		120	10353	aF	6,2	BCD	1,71	aA	4435	aAB
		200	10017	abF	2,1	BCD	1,72	aA	4029	abABC
13		0	12051	cC			1,28	bB	354	cCD
		40	12114	bcC	1,6	DE	1,29	bB	1213	bcDE
		80	12049	abC	0,0	DE	1,33	abB	2345	abBC
		120	12213	aC	1,4	DE	1,34	abB	2957	bBCD
		200	12193	abC	0,7	DE	1,38	aC	4853	aAB
14		0	8498	cF			1,27	aBC	1246	bABC
		40	9693	bcF	29,9	A	1,26	aB	1918	bCD
		80	9807	abF	16,4	A	1,27	aBC	2003	bCD
		120	10237	aF	14,5	A	1,28	aBC	4647	aA
		200	9829	abF	6,7	A	1,31	aCD	5802	aA

**Tabla 4-Apéndice.** Rendimiento, eficiencia de uso de N (EUN), N en grano (Ngr) y N en base de tallo (NBT) para cada una de las dosis de N aplicada y sitios del Sudeste Bonaerense (SEB). Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre dosis para cada sitio, mientras que letras mayúsculas indican diferencias significativas entre sitios para cada dosis de N.

**Table 4-Appendix.** Yield, nitrogen use efficiency (EUN), N grain (Ngr) and basal stalk nitrate for each N rate and sites of Southeastern Pampas (SEB). Different lowercase letters indicate significant differences ( $p < 0,05$ ) between N rates for each site, while capital letters indicate differences between sites for each N rate.

Sudeste Bonaerense (SEB)									
Sitio	Dosis	Rendimiento		EUN		Ngr (%)	NBT (mg kg <sup>-1</sup> )		
		(kg ha <sup>-1</sup> )		(kg grano kg N <sup>-1</sup> )					
1	0	7750	cD			1,49	aA	1266	dA
	40	8173	bcD	10,6	AB	1,52	aA	3500	cA
	80	8581	abD	10,4	AB	1,56	aA	4220	bcA
	120	8465	aD	6,0	AB	1,56	aA	4844	bA
	200	8502	aD	3,8	AB	1,59	aA	7046	aA
2	0	7704	cDE			1,35	aAB	1205	bAB
	40	7577	bcDE	0,0	B	1,36	aBC	1407	bB
	80	7535	abDE	0,0	B	1,42	aAB	2251	bBC
	120	8071	aDE	3,1	B	1,42	aABCD	2349	bBC
	200	8525	aDE	4,1	B	1,41	aCD	3630	aCDE
3	0	8045	cC			1,34	aB	115	cAB
	40	9083	bcC	26,0	A	1,42	aAB	1174	cBC
	80	10127	abC	26,0	A	1,49	aAB	1972	cC
	120	9966	aC	16,0	A	1,48	aABC	3229	bB
	200	9842	aC	9,0	A	1,47	aBC	4761	aBCD

4	0	7378	<b>cDE</b>			1,18	<b>aCD</b>	446	<b>bC</b>
	40	7429	<b>bcDE</b>	1,3	<b>AB</b>	1,20	<b>aD</b>	713	<b>abCDE</b>
	80	8187	<b>abDE</b>	10,1	<b>AB</b>	1,29	<b>aB</b>	1117	<b>abD</b>
	120	8093	<b>aDE</b>	6,0	<b>AB</b>	1,32	<b>aCD</b>	1327	<b>abCD</b>
	200	8577	<b>aDE</b>	6,0	<b>AB</b>	1,32	<b>aD</b>	2774	<b>aDE</b>
5	0	9226	<b>cBC</b>			1,34	<b>cB</b>	295	<b>cC</b>
	40	9388	<b>bcBC</b>	4,1	<b>AB</b>	1,38	<b>bcABC</b>	288	<b>cE</b>
	80	9980	<b>abBC</b>	9,4	<b>AB</b>	1,40	<b>abcAB</b>	543	<b>bcD</b>
	120	10192	<b>aBC</b>	8,1	<b>AB</b>	1,49	<b>abAB</b>	670	<b>bD</b>
	200	10649	<b>aBC</b>	7,1	<b>AB</b>	1,50	<b>aABC</b>	2170	<b>aE</b>
6	0	9982	<b>cB</b>			1,26	<b>cBCD</b>	275	<b>cC</b>
	40	10179	<b>bcB</b>	4,9	<b>AB</b>	1,32	<b>bcBCD</b>	378	<b>cE</b>
	80	10588	<b>abB</b>	7,6	<b>AB</b>	1,35	<b>abcB</b>	1046	<b>bcD</b>
	120	10342	<b>aB</b>	3,0	<b>AB</b>	1,41	<b>abABCD</b>	2144	<b>bBCD</b>
	200	11651	<b>aB</b>	8,3	<b>AB</b>	1,47	<b>aBC</b>	6330	<b>aAB</b>
7	0	8857	<b>cBC</b>			1,22	<b>aBCD</b>	917	<b>dB</b>
	40	9529	<b>bcBC</b>	16,8	<b>AB</b>	1,27	<b>aCD</b>	1083	<b>dBCD</b>
	80	9837	<b>abBC</b>	12,3	<b>AB</b>	1,29	<b>aB</b>	2674	<b>cB</b>
	120	11136	<b>aBC</b>	19,0	<b>AB</b>	1,29	<b>aD</b>	3682	<b>bAB</b>
	200	11529	<b>aBC</b>	13,4	<b>AB</b>	1,32	<b>aD</b>	5239	<b>aABC</b>
8	0	12111	<b>cA</b>			1,32	<b>aBC</b>	1069	<b>dAB</b>
	40	12493	<b>bcA</b>	9,6	<b>AB</b>	1,38	<b>aABC</b>	1044	<b>dBCD</b>
	80	12805	<b>abA</b>	8,7	<b>AB</b>	1,38	<b>aAB</b>	2064	<b>cC</b>
	120	13897	<b>aA</b>	14,9	<b>AB</b>	1,41	<b>aABCD</b>	3355	<b>bAB</b>
	200	13305	<b>aA</b>	6,0	<b>AB</b>	1,43	<b>aC</b>	4927	<b>aAB- CD</b>
9	0	6688	<b>cE</b>			1,17	<b>cD</b>	550	<b>bC</b>
	40	6973	<b>bcE</b>	7,1	<b>AB</b>	1,26	<b>bcCD</b>	592	<b>bDE</b>
	80	7802	<b>abE</b>	13,9	<b>AB</b>	1,33	<b>bB</b>	706	<b>bD</b>
	120	7591	<b>aE</b>	7,5	<b>AB</b>	1,34	<b>bBCD</b>	1018	<b>bCD</b>
	200	7121	<b>aE</b>	2,2	<b>AB</b>	1,55	<b>aAB</b>	3243	<b>aCDE</b>

Trabajo científico - Manejo y Conservación de Suelos y Agua. Riego y Drenaje

## EFFECTO DE UNA TRANSICIÓN AGROECOLÓGICA SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO EN EL OESTE BONAERENSE

Lucila Álvarez<sup>1</sup> , Florencia Gómez<sup>1,2</sup> , Josefina Neira Herrera<sup>1</sup>, Facundo Fritz<sup>1</sup>, Elke Noellemeyer<sup>1,\*</sup> 

<sup>1</sup> Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>2</sup> CONICET, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

### RESUMEN

En la región pampeana se han registrado pérdidas de entre 26 y 34% de materia orgánica respecto a suelos prístinos y una de las estrategias que permitiría revertir el impacto es la transición de la "agricultura industrial" a la "agroecología". Los métodos de evaluación visual son herramientas factibles que pueden proporcionar información semicuantitativa rápida sobre el estado del suelo. El objetivo del trabajo fue determinar el efecto de un sistema en transición agroecológica sobre la condición del suelo a través de la evaluación visual y analizar cómo esta metodología refleja las diferencias entre los sistemas y se correlaciona con otras propiedades edáficas. El estudio se llevó a cabo en un establecimiento agropecuario cercano a la localidad de 30 de Agosto (Prov. de Buenos Aires) donde desde hace cuatro años 710 hectáreas se encuentran en transición agroecológica. Se determinaron tres situaciones de manejo en la zona de altimetría media del establecimiento: Agrícola agroecológico (AA), Agrícola Convencional (AC), y Pastura polifítica (Pa). El manejo AA presentó un menor valor de densidad aparente y mayor contenido de materia orgánica que AC en 0-10 cm. El Índice de materia orgánica (IMO) detectó una influencia del manejo, donde tanto AA como Pa presentaron valores superiores a 4,5 indicando una buena condición mientras que en AC el IMO fue significativamente menor. La metodología de evaluación visual de la calidad del suelo también permitió diferenciar AA y Pa de AC. Los indicadores visuales que mejor diferenciaron los manejos fueron estructura, porosidad, color y compactación. El manejo AA no se diferenció en su evaluación visual y en otros indicadores como el IMO de aquel con pasturas polifíticas destinado a ganadería, a partir de lo cual podría concluirse que ambos sistemas contribuyen de manera similar al manejo sustentable del suelo.

**Palabras clave:** evaluación visual del suelo, pasturas polifíticas, índice de materia orgánica

\* Autor de contacto:  
noellemeyer@agro.unlpam.edu.ar  
enoellemeyer@gmail.com

Recibido:  
08-09-24

Recibido con revisiones:  
26-12-24

Aceptado:  
29-01-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de autor/a es de los/as Autores/as.

## EFFECTS OF AN AGROECOLOGICAL TRANSITION MANAGEMENT ON SOIL QUALITY IN THE WEST OF BUENOS AIRES PROVINCE

### ABSTRACT

In the Pampas region, losses of 26 to 34% of organic matter have been recorded compared to pristine soils. One of the strategies that would reverse the impact of organic matter loss is the transition from the so-called industrial agriculture to an agroecological management. Visual assessment methods are viable tools that can provide rapid semi-quantitative information on soil condition. The objective of the study was to assess the effect of an agroecological transition on soil condition through visual evaluation and to analyze how this methodology reflects differences among systems in soil physical and biological parameters and

correlates with other edaphic properties. The study was carried out in an agricultural establishment near the town of 30 de Agosto (Buenos Aires province) with 710 hectares under an agroecological transition for four years. Three soil management systems were determined in the average altimetry zone of the establishment: Agroecological Agricultural management (AA), Conventional Agricultural management (AC), and Multispecies Pasture (Pa). Soils under AA management presented a lower bulk density value and higher organic matter content than under CA in 0-10 cm. The Organic Matter Index (IMO) detected an influence of management practices on soil quality. AA and Pa presented IMO values greater than 4.5, indicating a good soil condition, while the IMO value was significantly lower under AC. Through visual assessment of soil quality, it was also possible to differentiate AA and Pa from AC. The visual indicators that best differentiated treatments were structure, porosity, color and compaction. No significant differences were observed between AA management and Pa intended for livestock using either visual evaluation or other indicators such as the IMO, from which it could be concluded that both systems contribute to sustainable soil management in a similar way.

**Keywords:** visual evaluation of soil; multi-species pastures; organic matter index

## INTRODUCCIÓN

El suelo cumple un rol fundamental en los servicios ecosistémicos que la naturaleza brinda a la humanidad, los cuales incluyen no sólo servicios de aprovisionamiento, sino también otros no tangibles como los servicios de regulación, soporte y culturales (Costanza et al., 1997).

La calidad del suelo se define como la aptitud de éste para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, y poder sostener la productividad animal y vegetal, manteniendo o mejorando la calidad del agua y el aire, y ser un soporte para la salud y vida humana (Robinson et al., 2012). Este concepto incluye, además, la evaluación de propiedades del suelo asociadas a su capacidad para funcionar eficazmente como componente de un ecosistema sano (Bünemann et al., 2018). Uno de los problemas con mayor impacto negativo es la conversión de tierras naturales en tierras de cultivo, con la consiguiente degradación del recurso por disminución de la materia orgánica, fertilidad y erosión. En este sentido, para la región pampeana Sainz Rozas et al. (2019) reportaron pérdidas de entre 26 y 34% de materia orgánica respecto a su contenido en suelos prístinos. En las últimas décadas, se plantearon y evaluaron estrategias tendientes a revertir estos procesos de degradación destacando a la diversificación del sistema mediante la rotación de cultivos y sobre todo de la inclusión de pasturas como una alternativa que permite recuperar o mantener la calidad del suelo (Fernández et al., 2020). Otra alternativa, es la transición de la “agricultura industrial” a la “agroecología”, la cual tiene por objetivo promover la seguridad y soberanía alimentaria en concordancia con el cuidado del ambiente (Bezner Kerr et al., 2021). El enfoque de la agroecología surgió en la década del 70 en respuesta a la intensa degradación como consecuencia de las actividades agropecuarias basadas en la simplificación productiva, extractivista y contaminante (Iturralde, 2020). Altieri y Toledo (2011) mencionan como principios básicos de la agroecología el ciclado de nutrientes y energía, la sustitución de insumos externos; el incremento de la materia orgánica y la actividad biológica del suelo; la diversificación de las especies vegetales y los recursos genéticos de los agroecosistemas en tiempo y espacio; la integración de los cultivos con la ganadería, y la optimización de las interacciones y la productividad del sistema agrícola en su totalidad, en lugar de los rendimientos aislados de las distintas especies.

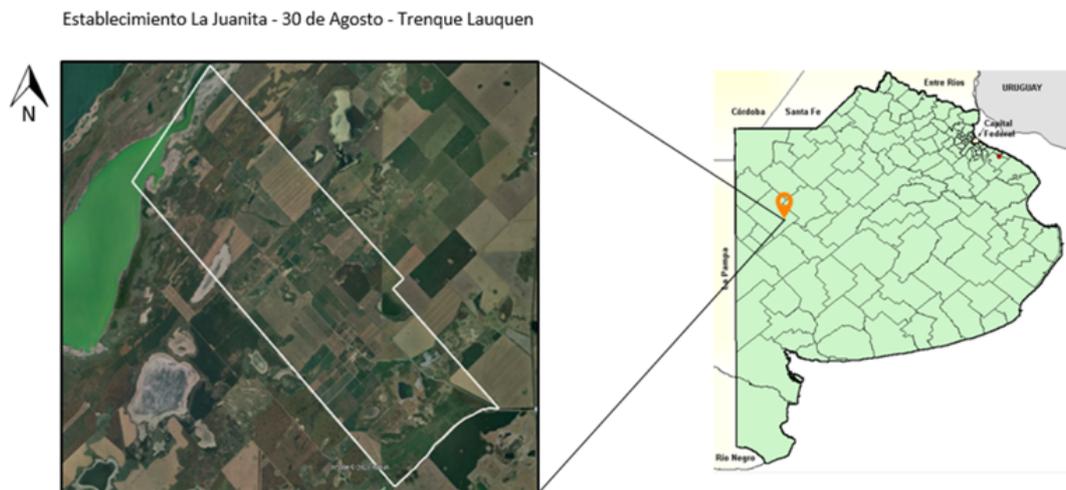
Disponer de indicadores que muestren la degradación de los suelos o el efecto positivo de prácticas de manejo sustentable, es de gran importancia (Malone et al., 2023). Los métodos de evaluación visual son herramientas factibles que pueden proporcionar información semicuantitativa rápida sobre el estado de la calidad física y la fertilidad del suelo (Endale et al., 2024). En la guía de evaluación visual de la calidad del suelo, Noellemeyer et al. (2021) establecen un método rápido y simple para caracterizar su condición e identificar limitantes para el rendimiento de los cultivos. Por otro lado, se busca que estos indicadores guarden una cierta correlación con otras propiedades del suelo que den cuenta de su calidad, como el indicador de materia orgánica (Quiroga et al., 2006).

El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto sobre la condición del suelo, de un sistema en transición agroecológica mediante la metodología de evaluación visual y su correlación con otras propiedades edáficas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio se situó en el partido de Trenque Lauquen (Buenos Aires), en el establecimiento "La Juanita" (latitud:  $-36^{\circ}05'19.23''$  S; longitud:  $-62^{\circ}14'22.17''$  O), ubicado a 35 kilómetros al noreste de la localidad de 30 de Agosto (Figura 1). En el mismo se realiza ganadería de carne en ciclo completo (cría, recría y engorde), actividad lechera y agricultura. Desde hace cuatro años se trabajan 710 hectáreas en transición agroecológica.



**Figura 1.** Mapa de la Provincia de Buenos Aires con la ubicación y delimitación del establecimiento "La Juanita".

**Figure 1.** Map of Buenos Aires province with the location and delimitation of "La Juanita" farm.

Se realizó una ambientación del establecimiento, teniendo en cuenta, en primera instancia, la altimetría del mismo. Para ello se obtuvo un Modelo Digital del Terreno (MDT) con una resolución espacial de 30 m. Los datos de MDT se extrajeron desde la página [www.ign.gov.ar](http://www.ign.gov.ar) mediante la malla 3763-5 que posee una superficie de 170.000 ha y contiene los límites del establecimiento bajo estudio. Para la realización del trabajo de gabinete se utilizó el software Qgis versión 3.22 ([www.quantungis.org](http://www.quantungis.org)). Posteriormente se utilizó la herramienta de creación de máscara para obtener el raster que le corresponde al establecimiento. Una vez determinada la máscara, mediante la herramienta Clip raster by mask layer se obtuvo la altimetría del establecimiento con valores entre 80 y 92 m. Se obtuvo un Modelo Digital de Elevación (DEM) del establecimiento y mediante la herramienta Reclassify for table se determinaron tres clases utilizando los siguientes rangos de altimetría: Clase 1,  $< 81$  msnm; Clase 2, 81- 88 msnm; Clase 3,  $< 88$  msnm. Se seleccionó la zona de altimetría media "clase 2", donde los suelos fueron clasificados como Hapludoles énticos, pertenecientes a la Serie Bolívar según las cartas de suelo 1:50.000 de la Provincia de Buenos Aires (INTA - Instituto de Suelos – CIRN, 2023), y se superpuso un vector de uso del suelo al mapa de zonas, considerando los siguientes manejos:

1. Agrícola Convencional (AC) (Tabla 1)
2. Agrícola agroecológico (AA) (Tabla 2)
3. Pastura polifítica (Pa) establecido como sistema de referencia (Tabla 3)

**Tabla 1.** Secuencia de cultivos, labores, insumos, destino de la producción y rinde desde el año 2019 al 2022 para agricultura convencional (AC).**Table 1.** Crops sequences, cultural management, inputs, product destination and yield from 2019 to 2022 for conventional agriculture (AC)

Fecha	Cultivo	Labor	AC	
			Insumos	Producto/ Rinde
2019	Trigo	Siembra directa	120 kg/ha	Picado 22000 kg/ha MV
		Fertilización	MAP (80 kg/ha) Urea (105 kg/ha)	
		Aplicaciones	Fungicidas, herbicidas, insecticidas	
	Maíz	Siembra directa	60000 pl/ha	Picado 25000 kg/ha MV
		Fertilización	MAP (80 kg/ha) Urea (100 kg/ha)	
		Aplicaciones	Fungicidas, herbicidas, insecticidas	
2020	Centeno	Siembra directa	60 kg/ha	Rollos 14
		Fertilización	MAP (100 kg/ha)	
		Aplicaciones	Fungicidas, herbicidas, insecticidas	
	Soja	Siembra directa	100 kg/ha	Grano 1216 kg/ha
		Fertilización	MAP (40 kg/ha)	
		Aplicaciones	Fungicidas, herbicidas, insecticidas	
2021	Avena y Vicia	Siembra directa	25 kg/ha avena; 25 kg/ha vicia	Picado 20000 kg/ha MV
		Fertilización	MAP (80 kg/ha)	
		Aplicaciones	Herbicidas	
	Maíz	Siembra directa	65000 pl/ha	Grano 7305 kg/ha
		Fertilización	MAP (80 kg/ha) SolMix (400 l/ha)	
		Aplicaciones	Fungicidas, herbicidas, insecticidas	
2022	Centeno	Siembra al voleo	135 kg/ha	Forraje 6000 kg/ha MS
	Soja	Siembra directa	85 kg/ha	Grano 1436 kg/ha
		Fertilización	MAP (85 kg/ha)	
		Aplicaciones	Fungicidas, herbicidas, insecticidas	

**Tabla 2.** Secuencia de cultivos, labores, insumos, destino de la producción y rinde desde el año 2019 al 2022 para agricultura agroecológica (AA).

**Table 2.** Crops sequences, cultural management, inputs, products destination and yield from 2019 to 2022 for agroecological agriculture (AA).

Fecha	Cultivo	Labor	AA	
			Insumos	Producto/ Rinde
2019	Vicia villosa	Siembra directa	400 kg/ha	Semilla 400 kg/ha
		Fertilización	MAP (50 kg/ha)	
2020	Girasol, Maíz, Moha y Soja	Siembra	3 kg/ha; 25 kg/ha; 10 kg/ha; 25 kg/ha (respectivamente)	Forraje 6000 kg/ha MS
	Vicia villosa	Siembra	30 kg/ha	Cultivo de cobertura
	Maíz	Siembra directa	60000 pl/ha	Forraje 6000 kg/ha MS
		Fertilización	MAP (50 kg/ha)	
2021	Centeno	Rastra de discos/ Rolo	-	Grano 1413 kg/ha
		Siembra		
2022	Girasol y soja	Rastra de discos/ Rolo	-	Grano 1295 kg/ha
		Siembra		
	Centeno	Siembra	135 kg/ha	Forraje 2500 kg/ha MS
		Rolado	-	
Soja	Siembra directa	160 kg/ha	Forraje 2500 kg/ha MS	

**Tabla 3.** Secuencia de cultivos, labores, insumos, destino de la producción y rinde desde el año 2018 al 2022 para pastura polifítica (Pa).

**Table 3.** Crops sequences, cultural management, inputs, products destination and yield from 2019 to 2022 for multispecies pasture (Pa).

Pa				
Fecha	Cultivo	Labor	Insumos	Producto/ Rinde
2018	Pastura polifítica	Labranza convencional y Siembra	8 kg/ha alfalfa;	Forraje 6000 kg/ha MS
			8 kg/ha pasto ovillo;	
			7 kg/ha trebol rojo;	
			0,5 kg/ha trebol blanco;	
			7 kg/ha ryegrass;	
			3 kg/ha cebadilla	
	Fertilización	MAP (50 kg/ha)		

#### Protocolo de muestreo y evaluación visual de la calidad del suelo

Para la determinación de las variables edáficas y la evaluación visual de la calidad del suelo se siguió el protocolo propuesto por Noellemeyer et al. (2024). Tal como indica el mismo, se determinaron ambientes homogéneos en calidad y manejo del suelo para reducir la variabilidad de los parámetros edáficos. Posteriormente, se procedió a la distribución de los puntos de muestreo y su georreferenciación, definiéndose cinco puntos en cada una de las tres situaciones de manejo, en los cuales se realizó la evaluación visual de la calidad del suelo de acuerdo con Noellemeyer et al. (2021). Se abrió una calicata donde se realizó la evaluación visual de los 12 indicadores de calidad de suelo que figuran en la guía: textura, estructura, porosidad, color, compactación, profundidad potencial potencial de enraizamiento, encharcamiento, moteados, erosión eólica/hídrica, presencia de lombrices, costra/cobertura vegetal y salinidad/alcalinidad. Cada uno de estos indicadores se calificó con un valor entre 2 (condición buena) y 0 (condición pobre), que luego fue ponderado tal como lo define el procedimiento. Con la sumatoria de los indicadores ponderados se llegó a un puntaje final, con el cual se obtuvo un Índice de Calidad del Suelo, considerado como pobre (<30), moderado (30-45) o bueno (>45). Por otro lado, en cada uno de estos puntos se tomaron muestras compuestas por 8 submuestras en las profundidades de 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm para realizar las determinaciones que se detallan en el siguiente apartado.

#### Determinaciones fisicoquímicas

Se determinó el contenido de carbono orgánico (CO) mediante la técnica de Walkley y Black (IRAM-SAGyP 29571-2), textura por el método del Hidrómetro de Bouyoucos (ISO 17892-4), P extractable (Pe) mediante el método de Bray-Kurtz N°1 (IRAM-SAGyP 29570-1) y se midió potenciométricamente el pH en una relación suelo: agua de 1:2,5 (IRAM-SAGyP 29574). Además, se tomaron tres muestras de 0-10 cm y de 10-20 cm de profundidad, por sitio de muestro, para determinar densidad aparente (Dap) mediante el método del cilindro. Se calculó el Índice de Materia Orgánica (IMO) (Quiroga et al., 2006) como el cociente entre el contenido de materia orgánica y el contenido de partículas finas (limo más arcilla). Además, se calculó el stock de carbono por hectárea a través de la siguiente fórmula:  $Dap (Mg m^{-3}) * 10.000 m^2 * 0.10 m * C (g kg^{-1}) / 1000$ .

#### Análisis estadístico

Se utilizó el software estadístico Infostat (Di Rienzo et al., 2020) y se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) mediante el Test de Tukey con un valor  $P < 0,05$  para comparar los tres manejos, previa comprobación de los supuestos de normalidad, homocedasticidad e independencia. Se realizó un análisis de correlación entre las variables edáficas estudiadas, utilizando el coeficiente de correlación de Pearson e indicando el nivel de significancia en cada caso.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general, el manejo tuvo influencia sólo en los primeros 10 cm del suelo, similar a lo hallado por otros autores que también observaron cambios en los estratos más superficiales (Aparicio et al., 2018; Fernández et al., 2020; Frasier et al., 2016). En este estrato se determinó una densidad aparente significativamente menor en AA respecto a AC y Pa (Tabla 4). Otros autores han documentado una mejora en la fertilidad en sistemas en transición agroecológica, hallando también disminuciones en la densidad aparente e incrementos en el contenido de materia orgánica (Aparicio et al., 2018), como también se observó al comparar AA con AC. En el manejo AA, además, el uso en algunas ocasiones de la rastra de discos puede haber generado una disminución de la densidad aparente, respecto a AC donde se realiza siembra directa y a Pa, donde el pisoteo animal podría haber provocado una densificación superficial. Respecto al contenido de carbono orgánico, el manejo agroecológico conduce a un aumento en las actividades de enzimas involucradas en el ciclo del carbono, en el carbono de la biomasa microbiana, y en la diversidad y riqueza de la comunidad bacteriana, indicando un uso más eficiente del carbono en estos sistemas (Ortiz et al., 2023). La diversidad de especies tanto en el manejo AA como en Pa sería un factor clave para la mejora en la calidad del suelo y la sostenibilidad de los sistemas. Por ejemplo, la combinación de leguminosas con cereales reduce la competencia interespecífica al mejorar los procesos de complementariedad/ facilitación, y promueven la abundancia y diversidad microbiana, mejorando así la explotación de los recursos (Frasier et al., 2016). El IMO ha sido desarrollado como un indicador de degradación del suelo para la región pampeana (Quiroga et al., 2006), y resulta de utilidad para comparar niveles de materia orgánica, ya que permite independizarse de la textura, expresando el contenido de materia orgánica por unidad de partículas finas (arcilla más limo), ya que el secuestro de carbono está condicionado por el tipo de suelo (Frasier et al., 2019; Mao et al., 2024). En este caso, el IMO logró detectar una influencia del manejo diferenciando AC de AA y Pa con valores de IMO promedio de 0-20 cm en AA de 5,6 (DE= 0,6) y en Pa de 5,9 (DE= 0,6), los cuales fueron superiores al valor umbral (4,5) a partir del cual se considera que el suelo se halla en una buena condición. Si bien en AC el promedio de 0-20 cm arrojó un valor significativamente menor (4,4; DE=0,5), este fue cercano al umbral. La inclusión de pasturas en la rotación contribuye de manera significativa sobre las propiedades estructurales determinantes de la calidad del suelo, mejorando su fertilidad física y biológica (Fernández et al., 2021). Si bien queda en evidencia la mejora en la calidad del suelo en AA y Pa, en los niveles de fósforo no se observó la misma tendencia, hallándose en los primeros 10 cm valores más altos en AC respecto a AA y Pa, asociándose a la mayor tasa de aplicación de fertilizantes fosforados en AC. Sin embargo, en los tres casos, los niveles de Pe se hallaron por encima de los valores umbrales necesario para los cultivos representativos de la zona.

**Tabla 4.** Contenido de arcilla, limo, arena, densidad aparente (Dap), carbono orgánico (CO), P Bray- Kurtz 1 (Pe), pH, indicador de materia orgánica (IMO) y stock de carbono en agricultura Agroecológica (AA), agricultura Convencional (AC) y pastura polifítica (Pa) en dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm).

**Table 4.** Clay, silt and sand contents, bulk density (Dap), organic carbon content (CO), P Bray- Kurtz 1 (Pe), pH, organic matter indicator (IMO), and carbon stock under agroecological agriculture (AA), conventional agriculture (AC) and multispecies pasture (Pa) at two depths (0-10 and 10-20 cm).

Variables edáficas/Manejo	AA	AC	Pa	AA	AC	Pa
		0-10 cm			10-20 cm	
Arcilla (g kg <sup>-1</sup> )	92a	96a	33b	100a	112a	40b
Limo (g kg <sup>-1</sup> )	420a	396a	413a	412a	396ab	409a
Arena (g kg <sup>-1</sup> )	487a	507a	552a	487a	491a	549a
Dap (Mg m <sup>-3</sup> )	1,08b	1,16a	1,14a	1,23a	1,27a	1,24a
CO (g kg <sup>-1</sup> )	20,5a	16,1b	17,8ab	12,7a	9,8a	12,9a
Pe (mg kg <sup>-1</sup> )	42,1b	52,7a	40,3b	17,7a	18,5a	17,1a
pH	5,8a	5,6a	5,6a	5,9a	6,3a	6,0a
IMO	6,9a	5,6 b	6,8a	4,3a	3,3b	5,0a
Stock de C (Mg ha <sup>-1</sup> )	22,2a	18,6a	20,0a	24,0a	19,0a	21,3a

Letras diferentes indican diferencias significativas entre AA, AC y Pa, para cada profundidad (P< 0,05)

Different letters indicate significant differences between AA, AC and Pa for each depth (P<0.05).

La metodología de evaluación visual de la calidad del suelo permitió diferenciar el manejo AA y Pa del AC (Figura 2).



**Figura 2.** Imágenes de la evaluación visual bajo los tres manejos. A – agricultura agroecológica, B – agricultura convencional, C – pastura polifítica.

**Figure 2.** Images of the visual evaluation under all three systems. A –agroecological agriculture, B – conventional agriculture, C – multispecies pasture.

Los valores de la evaluación visual (Tabla 5) arrojaron diferencias significativas entre los manejos, obteniendo una calificación “buena” tanto para AA como para Pa y “moderada” para AC. La mayoría de los indicadores presentaron un valor superior a 1, lo cual indica condiciones de calidad de suelo de moderadas a buenas, excepto en el indicador de lombrices, en el cual todos se acercaron a la condición pobre. El indicador IMO presentó una correlación significativa ( $r = 0,60$ ) con el puntaje final de evaluación visual, similar a lo hallado por Noellemeyer et al. (2024). Los indicadores que mejor diferenciaron el manejo AA y Pa del AC fueron estructura, porosidad, color y compactación, los cuales están asociados al contenido de MO del suelo. Quiroga et al. (2017) ponen en evidencia la importante influencia que la MO posee sobre la sostenibilidad de los suelos al incidir sobre propiedades físicas como densidad aparente y la susceptibilidad a la compactación. El indicador de estructura registró diferencias significativas al comparar los sitios AA y Pa con AC, observándose en los dos primeros una estructura en bloques subangulares con presencia de raíces, mientras que, en AC, se observó una estructura en bloques angulares, con agregados que mostraron caras más lisas y menor presencia de raíces. El indicador de porosidad siguió una tendencia muy similar, con valores altos en AA y Pa donde los agregados mostraron una mayor presencia de macroporos, respecto a AC, donde los agregados se vieron más compactos.

**Tabla 5.** Puntaje de evaluación visual de los indicadores de calidad de suelo, puntaje final y condición de calidad de suelo en los manejos agrícola agroecológico (AA), agrícola convencional (AC) y pastura polifítica (Pa).

**Table 5.** Visual evaluation score of soil quality, final score and soil quality condition under agroecological agriculture (AA), conventional agriculture (AC) and multi-species pasture (Pa).

Indicadores de evaluación visual	Manejo		
	AA	AC	Pa
Textura	1,8a	1,8a	1,5b
Estructura	1,8a	0,9b	1,6a
Porosidad	1,8a	0,8b	1,6a
Color	1,4a	1,0b	1,5a
Moteados	1,6a	1,6a	1,8a
Lombrices	0,5a	0,4a	0,3a
Profundidad potencial	1,7a	1,7a	1,9a
Compactación	1,8a	1,3b	1,6a
Encharcamiento	1,8a	1,2b	1,8a
Costra/cobertura	1,7a	1,1b	1,9a
Erosión eólica/hídrica	1,8a	1,4b	1,8a
Salinidad/alcalinidad	1,8a	1,7a	1,7a
Puntaje de Evaluación visual	48,3a	37,6b	46,2a
<b>Índice de calidad</b>	<b>Bueno</b>	<b>Moderado</b>	<b>Bueno</b>

Letras diferentes indican diferencias significativas entre AA, AC y Pa ( $p < 0,05$ ).

Different letters indicate significant differences between AA, AC, and Pa ( $p < 0.05$ ).

Endale et al. (2024) sugieren que las técnicas visuales pueden brindar una evaluación integral de la compactación del suelo. En este caso, el indicador de compactación detectó diferencias entre los manejos, donde se observaron los puntajes más altos en AA y Pa al no observarse presencia de capas duras, mientras que en AC se detectó una capa de mayor dureza entre los 20 y los 32 cm de profundidad que, si bien esta no pareció ser un problema grave para el desarrollo radicular ya que se observaron raíces por debajo de la misa, resultó en un puntaje significativamente menor (Tabla 5). En el mismo sentido, el indicador de color, el cual puede asociarse al proceso de melanización y al nivel de materia orgánica, obtuvo puntajes de moderados a buenos en AA y Pa, mientras que en AC fue calificado como moderado. Mueller et al. (2013) encontraron correlaciones significativas entre indicadores visuales de estructura y el rendimiento de los cultivos, así como otros autores también confirman una alta correlación entre indicadores visuales de estructura con propiedades físicas del suelo (Mutuku et al., 2021).

Por otro lado, los indicadores que pueden observarse a nivel de superficie del suelo, como costra/cobertura, erosión hídrica/eólica y encharcamiento, siguieron la misma tendencia, diferenciando AA y Pa de AC. Los indicadores moteados, profundidad potencial y salinidad/alcalinidad no registraron diferencias significativas entre manejos, con puntajes de moderados a buenos, lo cual confirma que el ambiente de altimetría media seleccionado es homogéneo en cuanto a la profundidad del perfil y la incidencia de la capa freática que sí pudo observarse en la zona descartada de menor altimetría.

El indicador IMO se correlacionó con estos indicadores visuales (Tabla 6). Valores más altos de IMO, estuvieron asociados con mejores puntajes de estructura y color, ambas propiedades muy ligadas al contenido de materia orgánica del suelo y con indicadores observables a nivel de superficie como encharcamiento, costra/cobertura y erosión. El nivel de cobertura más alto tanto en AA como en Pa, podría indicar también un mayor aporte de raíces, clave para el secuestro de carbono (Frasier et al., 2022).

**Tabla 6.** Coeficientes de correlación de Pearson y probabilidad asociada entre variables edáficas e indicadores visuales de la calidad del suelo.**Table 6.** Pearson's correlation coefficients and associated probability between soil variables and visual indicators of soil quality.

Indicadores visuales/ Variables edáficas	IMO	Dap	Arcilla	Limo	Arena	CO	Pe	pH
Puntaje de evaluación visual	0,60*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Textura	0,48*	ns	0,80**	ns	-0,88**	ns	ns	ns
Estructura	0,49*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Porosidad	ns	ns	0,78*	ns	ns	ns	ns	ns
Color	0,60*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Moteados	ns	ns	-0,68*	ns	0,68*	ns	ns	ns
Lombrices	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Prof. potencial	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Compactación	ns	-0,46*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Encharcamiento	0,72**	-0,45*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Costra/Cobertura	0,65**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Erosión	0,62*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Salinidad/Alcalinidad	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns: no significativo; \* P < 0,5; \*\* P < 0,001

Índice de materia orgánica (IMO); Densidad aparente (Dap); CO (carbono orgánico); P Bray Kurtz 1 (Pe)

La macrofauna del suelo, particularmente las lombrices, tiene un importante rol en el ciclo del carbono y la mejora de la estructura del suelo (Escudero et al., 2023; Lavelle et al., 2020). El manejo del suelo, la humedad y la ubicación geográfica tienen influencia sobre la macrofauna (Domínguez et al., 2018). El indicador de lombrices presentó los puntajes más bajos en los tres manejos, sin lograr distinguirlos, a diferencia de la mayoría de los indicadores. La baja cantidad de lombrices observada pudo estar limitada por la humedad del suelo, que como se mencionó anteriormente es un factor determinante sobre la presencia de la macrofauna. Por otro lado, Mueller et al. (2009) encontraron que indicadores biológicos como la presencia de lombrices eran menos confiables. Sin embargo, existen trabajos que han documentado un efecto del manejo sobre la población de lombrices. Por ejemplo, Domínguez et al. (2024) hallaron, en la región pampeana, ocho veces más biomasa de lombrices en un suelo con manejo agroecológico y dos veces más en una rotación con pasturas, que en un suelo bajo agricultura convencional o industrial. El aumento en la abundancia de lombrices promueve una mayor producción de agregados biogénicos que son más ricos en materia orgánica y más estables en agua que el suelo circundante (Bedano et al., 2019). Incluir la observación de este tipo de agregados, podría mejorar la valoración de este indicador.

### CONCLUSIONES

La metodología de evaluación visual de la calidad del suelo permitió diferenciar el manejo AA y Pa, de AC, lo cual además se vio reflejado en algunas propiedades edáficas como la densidad aparente, el CO y el IMO, constituyendo de esta manera una herramienta sencilla y práctica para la evaluación de la condición del suelo. Sin embargo, el indicador de lombrices sería un punto a tener en cuenta para ajustar la metodología, por ejemplo, a través de la observación y valoración de la presencia de agregados biogénicos. En cuanto a la condición del suelo evaluado a partir de la observación a campo y de indicadores como el IMO, el manejo agrícola agroecológico no se diferenció del manejo con pasturas polifíticas destinado a ganadería, a partir de lo cual podría concluirse que ambos sistemas contribuyen de manera similar al manejo sustentable del suelo.

## REFERENCIAS

- Altieri, M. A., y Toledo, V. M. (2011). The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *Journal of Peasant Studies*, 38(3), 587–612. <https://doi.org/10.1080/03066150.2011.582947>
- Aparicio, V. C., Zamora, M., Barbera, A., Castro-Franco, M., Domenech, M., De Gerónimo, E., y 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(November 2017), 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.09.005>
- Bedano, J. C., Vaquero, F., Domínguez, A., Rodríguez, M. P., Wall, L., y Lavelle, P. (2019). Earthworms contribute to ecosystem process in no-till systems with high crop rotation intensity in Argentina. *Acta Oecologica*, 98, 14–24. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.05.003>
- Bezner Kerr, R., Madsen, S., Stüber, M., Liebert, J., Enloe, S., Borghino, N., Parros, P., Mutyambai, D. M., Prudhon, M., y Wezel, A. (2021). Can agroecology improve food security and nutrition? A review. *Global Food Security*, 29, 100540. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gfs.2021.100540>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuypers, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., y Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105–125. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2018.01.030>
- Costanza, R., Arge, R., Groot, R. De, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Neill, R. V. O., Paruelo, J., Raskin, R. G., y Sutton, P. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(May), 253–260. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00020-2)
- Di Rienzo, J. A. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G. G., González, L., Tablada, M., Robledo, C. W. W., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. W. (2020). *Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*.
- Domínguez, A., Jiménez, J. J., Ortíz, C. E., y Bedano, J. C. (2018). Soil macrofauna diversity as a key element for building sustainable agriculture in Argentine Pampas. *Acta Oecologica*, 92, 102–116. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.08.012>
- Domínguez, A., Escudero, H. J., Rodríguez, M. P., Ortíz, C. E., Arolfo, R. V., y Bedano, J. C. (2024). Agroecology and organic farming foster soil health by promoting soil fauna. *Environment, Development and Sustainability*, 26, 22061–22084. <https://doi.org/10.1007/s10668-022-02885-4>
- Endale, T., Diels, J., Tsegaye, D., Kasaye, A., Gulie, G., Leta, G., Olivier, D., Belayneh, L., y Verdoodt, A. (2024). Applicability of visual and analytical soil quality indicators in environmentally diverse catchments of the Ethiopian Rift. *Soil and Tillage Research*, 240, 106072. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106072>
- Escudero, H. J., Domínguez, A., y Bedano, J. C. (2023). Large-scale ecologically-based farming systems foster earthworm communities and their contribution to ecosystem processes. *Applied Soil Ecology*, 185. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104800>
- Fernández, R., Belmonte, V., Quiroga, A., Lobartini, C., y Noellemeyer, E. (2021). Land-use change affects soil hydro-physical properties in Mollisols of semiarid Central Argentina. *Geoderma Regional*, 25, e00394. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00394>
- Fernández, R., Ezequiel Furch, N., Bissolino, M., Frasier, I., Scherger, E. D., y Quiroga, A. R. (2020). Effect of perennial pastures in physical and biological fertility in mollisols of the semiarid Pampas region. *Ciencia del Suelo (Argentina)*, 38(1), 133–148.
- Frasier, I., Noellemeyer, E., Gili, A., Florencia Gómez, M., Uhaldegaray, M., Quiroga, A., Fernandez, R., y Alvarez, L. (2022). Soil type affects biological phosphorus cycling more than soil management. *Geoderma*, 426, 116092. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2022.116092>
- Frasier, I., Quiroga, A., Fernández, R., Álvarez, C., Gómez, F., Scherger, E., Gili, A., y Noellemeyer, E. (2019). Soil type, land-use and -management as drivers of root-C inputs and soil C storage in the semiarid pampa region, Argentina. *Soil and Tillage Research*, 192, 134–143. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2019.05.010>
- Frasier, I., Noellemeyer, E., Figuerola, E., Erijman, L., Permingeat, H., y Quiroga, A. (2016). High quality residues from cover crops favor changes in microbial community and enhance C and N sequestration. *Global Ecology and Conservation*, 6, 242–256. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.03.009>
- INTA, Instituto de Suelos, CIRN. (2023). Cartas de Suelos República Argentina - Provincia de Buenos Aires (2.0) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7837681>
- Iturralde, R. S. (2020). ¿Del agronegocio a la agroecología? Un estudio de caso en la ciudad de Trenque Lauquen, provincia de Buenos Aires, sobre la implementación de una ordenanza municipal de regulación general de agroquímicos [Tesis Doctoral]. Universidad de Buenos Aires.
- Lavelle, P., Spain, A., Fonte, S., Bedano, J. C., Blanchart, E., Galindo, V., Grimaldi, M., Jimenez, J. J., Velasquez, E., y Zangerlé, A. (2020). Soil aggregation, ecosystem engineers and the C cycle. *Acta Oecologica*, 105. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103561>
- Malone, L. C., Ruark, M. D., Kucharik, C. J., Whitman, T., y Conley, S. P. (2023). Linking soil health indicators to management history and soybean yield. *Field Crops Research*, 297, 108951. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.108951>
- Mao, H.-R., Cotrufo, M. F., Hart, S. C., Sullivan, B. W., Zhu, X., Zhang, J., Liang, C., y Zhu, M. (2024). Dual role of silt and clay in the formation and accrual of stabilized soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 192, 109390. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109390>
- Mueller, L., Shepherd, G., Schindler, U., Ball, B. C., Munkholm, L. J., Hennings, V., Smolentseva, E., Rukhovich, O., Lukin, S., y Hu, C. (2013). Evaluation of soil structure in the framework of an overall soil quality rating. *Soil and Tillage Research*, 127, 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.002>

- Mueller, L., Kay, B. D., Hu, C., Li, Y., Schindler, U., Behrendt, A., Shepherd, T. G., y Ball, B. C. (2009). Visual assessment of soil structure: Evaluation of methodologies on sites in Canada, China and Germany. Part I: Comparing visual methods and linking them with soil physical data and grain yield of cereals. *Soil and Tillage Research*, 103(1), 178–187. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.12.015>
- Mutuku, E. A., Vanlauwe, B., Roobroeck, D., Boeckx, P., y Cornelis, W. M. (2021). Visual soil examination and evaluation in the sub-humid and semi-arid regions of Kenya. *Soil and Tillage Research*, 213, 105135. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105135>
- Noellemeyer, E., Álvarez, L., Álvarez, C., Dillchneider, A., Farrell, M., Fernández, R., Buss, E. F., Frasier, I., Gaggioli, C., Gili, A., Gómez, F., Lara, G., Leizica, E., Lorda, M., Quiroga, A., y Rainhart, L. (2024). From science to practice: The AGSUS protocol for monitoring and certification of sustainable soil management and carbon sequestration. *Soil and Tillage Research*, 241, 106102. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106102>
- Noellemeyer, E., Álvarez, L., Leizica, E., Gómez, F., Fernández, R., Frasier, I., Álvarez, C., y Quiroga, A. (2021). *Guía para la evaluación visual de la calidad del suelo*. EdUNLPam.
- Ortiz, J., Faggioli, V., Zamora, M., Boccolini, M., Lorenzon, C., Pegoraro, V., y Gabbarini, L. (2023). Crop diversity improves carbon, nitrogen and soil biological functions in an agroecological system. *Ciencia del Suelo*, 41(2), 144-156.
- Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E., y Peinemann, N. (2006). Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 90(1–2), 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.08.019>
- Robinson, D. A., Hockley, N., Cooper, D. M., Emmett, B. a., Keith, a. M., Lebron, I., Reynolds, B., Tipping, E., Tye, a. M., Watts, C. W., Whalley, W. R., Black, H. I. J., Warren, G. P., y Robinson, J. S. (2012). Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biology and Biochemistry*, 57(September), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.008>
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, N., Angelini, H., Reussi Calvo, N y Wyngaard, N. (2019). Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. En: F. O. García (ed.) *Simposio Fertilidad 2019*. Fertilizar, Rosario.

## EVALUACIÓN DEL ESTADO ESTRUCTURAL DEL SUELO EN SISTEMAS AGRÍCOLA-PASTORILES

Gastón De León<sup>1,\*</sup>, Mario Pérez<sup>2</sup> , José Terra<sup>3</sup> , Oswaldo Ernst<sup>2</sup> 

<sup>1</sup> Centro Universitario Regional Este. Universidad de la República, Uruguay.

<sup>2</sup> Facultad de Agronomía. Universidad de la República, Uruguay.

<sup>3</sup> Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Uruguay.

### RESUMEN

Se evaluó el estado estructural del suelo en distintos sistemas agrícolas y agrícola-pastoriles mediante la metodología del Perfil Cultural. Se consideraron las estructuras de origen antrópico relacionadas al uso y manejo del suelo y a la actividad biológica en el perfil. La evaluación abarcó la proporción de dichas estructuras y sus características principales, así como la descripción del origen de los macroporos generados por raíces y fauna. Al mismo tiempo, se midió la resistencia al corte para cada estructura, la densidad aparente y las porosidades estructural y textural. Los resultados mostraron diferencias significativas entre los sistemas con pasturas y aquellos con cultivos continuos. En los primeros predominó la macroporosidad atribuida a la actividad biológica, mientras que en cultivos continuos se relacionó mayormente con procesos físicos de expansión y contracción. Las estructuras más cohesionadas y con menor porosidad estuvieron presentes en todos los tratamientos, probablemente relacionadas con el tráfico de maquinaria. Los sistemas con pasturas revelaron mayor generación de porosidad biológica en suelos con estructuras altamente cohesionadas, con formación de poros redondeados y galerías con excrementos, mientras que en suelos agrícolas continuos surgió una estructura laminar incipiente. La resistencia al corte evidenció variaciones significativas entre estructuras, mostrando alta dependencia del contenido hídrico. Finalmente, el sistema radicular fue más desarrollado en sistemas pastoriles, en contraste con una mayor densidad aparente en cultivos continuos.

**Palabras clave:** perfil cultural, compactación, porosidad.

## EVALUATION OF SOIL STRUCTURAL STATUS IN AGRO-PASTORAL SYSTEMS

\* Autor de contacto:  
deleong82@gmail.com

Recibido:  
01-11-24

Recibido con revisiones:  
12-12-24

Aceptado:  
06-02-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

### ABSTRACT

Soil structural status in various agricultural and agro-pastoral systems was evaluated using the Cultural Profile methodology. Anthropogenic-origin structures related to soil use and management and biological activity within the profile were considered. The evaluation encompassed the proportion of these structures, their main characteristics, and the origin of macropores generated by roots and fauna. Additionally, shear strength for each structure, bulk density, and both structural and textural porosities were measured. The results showed significant differences between systems with pastures and those under continuous cropping. In the former, macroporosity was primarily attributed to biological activity, while in continuous cropping systems it was more related to physical processes of expansion and contraction. The most cohesive and least porous structures were present across all treatments, likely associated with machinery traffic. Pasture systems showed greater biological porosity generation in soils with highly cohesive structures, characte-

alized by rounded pores and galleries with excrement, whereas in continuous agricultural soils, an incipient laminar structure emerged. Shear strength showed significant variation between structures, indicating high dependence on soil moisture content. Finally, the root system was more developed in soils under pasture systems, contrasting with greater bulk density in under continuous cropping.

**Keywords:** cultural profile, compaction, porosity.

## INTRODUCCIÓN

La estructura del suelo está determinada tanto por factores naturales como antrópicos. Los factores naturales están vinculados al origen de los materiales, la textura y los organismos vivos; mientras que los factores antrópicos se relacionan con el manejo de cultivos, pasturas y animales. El tipo e intensidad de laboreo, las especies cultivadas y el contenido hídrico son variables determinantes en el desarrollo de estructuras de origen antrópico en el perfil del suelo (Hamza y Anderson, 2005). El manejo de estas variables suele generar consecuencias negativas tanto a nivel de parcela como a nivel de cuenca, a través de los procesos de compactación, erosión y escurrimiento superficial. Estos procesos deterioran las propiedades físicas del suelo, son acumulativos y sus impactos generalmente son difusos y se manifiestan a largo plazo. La erosión es responsable de la pérdida de partículas del suelo, nutrientes y agroquímicos, lo que provoca una disminución de la fertilidad y, además, contribuye a la eutrofización en los cursos de agua (Rasouli et al., 2014). La reducción en la porosidad del suelo se debe al aumento de la densidad, un fenómeno gobernado por tres procesos: consolidación, compactación y densificación. Tanto la consolidación como la densificación son procesos lentos de reacomodo de partículas y pérdida de porosidad; sin embargo, la compactación es generalmente un proceso rápido provocado por la aplicación de cargas dinámicas durante períodos breves (Albuquerque y Gubiani, 2023, p 145-160). En este contexto, la compactación reorganiza los constituyentes del suelo, lo que genera un aumento en la densidad aparente (SSSA, 1996). Este fenómeno puede provocar pérdidas en el rendimiento y calidad de los cultivos, mayores emisiones de gases de efecto invernadero y un incremento en el escurrimiento de agua (Ball et al., 2008).

La compactación superficial y subsuperficial, junto con la aparición de estructuras laminares en sistemas de siembra directa con cultivos continuos con predominancia de soja (*Glycine max*), han sido reportadas por diversos autores a nivel regional (Sasal et al., 2016a, 2016b, 2010, 2006; Sasal, 2003; Álvarez et al., 2014; Taboada et al., 1998) e internacional (Boizard et al., 2017, 2013; Peigné et al., 2013). Los cambios en la estructura del suelo, descritos a través de los agregados, muestran un aumento de la cohesión entre partículas, la presencia de caras de ruptura lisas y una disminución en la macroporosidad, entendida como los espacios vacíos mayores a 80  $\mu\text{m}$  de diámetro (SSSA, 1996). Estos poros son fundamentales para facilitar el movimiento del agua y el intercambio gaseoso, procesos esenciales para el crecimiento de las raíces y la actividad biológica. Una reducción en su abundancia puede comprometer el drenaje y la aireación del suelo, afectando negativamente su funcionalidad y su capacidad para soportar el manejo agrícola sin degradarse (Brady y Weill, 2008). Estas estructuras se clasifican de acuerdo con las propiedades mencionadas anteriormente y sirven como indicadores diagnóstico del estado estructural del suelo. Los tipos de estructuras resultantes del manejo del suelo difieren entre suelos arcillosos y arenosos, tanto superficial como subsuperficialmente (Ball y Munkholm, 2015), destacando la necesidad de comprender su desarrollo para planificar sistemas agrícolas sostenibles. Tanto en sistemas de labranza convencional (Roger-Estrade et al., 2004, Boizard et al., 2002) como en sistemas de siembra directa (Boizard et al., 2017, 2013, 2012) los cambios a nivel estructural pueden ser evidenciados a través de la descripción y el análisis visual de las estructuras generadas y de la actividad biológica presente. Estas metodologías de descripción son de carácter semi cuantitativas, sin embargo, las mismas suelen ir acompañadas de indicadores que permiten cuantificar los cambios en la estructura, e.g., la determinación de la densidad aparente (dap). Una de las metodologías propuestas para evaluar el proceso de compactación es a través de la detección visual y la clasificación de estructuras de acuerdo al grado de cohesión y a la presencia o no de macroporosidad visible. El perfil cultural se define como el conjunto constituido por la sucesión de capas de tierra individualizadas por la intervención de los instrumentos de cultivo, las raíces de los vegetales y los factores naturales (Henin et al. 1972).

La metodología, denominada "Perfil Cultural", fue desarrollada por Gautronneau y Manichon (1987) en Francia y desde entonces la misma ha sido utilizada en diversos estudios para determinar los efectos de los usos y manejos del suelo tanto para labranza convencional (Richard et al. 1999, Boizard et al 2002, Roger-Estrade, 2004), así como para sistemas de siembra directa o laboreo reducido (Sasal M.C., 2003, Boizard et al. 2013, Boizard et al. 2017). Además, ha servido como referencia para clasificar la estructura del suelo en

estudios sobre la actividad biológica, como el impacto de las lombrices en la formación de macroporos y la mejora de las propiedades físicas del suelo, proporcionando una base para entender los procesos de regeneración natural y el potencial de mitigación de la compactación inducida por el manejo (Capowiwz et al. 2009, Peigné et al, 2013). La fortaleza de este método es que permite evaluar detalladamente la estructura del perfil del suelo al mismo tiempo que tiene en cuenta la variabilidad espacial aportada por los cultivos y las prácticas de manejo. Debido a la introducción de la siembra directa en los sistemas de cultivo, Boizard et al. (2017) modificaron y actualizaron la metodología para mejorar la descripción del tipo de estructuras que se generan en dichos sistemas y cuáles son los factores y los procesos que lo gobiernan, teniendo en cuenta las claras diferencias con los métodos de labranza convencional.

Las estructuras formadas en el perfil de suelo pueden manifestarse como un área de límites claros donde la compactación es mayor y que puede estar o no asociada al tráfico, o como una estructura de carácter laminar dispuesta horizontalmente en los primeros centímetros del suelo. Sin embargo, a nivel local no se han reportado disminuciones significativas en los rendimientos directamente atribuidas a la degradación física, por lo cual, comprender la dinámica de las estructuras de origen antrópico resulta fundamental para evaluar de manera integral la sostenibilidad del sistema suelo y como dichos cambios están afectando los rendimientos.

En Uruguay, el principal cambio tecnológico en la agricultura a comienzos del siglo XXI fue la introducción de la siembra directa lo cual disminuyó notoriamente la erosión (García et al., 2004) mitigando así una problemática ambiental de larga data en el país. Al mismo tiempo, con el ingreso de dicha tecnología y la incorporación de nuevos materiales genéticos, la agricultura uruguaya amplió su superficie de 350.000 ha a más de un millón de ha en diez años (Ernst y Siri-Prieto, 2013). Según DIEA (2021) la superficie total cultivada para la zafra 2021 fue de 1.134mil ha y se distribuyeron en 523 mil ha de cultivos de invierno (*Triticum aestivum*, *Hordeum vulgare* y *Brassica napus*) y 1078.2mil ha de cultivos estivales de secano (*Zea mays*, *Sorghum sp.* y *Glycine max.*).

Esta expansión de la agricultura ha implicado un uso más intensivo del recurso suelo y el uso de tierras de menor aptitud agrícola dadas las ventajas comparativas de la siembra directa sobre la labranza convencional. En ese sentido, Rodríguez et al 2020 y Calvo et al. 2024) han detectado una mayor densidad aparente entre los 0-5 y 5-10 cm en sitios con agricultura comparados con un suelo aledaño, pero con diferentes coberturas (campo natural y bosque nativo).

En los sistemas agrícolas de Uruguay, la práctica predominante ha sido la alternancia entre pasturas y cultivos anuales. Sin embargo, con la introducción de la siembra directa, esta práctica ha disminuido, ya que permite prescindir de la fase de pastura y aumentar el número de cultivos continuos sin rotación. Este cambio es legalmente aceptado a través de los planes de uso y manejo de suelos de la legislación nacional. Sin embargo, las pasturas aportan beneficios significativos, como la incorporación de materia orgánica en profundidad y la mejora de la estructura del suelo (Peigné et al., 2013; Place et al., 2008; Vocanson et al., 2006; Bertol et al., 1998; Unger y Kaspar, 1994).

El objetivo de este trabajo fue describir el estado estructural del suelo en sistemas agrícolas y agrícola-pastoriles en rotaciones de largo plazo, utilizando la metodología del perfil cultural. Se caracterizaron las estructuras a nivel superficial y subsuperficial mediante la descripción del sistema radicular, la resistencia al corte y el sistema poroso. La hipótesis principal es que la siembra directa y la intensidad de los cultivos promueven, a largo plazo, la formación de estructuras de alta cohesión en el suelo debido a los efectos acumulativos de las prácticas de manejo. En este sentido, se plantea que dichas estructuras pueden ser identificadas a nivel de parcela a través de descripciones visuales y mediante el uso de distintos indicadores físicos. Desde esta perspectiva, los cultivos continuos favorecerían el desarrollo de estructuras compactas por la simplificación del sistema radicular y el incremento del tránsito de maquinaria en la parcela. Por otra parte, la generación de macroporosidad en sistemas agrícola-pastoriles estaría altamente condicionada por la inclusión de pasturas en la rotación, las cuales desarrollan sistemas radiculares más grandes y disminuyen los períodos de tránsito de maquinaria por ciclos más largos, favoreciendo así el desarrollo del sistema poroso. Por lo tanto, el aumento de la macroporosidad asociada al crecimiento radicular y la creación de poros debido a la actividad biológica se verían facilitados por la presencia de ciclos de pastura en la rotación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Descripción del sitio y tratamientos

El estudio se realizó en dos experimentos de largo plazo (Apéndice 1). El primero se ubicó en la Unidad Experimental "Palo a Pique" del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, iniciado en 1995 con el objetivo de maximizar la producción ganadera mediante rotaciones de cultivos y pasturas bajo siembra directa, promoviendo la sostenibilidad económica, ambiental y operativa (Rovira et al., 2020). El suelo corresponde a un Argiudol abruptico de textura franca, relieve suave a aplanado y pendiente entre 2 y 3%, con una profundidad superior a 50 cm y grietas de hasta 30 cm en épocas de sequía (SSS, 2014). El clima mesotérmico húmedo presenta temperaturas medias de 23°C en verano y 11°C en primavera, con una precipitación anual de 1300 mm (Pravia et al., 2019; MAP/DSF, 1976).

El segundo experimento se llevó a cabo en la Estación Experimental Mario A. Cassinoni en un Argiudol típico con relieve suavemente ondulado y pendientes de 1 a 2%, de textura franco arcillosa, alta fertilidad y moderado drenaje. Las condiciones climáticas incluyen una precipitación media histórica de 1300 mm y una temperatura media anual de 18°C (Castaña et al., 2011). La Tabla N°1 presenta las principales características de cada sitio, incluyendo ubicación, textura (arcilla, limo y arena), contenido hídrico a capacidad de campo (33 kPa) y a punto de marchitez permanente (1500 KPa) así como el contenido de carbono orgánico (corg) y la densidad aparente (NCSS, 2018).

**Tabla 1.** Principales características de los suelos: ubicación, textura, contenido hídrico, carbono orgánico y densidad aparente.

**Table 1.** Main characteristics of soils: location, texture, water content, organic carbon content, and bulk density.

Suelo	Ubicación	Textura (%)			Cont. Grav. (ml)		Corg (%)	Dap (g.cm <sup>-3</sup> )
		Arc	L	A	33 kPa	1500 kPa		
Argiudol abruptico	33°15'51"S 54°29'30"O	20,7	40,2	39,1	30.2	13.6	3.61	1.34
Argiudol típico	32°22'44"S 58°3'45"O	33	27.2	39.8	30.2	17	3.75	1.64

Los indicadores fueron evaluados para 0-9 cm en el Argiudol abruptico (Pedon ID: 96FN930013) y de 0-11 cm en el Argiudol típico (Pedon ID: 96FN930002). Arc.: arcilla, L: limo, A: arena, Cont. Grav.: contenido gravimétrico (ml), Corg: carbono orgánico (%), Dap: densidad aparente (g.cm<sup>-3</sup>).

The indicators were evaluated at 0–9 cm in the Abruptic argiudol (Pedon ID: 96FN930013) and at 0–11 cm in the Typic argiudol (Pedon ID: 96FN930002). Clay: clay, Silt: silt, Sand: sand, Grav. Cont.: gravimetric content (ml), Org. C: organic carbon (%), BD: bulk density (g.cm<sup>-3</sup>).

En el Argiudol abruéptico se evaluaron distintas intensidades de uso del suelo bajo siembra directa. Los tratamientos fueron: Pastura mejorada permanente (PP) renovadas cada 4 años que consistió en un mejoramiento sobre campo natural con festuca (*Festuca arundinacea*), trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y lotus (*Lotus corniculatus* L.). Cultivo Continuo (CC), que consistió en una rotación de Trigo (*Triticum spp*), Avena (*Avena sativa*), Sorgo (*Sorghum spp.*) y Soja (*Glycine max*). Por último, un sistema de rotación cultivo-pasturas que consistió en Avena (*Avena sativa*), sorgo (*Sorghum spp.*), soja (*Glycine max*) y trigo (*Triticum spp*) y una pastura plurianual de trébol blanco, lotus y una gramínea perenne (*Festuca arundinacea*). Este último tratamiento se evaluó en dos momentos contrastantes; luego de los 2 años de cultivo (R2C) y luego de los 4 años de pasturas (R4P). Tanto para PP como para R4P, el muestreo se realizó cuando la pastura se encontraba en pleno crecimiento y bajo pastoreo en primavera. En el tratamiento CC, el muestreo tuvo lugar durante el barbecho previo a la siembra de verano, mientras que en el caso de R2C, se realizó después de la cosecha del cultivo de verano.

En el Argiudol típico, los tratamientos fueron cultivo continuo con siembra directa de soja (*Glycine max*) (CC3) y Sorgo (*Sorghum spp.*) (CC4) con cultivo de cobertura de invierno. Ambas fueron evaluadas luego de la cosecha y previo a la implantación de la cobertura invernal.

#### Características del área de muestreo

En cada tratamiento, se realizaron dos calicatas, una en la zona alta y otra en la zona baja de la parcela, con el objetivo de abarcar la mayor variabilidad espacial. Se identificaron zonas homogéneas en el paisaje dentro de las parcelas representativas del área total y del estado fenológico de los cultivos o pasturas. Las calicatas tuvieron dos metros de largo, 1 metro y medio de ancho y un metro de profundidad. Dichas calicatas fueron dispuestas perpendicularmente al sentido del tránsito de maquinaria, dejando centradas las huellas más recientes. El suelo removido fue dispuesto hacia la cara donde no se realizó ningún tipo de diagnóstico.

#### Muestreo y análisis

En orden cronológico, para cada calicata se determinó la presencia de raíces, a través del método del perfil cultural, se identificaron estructuras de acuerdo a sus características y se midió la resistencia al corte (RC) en las mismas. Sobre dichas estructuras se extrajeron muestras para analizar el sistema poroso a través de la densidad aparente y la descripción de la porosidad textural (Ptext). Se realizó el análisis de contenido gravimétrico para determinar la humedad del suelo.

#### Sistema radicular

La determinación del área ocupada por las raíces fue realizada por el método de la cuadrícula descrito por Böhm (1976), a través del cual se identificaron áreas con presencia de raíces en una matriz de dos por dos cm en un marco de un metro por 0.6 metros, el cual fue apoyado sobre una cara de la calicata. En cada calicata se realizaron dos determinaciones, lo cual fue considerado como una repetición, completándose así un total de cuatro determinaciones por tratamiento ( $n=4$ ). La cuadrícula se apoyó sobre la cara de la calicata y se verificó la presencia o ausencia de raíces visualmente. Las raíces fueron identificadas con elementos visibles y fotografiadas para la construcción de una matriz integrada por ceros (0: ausencia de raíces) y unos (1: presencia de raíces), de acuerdo a si la raíz estaba presente o no en el área de dos por dos cm. A partir de la matriz generada se cuantificó la presencia/ausencia de raíces para la creación de mapas de distribución espacial y cuantificación de la presencia de raíces en profundidad.

#### Perfil Cultural

La evaluación de la calidad estructural del suelo se realizó a través de la metodología del perfil cultural (PC) descrita por Gautronneau y Manichon (1987) y adaptada para sistemas con sistema directa o laboreo reducido (Boizard et al., 2017, Ball y Munkholm, 2015). La descripción del perfil se realizó en un largo total de dos metros en la calicata y una profundidad máxima de análisis de 40 cm. En el área delimitada se identificaron estructuras de acuerdo a sus características principales, el tamaño y la forma en que se ensamblan los agregados y el estado interno de los mismos, la cohesión y la macroporosidad visible. A través de la metodología del PC se delimitaron las áreas descritas con un elemento visible y se fotografió el perfil a intervalos horizontales de 0,5m desde una distancia de un metro. Las imágenes fueron ensambladas con programas de edición de imágenes (PanaVue Image Assambler™) para generar una única imagen escalada, la cual permitió el cálculo de la proporción de las estructuras a partir de una única imagen a través del software (ImageJ™).

Se emplearon tres niveles de clasificación para categorizar las áreas previamente delimitadas. El primer nivel hace énfasis en la forma en que se ordenan los agregados y se definen tres tipos: Tipo "O" cuando el suelo está altamente fragmentado, con pequeños agregados y dominio de fracciones finas. El tipo "B" cuando presenta agregados mayores que 10 cm, con porosidad visible, y menor dominio de fracciones finas y por último el Tipo "C" donde no se distinguen agregados, y el suelo presenta características masivas.

El segundo nivel de clasificación define tres estructuras básicas; la gamma ( $\Gamma$ ) la cual es una estructura con porosidad visible a simple vista tanto dentro del agregado como entre ellos, de fácil desagregación y con baja cohesión entre las partículas constituyentes. La estructura tipo delta ( $\Delta$ ) se refiere a las zonas compactadas con estructuras masivas que se identifican por su elevada cohesión, reducida porosidad y presencia de caras de ruptura lisas. Por último, la estructura tipo phi ( $\Phi$ ) que es formada a partir de agregados tipo  $\Delta$  por la generación de fisuras por el efecto de expansión y contracción lo cual está directamente relacionado con el clima y el tipo de material arcilloso principalmente.

La estructura tipo laminar (P) fue incorporada a la metodología del perfil cultural debido a su aparición en sistemas de siembra directa después de sucesivos años de cultivo continuo especialmente en suelos limosos (Boizard et al., 2017, Sasal et al., 2016a, 2016b, Sasal, 2003). Dicha estructura se presenta con la porosidad orientada paralelamente a la superficie del suelo en los primeros centímetros del horizonte superficial, o por debajo del mismo. La principal característica de esta estructura es la disposición horizontal de la porosidad que puede incidir en la dinámica del agua en el suelo al mismo tiempo que dificulta las condiciones para el enraizamiento.

Por último, el tercer nivel de clasificación hace hincapié en el origen biológico de los macroporos diferenciando 2 categorías de acuerdo a la calidad de los poros siendo la denominada b1 cuando existe presencia de macroporosidad tubular de cualquier origen (raíces y/o fauna) y b2 cuando se observan desechos frescos y cámaras o galerías por actividad de la fauna del suelo (Boizard et al., 2017).

#### Resistencia al corte

La RC del suelo se midió aplicando un test de resistencia con una herramienta de mano ("Pocket vane tester" Eijkelkamp, Giesbeek, Holanda) en cada una de las áreas que fueron delimitadas previamente por el PC. El test a campo midió la resistencia máxima que tuvo el suelo a ser fracturado a partir de la torsión aplicada con dicha herramienta. El test se aplicó a modo de repetición cinco veces en las estructuras menores a 0.1 m<sup>2</sup> y 10 veces en las estructuras mayores que 0,1 m<sup>2</sup>. Para el tratamiento el valor total de la RC fue ponderado de acuerdo con la proporción de las estructuras descritas previamente por el método del PC.

#### Sistema poroso

La caracterización del sistema poroso se realizó a través de la determinación de la densidad aparente, y la Porosidad total (Ptot), subclasificando a esta última en dos componentes, la Porosidad textural y Porosidad estructural (Pest). Se determinó la Dap, y para Dap textural en las estructuras previamente definidas por el PC. Los valores de Dap, y Ptot de los tratamientos fueron ponderados de acuerdo a la proporción del área ocupada por las estructuras descritas en el perfil del suelo.

La Dap se determinó mediante el método del cilindro descrito por Burke et al. (1986) y la Ptot se calculó a partir de la ecuación:

$$P_{tot} = [1 - (Dap/Dreal)] \times 100$$

siendo: Ptot: Porosidad total (%). Dap: densidad aparente (gr.cm<sup>-3</sup>). Dreal: Densidad de los sólidos (2,65 g.cm<sup>-3</sup>).

La Dap textural se determinó por inmersión en kerosene de agregados de 2 a 3 mm (Stengel, 1979) descrita por Sasal (2003). La Ptext es una expresión de la fracción mineral y orgánica por lo tanto es de esperar que los cambios en dicha variable sean lentos. La determinación de la Ptext no incluye la porosidad generada por factores climáticos, biológicos y de origen antrópico por lo cual se debería considerar constante en el experimento a lo largo del tiempo. La Pest se determinó como:

$$P_{est} = [1 - (Dap/Dtext)] \times 100$$

siendo: Pest: Porosidad estructural (%). Dap: Densidad aparente (g.cm<sup>-3</sup>). Dtext: Densidad aparente textural (g.cm<sup>-3</sup>).

La Ptot resulta de la suma de ambas porosidades; por lo cual

$$P_{text} = P_{tot} - P_{est}$$

siendo: Ptext: Porosidad textural (%). Ptot: Porosidad total (%). Pest: Porosidad estructural (%).

Por lo tanto, a partir de la determinación de la densidad aparente textural, se calculó la Pest y por diferencia con la Ptot se determinó la Ptext.

#### Análisis estadístico

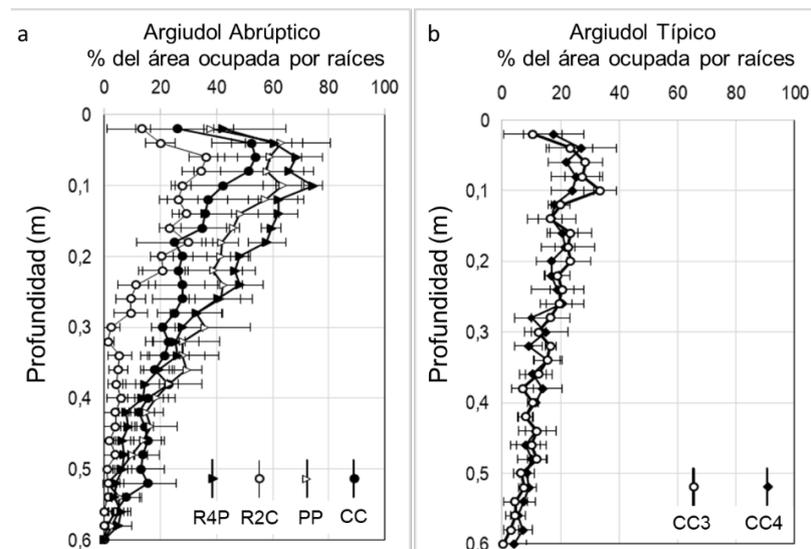
El estudio evaluó cómo los tratamientos afectaron las propiedades del suelo a través del análisis de las unidades estructurales del perfil cultural ( $\Delta$ ,  $\Phi$ ,  $\Gamma$ ), que representan proporciones específicas del área to-

tal y que sirven como base para la toma de muestras de variables continuas. Los tratamientos fueron aplicados en dos tipos de suelos, Argiudol abruptico (con cuatro tratamientos) y Argiudol típico (con dos tratamientos). Para controlar la variabilidad espacial, se definieron dos bloques dentro de cada tipo de suelo: una zona alta y una zona baja. Dentro de cada unidad estructural, se midieron las variables RC, Dap y Pest, cuyos valores fueron ponderados en función de la proporción que representó cada unidad estructural dentro del área total. Para el análisis estadístico, se utilizó la prueba de Chi-cuadrado de Pearson para comparar las proporciones de unidades estructurales entre los tratamientos, y, cuando se detectaron diferencias significativas, se realizaron comparaciones post hoc con la prueba exacta de Fisher. Además, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para evaluar las diferencias en las variables continuas dentro de cada tratamiento, ponderadas según las unidades estructurales. Los datos fueron analizados utilizando un modelo jerárquico, en el cual los tratamientos fueron considerados efectos fijos, los bloques dentro de cada tratamiento como efectos aleatorios, y las unidades estructurales como covariables ponderadas. Este enfoque permitió evaluar los efectos de los tratamientos sobre las propiedades del suelo, considerando tanto la variabilidad espacial como las diferencias estructurales dentro de cada bloque y unidad estructural.

## RESULTADOS

### Proporción de raíces en el perfil

La Figura 1 muestra la proporción de raíces en profundidad en el Argiudol abruptico (Figura 1a) y en el Argiudol típico (Figura 1b) para todos los tratamientos evaluados. En el Argiudol abruptico, se observa una marcada diferencia en los sistemas radiculares entre el tratamiento posterior a la cosecha (R2C), que presenta una baja proporción de raíces, y los tratamientos con pasturas (PP y R4P). Estos últimos presentan una mayor proporción de raíces en el intervalo de 0 a 0.6 m de profundidad, con PP alcanzando el 30,3 % y R4P el 31,7 % del área total ocupada por raíces. En contraste, el tratamiento CC muestra un 23,8 % de raíces y R2C solo un 11,8 % en el mismo rango de profundidad.



**Figura 1.** Proporción de raíces según tipo de suelo y tratamiento. CC: Cultivo Continuo, R2C: Rotación luego de 2 años de cultivo. R4P: Rotación en 4to año de pastura, PP: Pastura mejorada Permanente, CC3: Cultivo continuo soja, CC4: Cultivo continuo sorgo.

**Figure 1.** Proportion of roots by soil type and treatment. CC: Continuous Cropping, R2C: Rotation after 2 years of cropping. R4P: Rotation in the 4<sup>th</sup> year of pasture, PP: Permanent Pasture, CC3: Continuous soybean cropping, CC4: Continuous sorghum cropping.

En el Argiudol típico, los porcentajes de raíces fueron de 14,3 % para CC3 y 14,9 % para CC4, valores que concuerdan con la evaluación posterior a la cosecha de cultivos en ambos tratamientos. Esto indica que, en sistemas de cultivo con especies anuales en la zafra anterior, la presencia de raíces residuales es menor en comparación con las pasturas.

### Distribución espacial de las raíces

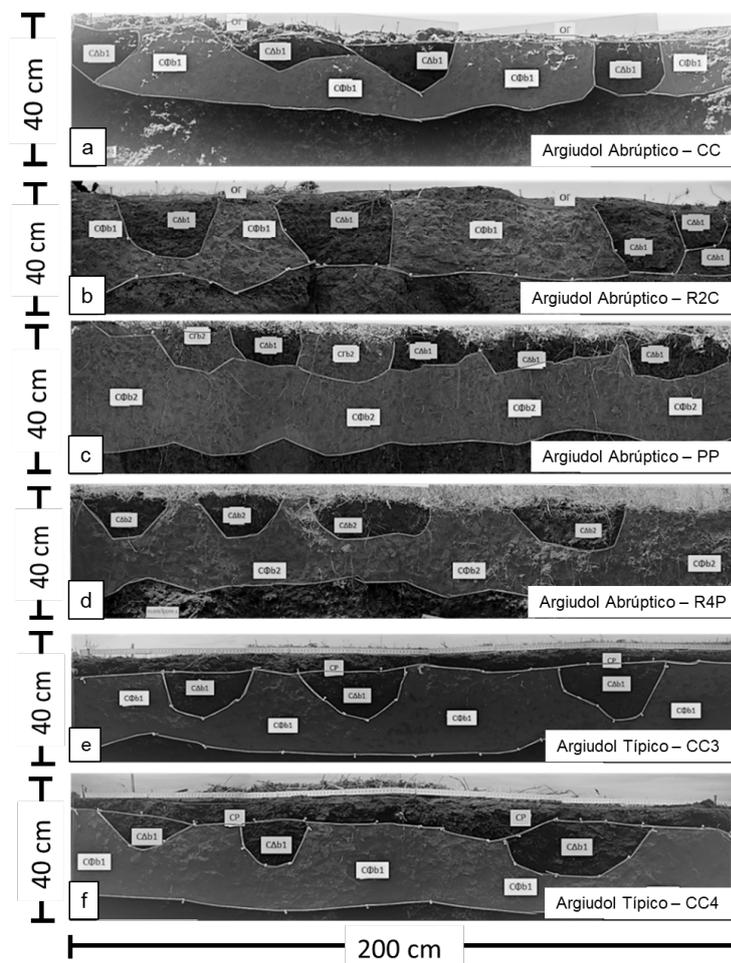
La distribución espacial de las raíces en profundidad, según el tipo de suelo, mostró variaciones entre los tratamientos, las cuales se visualizaron en un mapa de presencia o ausencia de raíces (Apéndice 2). Se

verificó que el 50% de las raíces se acumularon en los primeros centímetros del suelo, alcanzando esta proporción a profundidades de 0,13 m, 0,15 m, 0,16 m y 0,17 m para R2C, R4P, PP y CC, respectivamente, en el Argiudol abruptico. En los tratamientos CC3 y CC4 en el Argiudol típico, los límites se observaron a 0,2 m y 0,19 m de profundidad, respectivamente.

Para el 80% acumulado de la concentración de raíces, se mantuvo la misma tendencia en los tratamientos: las profundidades límite fueron de 0,24 m (R2C), 0,26 m (R4P), 0,3 m (PP) y 0,35 m (CC) en el Argiudol abruptico. En el Argiudol típico, los límites para el 80% de las raíces se alcanzaron a 0,37 m y 0,34 m de profundidad en CC3 y CC4, respectivamente. En general, las pasturas en el Argiudol abruptico presentaron mayor proporción de ocupación en el perfil y una exploración radicular más profunda en comparación con CC. En los tratamientos CC3 y CC4 del Argiudol típico, se observó una mayor profundidad de arraigamiento, aunque con menor densidad, posiblemente facilitada por un horizonte iluvial menos desarrollado, lo que favorece la exploración radicular.

### Perfil cultural

La Figura 2 muestra un ejemplo de los perfiles culturales para cada tratamiento en ambos suelos. La cohesión del suelo y la resistencia a las herramientas utilizadas para describir las estructuras estuvieron fuertemente asociadas al contenido de humedad del suelo en el momento de la evaluación; los suelos con bajos contenidos hídricos fueron los más difíciles de analizar. A pesar de ello, se identificaron áreas del suelo con diferentes grados de cohesión y variaciones visibles a simple vista en el sistema poroso, permitiendo una delimitación clara y precisa de las estructuras.

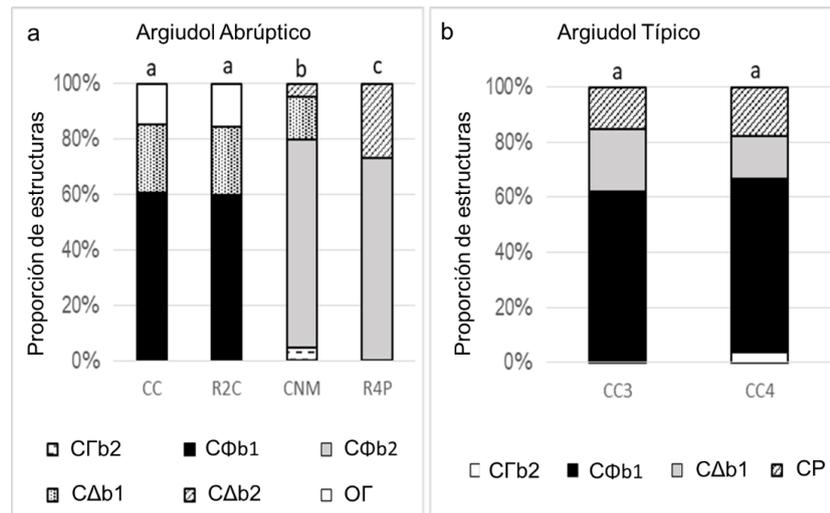


**Figura 2.** Perfil cultural según tipo de suelo y tratamiento. CC: Cultivo Continuo, R2C: Rotación en 2° año de cultivo. R4P: Rotación en 4° año de pastura, PP: Pastura mejorada Permanente, CC3: Cultivo continuo soja, CC4: Cultivo continuo sorgo  
**Figure 2.** Cultural profile by soil type and treatment. CC: Continuous Cropping, R2C: Rotation in the 2<sup>nd</sup> year of cropping, R4P: Rotation in the 4<sup>th</sup> year of pasture, PP: Permanent Improved Pasture, CC3: Continuous soybean cropping, CC4: Continuous sorghum cropping.

En el primer nivel de clasificación la estructura tipo "C" estuvo en el 100% del perfil descrito en los tratamientos con pasturas R4P y PP en el suelo Argiudol abruptico. En tanto en los tratamientos CC y R2C el porcentaje de la estructura tipo C fue de 85,3% y 84,3%, respectivamente. En estos últimos se describió en los primeros centímetros del perfil la estructura tipo O en un 14,7% y 15,7% para CC y R2C, respectivamente. La estructura tipo "O" se traduce como un horizonte apedal de unos 3 a 5 cm de profundidad vinculada a las labores de siembra. En los dos tratamientos ubicados en el Argiudol típico se identificó la estructura tipo C en el 100% del perfil. La estructura tipo C se caracterizó por presentar un carácter masivo cuando estuvo asociado a la estructura de tipo  $\Phi$  donde no se visualizaron claramente los agregados. A nivel de la calicata se observaron los rasgos determinantes de las estructuras tipo  $\Phi$  principalmente en forma de grietas por efecto de la expansión y contracción que el suelo presenta por sus características vérticas. Donde se identificaron estructuras tipo  $\Delta$  las mismas no superaron los 10cm de diámetro lo cual estaría indicando que ante un aumento de la cohesión del suelo (compactación) la misma no es generalizada a nivel de un horizonte o en una determinada profundidad en el perfil. En el segundo nivel de clasificación, en el Argiudol abruptico la proporción de estructuras de tipo  $\Phi$  fue 60,4%, 59,7%, 75% y 73,3% en CC, R2C, PP, R4P, respectivamente. Esta estructura tuvo la característica de presentar macroporosidad visible asociada a las fracturas sufridas por el efecto de expansión y contracción por alternancia en el contenido hídrico y en menor medida por la actividad biológica

En el Argiudol típico la estructura predominante también fue la tipo  $\Phi$  con 62% y 62,8% del área total para CC3 y CC4, respectivamente. La estructura tipo  $\Delta$  se describió en ambos sitios y en todos los tratamientos. Para el Argiudol abruptico en los sistemas más intensivos la proporción fue 25 % para CC y 24,7 % para R2C. En PP y R4P la proporción fue 20,2 % y 26,8 % respectivamente. Para el Argiudol típico la proporción de la estructura tipo  $\Delta$  fue 22,7 y 15,6 % en CC3 y CC4, respectivamente. Dicha estructura siempre presentó macroporosidad visible, aunque el origen pudo diferir entre la expansión y contracción y la porosidad resultante de la exploración radicular. La estructura tipo laminar fue descrita en el suelo Argiudol típico en ambos tratamientos ocupando 15,3% y 17,8% en CC3 y CC4 respectivamente. Dicha estructura se identificó a campo por la clara disposición de los macroporos en el eje horizontal y siempre estuvo asociada a los primeros centímetros del suelo. La estructura tipo  $\Gamma$  se presentó en muy baja proporción, en PP la proporción de dicha estructura fue de 4,8% y en CC4 3,9 % y estuvo asociado a la actividad de la fauna mayor (madrigueras). Por último, en el tercer nivel de clasificación se realizó una descripción de la macroporosidad en las estructuras tipo  $\Gamma$ ,  $\Delta$  y  $\Phi$  de acuerdo al origen y la calidad de los macroporos a partir del análisis de campo de las distintas estructuras. En el Argiudol abruptico en los tratamientos PP y R4P la actividad de la fauna del suelo clasificada como b2 estuvo presente en 84,7% y 100% del perfil respectivamente. En CC y R2C la actividad tipo b1 fue 100% en ambos tratamientos. En el suelo Argiudol típico la clasificación tipo b1 representó el 84,7% y 78,3% de CC3 y CC4, respectivamente. De esta forma se observa que para el Argiudol abruptico si bien la estructura tipo C $\Phi$  fue predominante, la mayor actividad biológica asociada a la presencia de las pasturas, presentaron macroporosidad visible asociada a la actividad de la fauna (b2) con presencia de canales y galerías.

La utilización de las metodologías de apreciación visual para analizar la estructura del suelo reveló diferencias significativas entre los diversos tratamientos y tipos de suelo lo cual se resume en la Figura 3. La característica más relevante es la variabilidad espacial en la formación de estructuras a lo largo del perfil y las diferencias que dichas estructuras tienen entre tratamientos. Aunque existen estructuras específicas asociadas a ciertos manejos y a diferentes condiciones de cultivo, la mayor parte del perfil está compuesto por estructuras de tipo  $\Phi$  y  $\Delta$  lo cual indica estructuras de alta cohesión y reducida macroporosidad (Apéndice 3). Estas estructuras se distribuyeron principalmente en forma de bulbo de compactación subsuperficial por lo que sugiere que las mismas son producto del tránsito regular dentro de la parcela



**Figura 3.** Proporción de estructuras según tipo de suelo y tratamiento. CC: Cultivo Continuo, R2C: Rotación en 2° año de cultivo, R4P: Rotación en 4° año de pastura, PP: Pastura mejorada Permanente, CC3: Cultivo continuo soja, CC4: Cultivo continuo sorgo. Las letras sobre las barras indican diferencias significativas ( $\alpha=0,05$ ) según la prueba de Chi-cuadrado de Pearson.

**Figure 3.** Proportion of structures by soil type and treatment. CC: Continuous Cropping, R2C: Rotation in the 2<sup>nd</sup> year of cropping, R4P: Rotation in the 4<sup>th</sup> year of pasture, PP: Permanent Improved Pasture, CC3: Continuous soybean cropping, CC4: Continuous sorghum cropping. Letters above the bars indicate significant differences ( $\alpha=0.05$ ) according to Pearson's Chi-square test.

En los tratamientos con pasturas (PP y R4P) la presencia de actividad biológica se evidenció en un mayor número de poros circulares y galerías de lombrices (Apéndice 4). También se evidenció la mayor proporción de raíces en el perfil en ambos tratamientos. En cuanto a las estructuras identificadas como  $\Delta$  se pudo verificar que, a pesar de ser estructuras compactas, de alta cohesión, mantuvieron la porosidad principalmente de origen biológico, pero también climático. El comportamiento de las estructuras clasificadas como  $\Phi$  fue similar a las de tipo  $\Delta$  en lo referente a cantidad de raíces y actividad biológica, sin embargo, el grado de cohesión fue menor. La estructura tipo  $\Gamma$  se describió en los tratamientos con cultivos (CC y R2C) y estuvo asociado a las labores en los primeros centímetros del suelo.

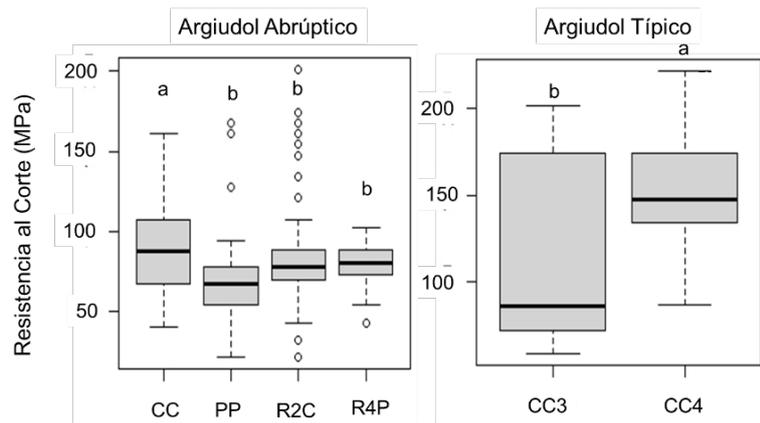
En el Argiudol típico los tipos de cultivos no modificaron la presencia y distribución de las distintas estructuras siendo ambos perfiles similares en cuanto a disposición espacial y área total de cada una de ellas. En CC3 y CC4 se observó la aparición de una estructura de tipo laminar incipiente entre los 0,05 y 0,1m de profundidad en sentido horizontal (P). Si bien en la estructura no se visualizaba claramente la disponibilidad de los macroporos con la ayuda de herramientas de mano se pudo verificar dicha condición (Apéndice 5). Al mismo tiempo, los límites inferiores de la estructura P no fueron claros por lo cual la detección visual y la delimitación de la misma fueron complejas. La estructura tipo P estuvo asociada a los primeros centímetros del suelo y se diferenció de la estructura tipo  $\Gamma$  por la disposición horizontal de los poros y mayor cohesión. La aparición de la estructura tipo  $\Gamma$  en CC4 estuvo directamente relacionada en una madriguera de animal que confirió al área la característica de ser una estructura de baja cohesión y fácil desagregación por lo cual no fue considerado un efecto del sistema de cultivo.

#### Resistencia al corte

El resultado del test de resistencia al corte si bien fue muy dependiente del contenido de humedad del suelo al momento de la evaluación, sirvió para detectar diferencias entre las estructuras descritas a través de la metodología del PC.

#### Resistencia al corte por tratamiento

En la Figura 4 se observa el valor de RC (MPa) de acuerdo al sitio y tratamiento.



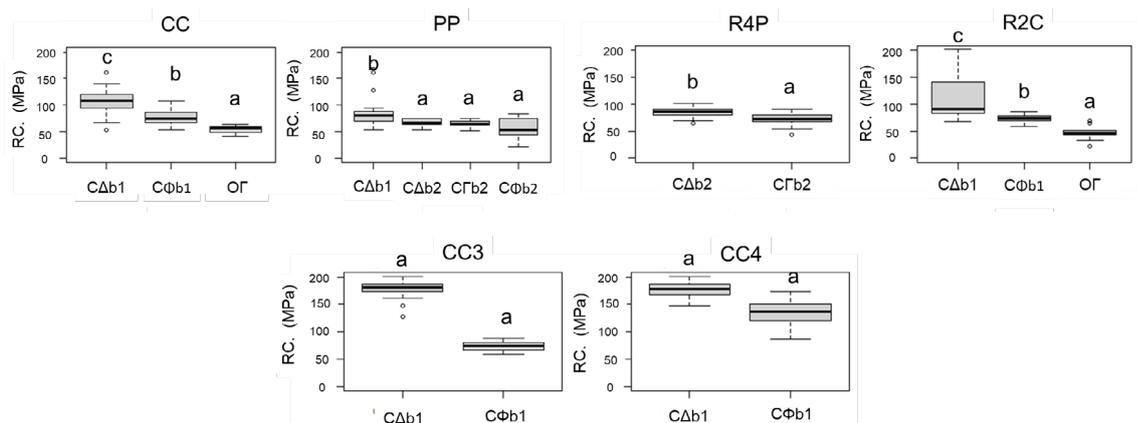
**Figura 4.** Resistencia al corte según tipo de suelo y tratamiento. CC: Cultivo Continuo, PP: Pastura Permanente Mejorada, R2C: Rotación en el 2<sup>o</sup> año de cultivo, R4P: Rotación en el 4<sup>o</sup> año de pastura, CC3: Cultivo continuo de soja, CC4: Cultivo continuo de sorgo. La línea central en la caja representa la mediana, y la caja abarca el rango intercuartil (Q1-Q3). Las letras sobre las cajas indican diferencias significativas entre los tratamientos según ANOVA ( $P < 0.0001$ ).

**Figure 4.** Shear strength by soil type and treatment. CC: Continuous Cropping, PP: Permanent Improved Pasture, R2C: Rotation in the 2<sup>nd</sup> year of cropping, R4P: Rotation in the 4<sup>th</sup> year of pasture, CC3: Continuous soybean cropping, CC4: Continuous sorghum cropping. Each box spans the interquartile range (Q1-Q3) and the central line in each box represents the median. Letters above the boxes indicate significant differences between treatments according to ANOVA ( $P < 0.0001$ ), with different letters denoting significantly different groups.

En el suelo Argiudol abrupto la mayor resistencia al corte promedio fue en CC (88 MPa), en tanto no difirieron PP (82 MPa) y R4P (82 MPa). El tratamiento R2C presentó el menor valor de RC (72 Kg.m<sup>2</sup>). Los tratamientos con pasturas presentaron mayor contenido hídrico (contenido gravimétrico %) siendo R4P 27% y PP 23%. Los tratamientos CC y R2C tuvieron un 20% y 16%, respectivamente. En el suelo Argiudol típico el tratamiento CC4 presentó mayor RC (149MPa) que CC3 (120 MPa). El contenido hídrico fue de 21% y 23% para CC3 y CC4, respectivamente.

#### Resistencia al corte por estructura

La Figura 5 muestra la resistencia al corte de las estructuras determinadas a través de la metodología del perfil cultural según los tratamientos.



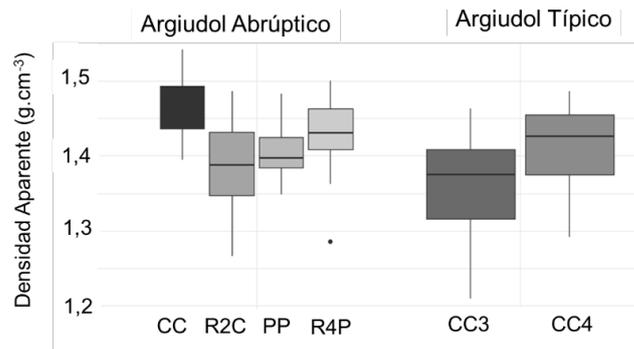
**Figura 5.** Resistencia al corte según tratamientos y estructuras. CC: Cultivo Continuo, R2C: Rotación en 2<sup>o</sup> año de cultivo, R4P: Rotación en 4<sup>o</sup> año de pastura, PP: Pastura mejorada Permanente, CC3: Cultivo continuo soja, CC4: Cultivo continuo sorgo. La línea central en la caja representa la mediana, y la caja abarca el rango intercuartil (Q1-Q3). Las letras sobre las cajas indican diferencias significativas entre los tratamientos según ANOVA ( $P < 0.0001$ ).

**Figure 5.** Shear strength by treatment and structure. CC: Continuous Cropping, R2C: Rotation in the 2<sup>nd</sup> year of cropping, R4P: Rotation in the 4<sup>th</sup> year of pasture, PP: Permanent Improved Pasture, CC3: Continuous soybean cropping, CC4: Continuous sorghum cropping. Each box spans the interquartile range (Q1-Q3) and the central line in each box represents the median. Letters above the boxes indicate significant differences between treatments according to ANOVA ( $P < 0.0001$ ).

La RC resultó ser un indicador lo suficientemente sensible para detectar diferencias significativas en las estructuras descritas por el PC. Si bien los valores promedio fueron superiores a los encontrados por otros autores (Boizard et al., 2012; Sasal, 2003) las diferencias encontradas están en concordancia con lo esperado para dichas estructuras. En ese sentido las estructuras tipo  $\Delta$  presentaron mayores valores de RC en comparación con las estructuras tipo  $\Phi$ . En los sistemas con cultivo CC y R2C la estructura tipo  $\Gamma$  presentó valores menores de RC.

### Densidad aparente

En la Figura 6 se muestra la densidad aparente según tipo de suelo y tratamiento.

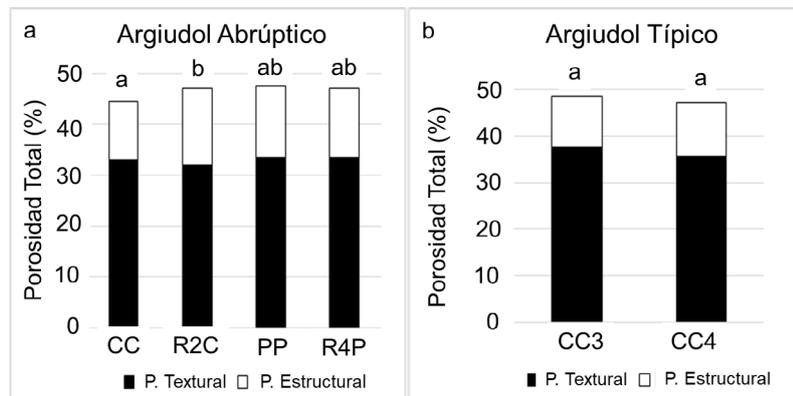


**Figura 6.** Densidad aparente ( $\text{g.cm}^{-3}$ ) según tipo de suelo y tratamiento. CC: Cultivo Continuo, R2C: Rotación en 2° año de cultivo, R4P: Rotación en 4° año de pastura, PP: Pastura mejorada permanente, CC3: Cultivo continuo de soja, CC4: Cultivo continuo de sorgo. La línea central en la caja representa la mediana, y la caja abarca el rango intercuartil (Q1-Q3). Test: LSD Fisher ( $P < 0,05$ ).

**Figure 6.** Bulk density ( $\text{g.cm}^{-3}$ ) by soil type and treatment. CC: Continuous Cropping, R2C: Rotation in the 2<sup>nd</sup> year of cropping, R4P: Rotation in the 4<sup>th</sup> year of pasture, PP: Permanent Improved Pasture, CC3: Continuous soybean cropping, CC4: Continuous sorghum cropping. Each box spans the interquartile range (Q1-Q3) and the central line in each box represents the median. Fisher's LSD Test, ( $P < 0.05$ ).

### Componentes de la porosidad total

En la Figura 7 se muestran los dos componentes de la porosidad total, la porosidad textural y la porosidad estructural. En el suelo Argiudol abruptico la Ptot fue 44,7% en CC, 48% en R2C, 46,65% en PP y 46,15% en R4P. En el suelo Argiudol típico la Ptot fue 49% y 47% para CC3 y CC4, respectivamente.

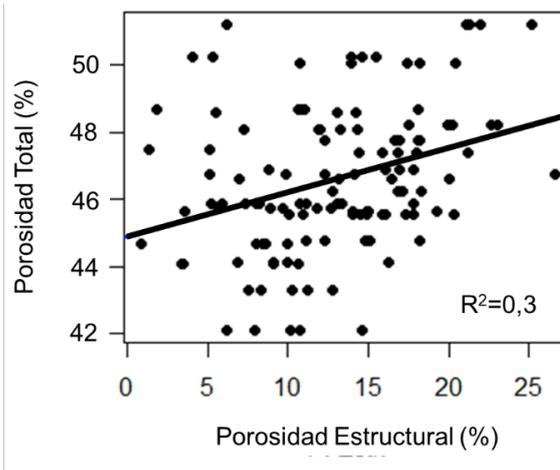


**Figura 7.** Porosidad total, estructural y textural según tratamiento. CC Cultivo Continuo, R2C Rotación en 2° año de cultivo. R4P Rotación en 4° año de pastura, PP Pastura mejorada Permanente, CC3 Cultivo continuo cultivo soja, CC4 Cultivo continuo sorgo. Letras diferentes significan diferencias significativas Test: LSD Fisher ( $P < 0,05$ ).

**Figure 7.** Total, structural, and textural porosity by treatment. CC: Continuous Cropping, R2C: Rotation in the 2<sup>nd</sup> year of cropping, R4P: Rotation in the 4<sup>th</sup> year of pasture, PP: Permanent Improved Pasture, CC3: Continuous soybean cropping, CC4: Continuous sorghum cropping. Different letters indicate significant differences Fisher's LSD Test, ( $P < 0.05$ ).

Al analizar la porosidad textural, se observó homogeneidad entre los tratamientos para un mismo tipo de suelo, lo cual es esperable dado que la textura del suelo influye en este aspecto. La porosidad estructural fue 11,51%, 15,66%, 13,96% y 13,34% para CC, R2C, PP y R4P respectivamente. En el Argiudol típico la Pest. fue 10,9% y 11,55% para CC3 y CC4 respectivamente. La porosidad textural en el Argiudol abrupto fue 33,19%, 32,34%, 32,69%, 32,81% para CC, R2C, PP y R4P respectivamente. Para el Argiudol típico la porosidad textural fue 38,1% y 35,45% para CC3 y CC4 respectivamente.

La Figura 8 muestra la relación entre la porosidad total y la porosidad estructural para ambos suelos.



**Figura 8.** Regresión entre la Ptot y la Pest.

**Figure 8.** Regression between Ptot and Pest

Para el conjunto total de datos, el aumento de la porosidad estructural (P. Estr.) mostró una relación directa con el incremento en la porosidad total (Ptot), de acuerdo con la ecuación de regresión  $P_{tot} = 44.89 + 0.13 * P_{Estr.}$  ( $R^2=0.3$ ). Al mismo tiempo, la Ptext. permaneció constante, lo que es esperable dado que la composición mineralógica fue uniforme en los distintos tratamientos. La importancia en la determinación de la Pest. y la Ptext. es que las mismas permiten establecer qué proporción de la Ptot está asociada al manejo (Pest) y cuál es la proporción de la porosidad que está relacionada a la composición mineralógica y orgánica del suelo.

## DISCUSIÓN

La distribución radicular en el perfil del suelo fue claramente influenciada por el manejo y el momento de la evaluación. En el Argiudol abrupto, los tratamientos con cultivos (CC y R2C) mostraron diferencias notables debido al momento en que se realizaron las evaluaciones: en CC, previo a la siembra de soja, el sistema radicular estuvo asociado a los restos de la cobertura de invierno (pastura anual invernal), mientras que en R2C se evaluó después de la cosecha de verano (*Glycine max*), resultando en un sistema radicular más escaso (Figura 1a). Esta variabilidad refleja la influencia del tipo de vegetación presente al momento de la evaluación, con CC mostrando una mayor cantidad de raíces en profundidad en comparación con R2C, y una disminución en la proporción de raíces a profundidades mayores de 0,2 m, posiblemente debido a la presencia de un horizonte argilúvico (Hamza y Anderson, 2005; Ball et al., 2008). En los tratamientos de pastura (PP y R4P), aunque ambos exhibieron un comportamiento similar, R4P mostró un sistema radicular más desarrollado, probablemente debido a la mejor calidad de la pastura en comparación con PP, que presentó mayor degradación debido al pastoreo (Figura 1a). En el Argiudol típico, la distribución radicular fue similar entre cultivos, aunque el tratamiento de soja (CC3) mostró un sistema radicular menos desarrollado (Figura 1b).

Este estudio evaluó el estado estructural del suelo en sistemas agrícola-pastoriles, observándose diferencias significativas entre los sistemas de cultivo continuo con aquellos que incluyen rotación con pasturas. Los sistemas con pasturas favorecieron la formación de macroporosidad generada principalmente por la

actividad biológica, como el crecimiento de raíces y la fauna del suelo, lo cual es crucial para mejorar la estructura del suelo, facilitando la infiltración de agua y el desarrollo radicular (Peigné et al., 2013; Place et al., 2008). Esto, en muchos casos se dio sobre estructuras de tipo compacto en las cuales se pudieron identificar poros a simple vista asociados a la actividad biológica (estructuras tipo C  $\Delta$ b2) lo que indica que el sistema es capaz de reponer macroporos en periodos relativamente cortos de tiempo lo que le da mayor resiliencia a largo plazo a los sistemas de rotación cultivo pasturas. En contraste, los sistemas de cultivo continuo tendieron a desarrollar estructuras más compactas, con menor macroporosidad, lo que se asoció al tránsito de maquinaria y procesos físicos de expansión y contracción del suelo (estructuras tipo C  $\Delta$  b1 y C  $\Phi$  b1). Estos resultados coinciden con estudios previos que indican que la compactación derivada de sistemas agrícolas intensivos puede limitar la capacidad del suelo para sostener cultivos a largo plazo (Hamza y Anderson, 2005; Ball et al., 2008) y que la incorporación de pasturas intercaladas con cultivos generan mejor calidad del suelo en sus propiedades físico-químicas (Rovira et al. 2020, Pravia et al. 2019, Salvo et al. 2010, Salvo et al. 2014, Ernst y Siri-Prieto, 2009, Garcia et al. 2004, Terra y García Préchac 2001) a pesar de que exista una importante variabilidad espacial de las estructuras más cohesivas derivadas de los usos y manejos del suelo.

La incorporación de pasturas en las rotaciones no solo mejora el contenido de carbono orgánico en profundidad y la exploración radicular, sino que también contribuye a una mejor ciclicidad de nutrientes desde horizontes profundos y ejerce control sobre la erosión y la exportación de nutrientes (Rasouli et al., 2014). Este beneficio estructural es fundamental para la sostenibilidad de los sistemas agrícolas, ya que contrarresta algunos de los efectos negativos de los cultivos continuos en la estructura del suelo, especialmente la compactación y la erosión laminar. Por lo cual la metodología de perfil cultural adaptada por Boizard et al. (2017) permitió clasificar la actividad biológica en dos categorías (b1 y b2), facilitando la relación entre el origen de los macroporos y la actividad biológica. Esta clasificación fue especialmente útil en la subclasificación de las estructuras básicas ( $\Gamma$ ,  $\Delta$ ,  $\Phi$ ), como lo describieron Gautronneau y Manichon (1987).

Además, los sistemas de cultivo continuo presentaron una mayor densidad aparente, lo que está en línea con estudios previos que reportan mayor compactación en suelos agrícolas en comparación con suelos con coberturas naturales (Rodríguez et al., 2020, 2021). Este incremento en la densidad se traduce en una reducción de la porosidad estructural, limitando la penetración radicular y el movimiento de agua en el perfil del suelo, factores esenciales para la productividad agrícola sostenible. La compactación superficial y subsuperficial en sistemas agrícolas intensivos puede afectar negativamente el crecimiento radicular y la capacidad de las plantas para acceder a nutrientes y agua en profundidad (Boizard et al., 2017), sin embargo, la Dap no fue un indicador lo suficientemente robusto para encontrar diferencias significativas entre las estructuras analizadas.

La resistencia al corte fue particularmente alta en las estructuras altamente cohesivas en los sistemas de cultivo continuo, indicando una mayor compactación del suelo. Este hallazgo es consistente con estudios anteriores que asocian mayores resistencias al corte con suelos más compactos en sistemas de manejo intensivo (Sasal, 2003). En contraste, los sistemas con rotación de pasturas, al fomentar una mayor actividad biológica, presentaron una estructura de suelo menos cohesiva, facilitando el desarrollo radicular y mejorando la capacidad del suelo para soportar el crecimiento de las plantas. La RC también estuvo influenciada por el contenido hídrico del suelo; en el tratamiento R2C, la RC fue baja, posiblemente debido a un menor contenido de agua al momento de la evaluación, lo que implicó el uso de una paleta diferente al resto de los tratamientos en el Pocket vane tester lo que pudo haber afectado la medición in-situ. Aunque la RC fue un indicador eficaz para detectar diferencias entre las estructuras, es importante considerar su dependencia del contenido de humedad del suelo. Para obtener comparaciones precisas entre suelos y tratamientos, es necesario realizar las mediciones bajo un rango de humedad uniforme. Dentro de cada tratamiento, las determinaciones de RC deben llevarse a cabo bajo condiciones de humedad constante para obtener comparaciones fiables.

Los resultados evidencian que la porosidad textural se mantuvo constante entre tratamientos, lo cual era esperado dada su dependencia de la textura y composición mineralógica del suelo. Esto refuerza la idea de que esta propiedad no es tan sensible al manejo, sino que está determinada intrínsecamente por la naturaleza del suelo (Sasal 2003). En contraste, las diferencias en porosidad estructural reflejan el impacto directo del manejo sobre la estructura del suelo, aunque su relación con la porosidad total ( $R^2 = 0,3$ ) sugiere que otros factores también influyen como puede ser la actividad biológica y el contenido de materia orgánica. Este análisis destaca la importancia de distinguir entre porosidad textural y estructural para evaluar

cómo las prácticas de manejo afectan la funcionalidad del suelo para diseñar estrategias que favorezcan la estabilidad estructural y la productividad teniendo en cuenta que los manejos afectaran de mayor forma a una proporción menor de la porosidad total pero que está relacionada a diversas propiedades como ser la infiltración y retención de agua así como los intercambios de gases y la disponibilidad de hábitats para los organismos vivos.

### CONCLUSIONES

La evaluación de la calidad del suelo mediante la metodología de Perfil Cultural demostró que los sistemas con pasturas presentan un estado estructural superior en comparación con los sistemas de cultivo continuo a pesar de que en los mismos se detectaron estructuras masivas, pero con mayor proporción de macroporos observados a simple vista. Las pasturas favorecieron la generación de macroporosidad, contribuyendo a modificar las estructuras compactas, especialmente la tipo  $\Delta$ , lo cual mejora la capacidad del suelo para retener agua y permite un adecuado crecimiento radicular. En contraste, los sistemas de cultivo continuo mostraron una mayor compactación y una menor exploración radicular, factores que pueden comprometer la sostenibilidad del suelo a largo plazo. Este estudio subraya la importancia de incluir pasturas perennes en las rotaciones agrícolas, ya que contribuyen significativamente a mejorar la estructura del suelo, reducir la compactación y favorecer la sostenibilidad a largo plazo. Integrar pasturas en los sistemas de cultivo resulta clave para mantener un suelo saludable y productivo, promoviendo la sostenibilidad agrícola en el tiempo.

### REFERENCIAS

- Albuquerque, J. A. y Gubiani, P. I. (eds.). (2023). *Física de solos*. Sociedad Brasileira de Ciências do Solo (SBCS). Álvarez, C., Taboada, M., Perelman, S., y Morrás, H. (2014). Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampa, Argentina. *Soil Research*, 52(6), 533. <https://doi.org/10.1071/SR13281>
- Álvarez, C., Taboada, M., Perelman, S., y Morrás, H. (2014). Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampa, Argentina. *Soil Research*, 52(6), 533.
- Ball, B. C., Crichton, I., y Horgan, G. W. (2008). Dynamics of upward and downward  $N_2O$  and  $CO_2$  fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. *Soil and Tillage Research*, 101, 20–30. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.05.012>
- Ball, B. C., y Munkholm, L. J. (Eds.). (2015). *Visual Soil Evaluation: Realizing Potential Crop Production with Minimum Environmental Impact*. CABI.
- Bertol, I., Gomes, K., Nicoloso, R., Zago, L., y Maraschin, G. (1998). Propriedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem numa pastura natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33(5), 779–786.
- Böhm, W. (1976). In situ estimation of root length at natural soil profiles. *The Journal of Agricultural Science*, 87, 365–368. <https://doi.org/10.1017/S0021859600027660>
- Boizard, H., Peigné, J., Sasal, M. C., Guimaraes, M., Piron, D., Tomis, V., Vian, J. F., Cadoux, S., Ralisch, R., Tavares, J., Heddadj, D., De Battista, J., Duparque, A., Franchini, J. C., y Roger-Estrade, J. (2017). Developments in the "profil cultural" method for an improved assessment of soil structure under no-till. *Soil and Tillage Research*, 173, 92–103. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.007>
- Boizard, H., Yoon, S. W., Leonard, J., Lheureux, S., Cousin, I., Roger-Estrade, J., y Richard, G. (2013). Using a morphological approach to evaluate the effect of traffic and weather conditions on the structure of a loamy soil in reduced tillage. *Soil and Tillage Research*, 127, 34–44. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.04.007>
- Boizard, H., Richard, G., Roger-Estrade, J., Dürr, C., y Boiffin, J. (2002). Cumulative effects of cropping systems on the structure of the tilled layer in northern France. *Soil and Tillage Research*, 64(1-2), 149–164. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00252-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00252-5)
- Boizard, H., Peigné, J., Capowiez, Y., y Roger-Estrade, J. (2012). Ability of the "Profile Cultural" method to assess the soil structure of untilled layers. *Agrociencia*, 16(3), 221–226. <https://doi.org/10.31285/AGRO.16.673>
- Brady N, Weill R. 2008. The Nature and properties of soil (14<sup>th</sup> ed.) Editorial Pearson.
- Burke, W., Gabriels, D., y Bouma, J. (1986). *Soil structure assessment*. CRC Press.
- Calvo, C., Rodríguez-Gallego, L., de León, G., Cabrera-Lamanna, L., Castagna, A., Costa, S., González, L., y Meerhoff, M. (2024). Potential of different buffer zones as nature-based solutions to mitigate agricultural runoff nutrients in the subtropics. *Ecological Engineering*, 207, 107354. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107354>
- Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchand, P., Roger-Estrade, J., Richard, G., y Boizard, H. (2009). Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(4), 711–717. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.006>
- Castaña, J., Giménez, A., Ceroni, M., Furest, J., y Aunchayna, R. (2011). *Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009* (Serie técnica N° 193). INIA.

- Dirección de Estadísticas Agropecuarias (DIEA). (2021). *Anuario estadístico agropecuario* [En línea]. Montevideo: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Consultado en 2022. <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2021/LIBRO%20ANUARIO%202021%20Web.pdf>
- Ernst, O., y Siri-Prieto, G. (2009). Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil and Tillage Research*, 102, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.08.001>
- Ernst, O., y Siri-Prieto, G. (2013). Pérdida de calidad del suelo como factor limitante del rendimiento en el largo plazo. En E. Hoffman (ed.), *Actas III Simposio Nacional de Agricultura* (pp. 157-166). Facultad de Agronomía (UdelaR), EEMAC, INIA, IPNI Cono Sur.
- García, F., Ernst, O., Siri-Prieto, G., y Terra, J. (2004). Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil and Tillage Research*, 77(1), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.002>
- Gautronneau, Y., y Manichon, H. (1987). *Guide méthodique du profil cultural*. CEREF/ISARA.
- Hamza, M. A., y Anderson, W. K. (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research*, 82(2), 121–145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>
- Henin, S., Gras, R., y Monnier, G. (1972). *El perfil cultural: el estado físico del suelo y sus consecuencias agronómicas*. Traducción de Carlos Roquero de Laburu. Madrid: Mundi-Prensa.
- MAP/DSF. (1976). *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay a escala 1:1000000*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Dirección de Suelos y Fertilizantes. Montevideo.
- National Cooperative Soil Survey (NCSS), (2018). *National Cooperative Soil Survey Characterization Database*. <http://ncsslabsdatamart.sc.egov.usda.gov/>.
- Peigné, J., Vian, J., Cannavacciuolo, M., Lefevre, V., Gautronneau, Y., y Boizard, H. (2013). Assessment of soil structure in the transition layer between topsoil and subsoil using the profile cultural method. *Soil and Tillage Research*, 127, 13–25. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.05.014>
- Place, G., Bowman, D., Burton, M., y Ruffy, T. (2008). Root penetration through a high bulk density soil layer: Differential response of a crop and weed species. *Plant and Soil*, 307, 179–190. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9594-4>
- Pravia, M. V., Kemanian, A. R., Terra, J. A., Shi, Y., Macedo, I., y Goslee, S. (2019). Soil carbon saturation, productivity, and carbon and nitrogen cycling in crop-pasture rotations. *Agricultural Systems*, 171, 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.11.001>
- Rasouli, S., Whalen, J. K., y Madramootoo, C. A. (2014). Review: Reducing residual soil nitrogen losses from agroecosystems for surface water protection in Quebec and Ontario, Canada: Best management practices, policies and perspectives. *Canadian Journal of Soil Science*, 94, 109–127. <https://doi.org/10.4141/cjss2013-015>
- Richard, G., Boizard, H., Roger-Estrade, J., Boiffin, J., y Guérif, J. (1999). Field study of soil compaction due to traffic in northern France: pore space and morphological analysis of the compacted zones. *Soil and Tillage Research*, 51(1–2), 151-160. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00058-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00058-6).
- Rodríguez-Gallego L., Calvo C., G. de León, A. Castagna, L. Cabrera-Lamanna, S. Costa, L. González, y M. Meerhoff. 2020. *Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente*. Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 pp.
- Rodríguez-Gallego, L., De León, G., Cardoso, A., Pérez, W., Castagna, A., Guillén, J., Lescano, C., Costa, S., Pasquariello, S., Rodríguez, C., Goyenola, G., Meerhoff, M., Chalar, G., Arocena, R., Teixeira de Mello, F., y Tesitore, G. (2021). *Reporte con descripción del rol del bosque nativo y sus características en relación a su capacidad de amortiguamiento de los nutrientes y agroquímicos en diferentes contextos productivos*.
- Roger-Estrade, J., Richard, G., Caneill, J., Boizard, H., Coquet, Y., Défossez, P., y Manichon, H. (2004). Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: From a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. *Soil and Tillage Research*, 79, 33–49. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.009>
- Rovira, P.; Ayala, W.; Terra, J.; García-Préchac, F.; Harris, P.; Lee, M.R.F.; Rivero, M.J. (2020). The 'Palo a Pique' Long-Term Research Platform: First 25 Years of a Crop–Livestock Experiment in Uruguay. *Agronomy*, 10, 441. <https://doi.org/10.3390/agronomy10030441>
- Salvo, L., Hernández, J., y Ernst, O. (2010). Distribution of soil organic carbon in different size fractions under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil and Tillage Research*, 109(2), 116–122. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.05.008>
- Salvo, L., Hernández, J., y Ernst, O. (2014). Soil organic carbon dynamics under different tillage systems in rotations with perennial pastures. *Soil and Tillage Research*, 135, 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.08.014>
- Sasal, M. C. (2003). *Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa: Efecto sobre el balance de agua* [Tesis Doctoral]. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Sasal, M. C., Andriulo, A. E., y Taboada, M. A. (2006). Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil and Tillage Research*, 87, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.025>
- Sasal, M. C., Castiglioni, M. G., y Wilson, M. G. (2010). Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. *Soil and Tillage Research*, 108(1-2), 24–29. <https://doi.org/10.1111/sum.12606>
- Sasal, M. C., Boizard, H., Andriulo, A., Wilson, M., y Léonard, J. (2016a). Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. *Soil and Tillage Research*, 173, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.014>

Sasal, M. C., Léonard, J., Andriulo, A., y Boizard, H. (2016b). A contribution to understanding the origin of platy structure in silty soils under no tillage. *Soil and Tillage Research*, 173, 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.017>

Soil Science Society of America (SSSAJ). (1996). *Glossary of soil science terms*. SSSAJ.

Soil Survey Staff (2014) (SSS) *Keys to Soil Taxonomy* [12<sup>th</sup> edition]. USDA-Natural Resources Conservation Service.

Stengel, P. (1979). Utilisation de l'analyse des systèmes de porosité pour la caractérisation de l'état physique du sol in situ. *Annales de l'Agronomie*, 30, 27–51.

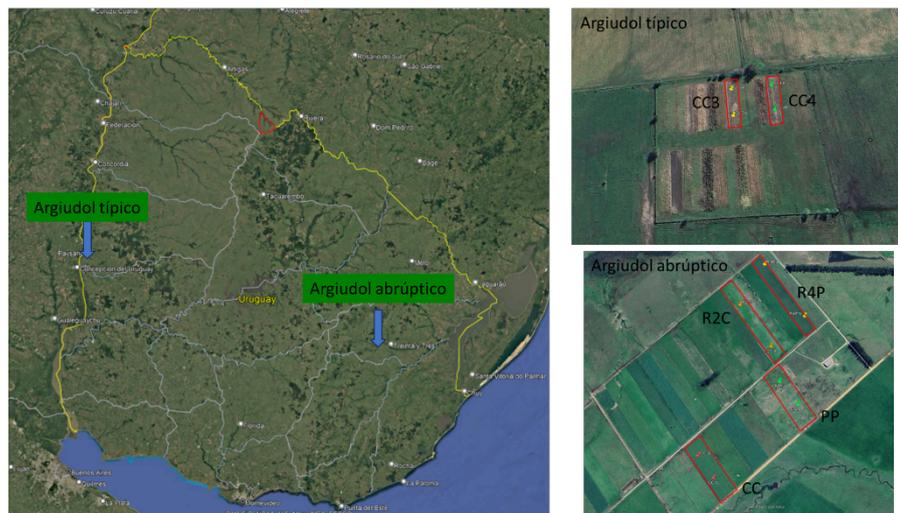
Taboada, M., Micucci, F., Cosentino, D., y Lavado, R. (1998). Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of the Rolling Pampa of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 49, 57–63. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(98\)00132-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(98)00132-9)

Terra, J. A., y García Préchac, F. (2001). Siembra directa y rotaciones forrajeras en las lomadas del este: Síntesis 1995–2000 (Serie Técnica N° 125). Montevideo: INIA..

Unger, P., y Kaspar, T. (1994). Soil compaction and root growth: A review. *Agronomy Journal*, 86, 759–766. <https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600050004x>

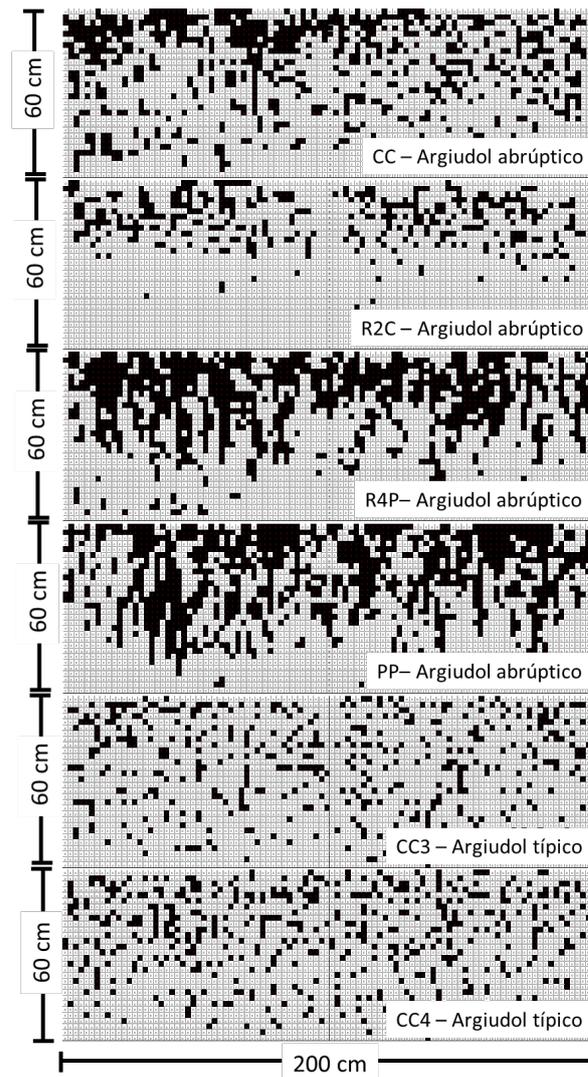
Vocanson, A., Roger-Estrade, J., Boizard, H., y Jeuffroy, M. (2006). Effects of soil structure on pea (*Pisum sativum* L.) root development according to sowing date and cultivar. *Plant and Soil*, 281, 121. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-3938-0>

## APÉNDICE



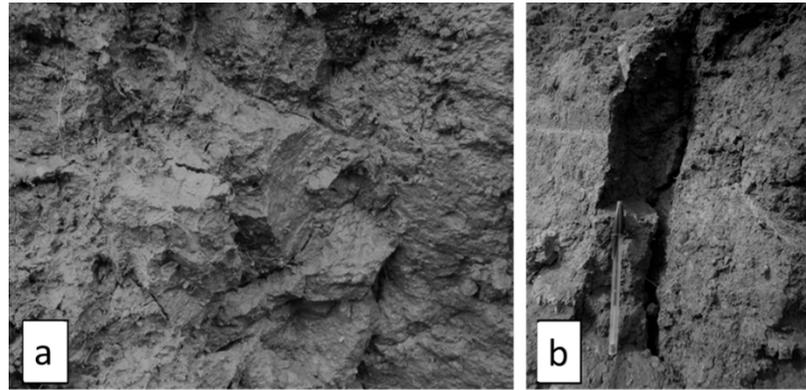
**Apéndice 1.** Ubicación de los sitios experimentales para los dos suelos (Argiudol típico y Argiudol abruptico) y sus tratamientos CC: Cultivo Continuo, R2C: Rotación luego de 2 años de cultivo, R4P: Rotación en 4° año de pastura, PP: Pastura mejorada Permanente, CC3: Cultivo continuo soja, CC4: Cultivo continuo sorgo.

**Appendix 1.** Location of the experimental sites for the two soils (Typic argiudoll and Abruptic argiudoll) and their treatments: CC: Continuous Cropping, R2C: Rotation after 2 years of cropping, R4P: Rotation in the 4<sup>th</sup> year of pasture, PP: Improved Permanent Pasture, CC3: Continuous Cropping of Soybean, CC4: Continuous Cropping of Sorghum.



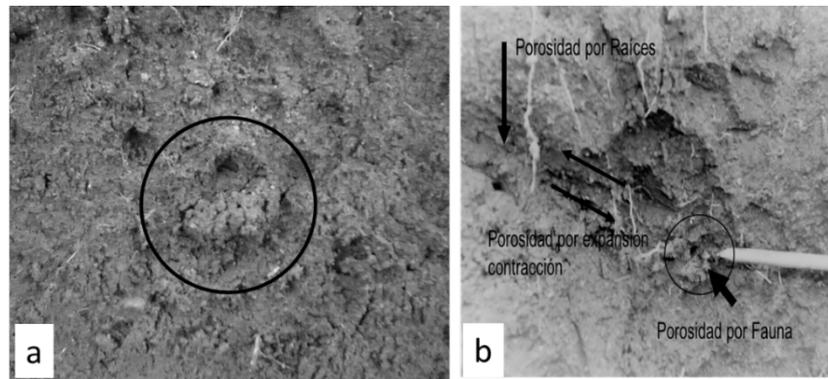
**Apéndice 2.** Distribución espacial de las raíces según tipo de suelo y tratamiento en el largo total de la calicata (200cm). CC: Cultivo Continuo, R2C: Rotación luego de 2 años de cultivo. R4P: Rotación en 4° año de pastura, PP: Pastura mejorada Permanente, CC3: Cultivo continuo soja, CC4: Cultivo continuo sorgo.

**Appendix 2.** Spatial distribution of roots by soil type and treatment across the entire pit length (200 cm). CC: Continuous Cropping, R2C: Rotation after 2 years of cropping. R4P: Rotation in the 4<sup>th</sup> year of pasture, PP: Permanent Pasture, CC3: Continuous soybean cropping, CC4: Continuous sorghum cropping.



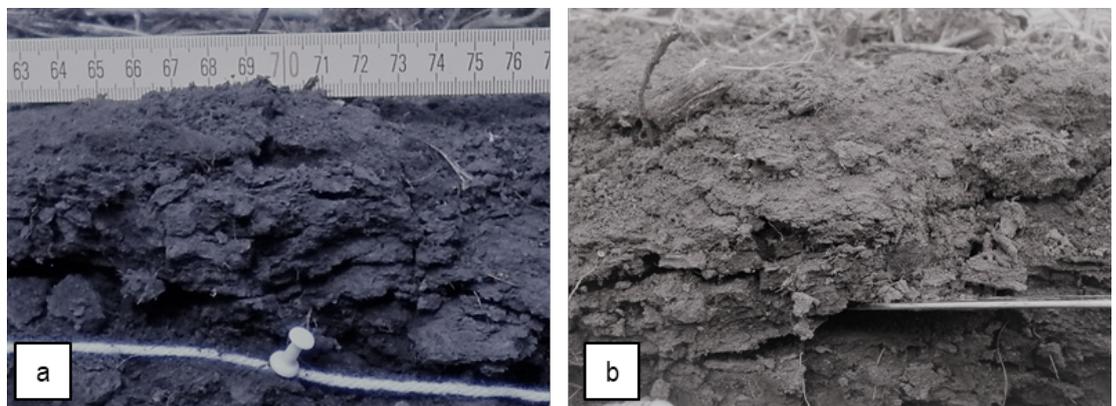
**Apéndice 3.** Generación de porosidad en Cultivo continuo (a) y rotación en 2° año de cultivo (b) asociado a la expansión-contracción de minerales arcillosos y en menor medida por la actividad biológica de las raíces (b1).

**Appendix 3.** Porosity generation in Continuous Cropping (a) and Rotation in the 2<sup>nd</sup> year of cropping (b) associated with the expansion-contraction of clay minerals and, to a lesser extent, by the biological activity of roots (b1).



**Apéndice 4.** a) Desechos de lombrices y macroporosidad asociada a la misma. b) Distintos orígenes de porosidad ejemplificados en raíces (tipo b1), fauna (tipo b2) y el factor expansión-contracción.

**Appendix 4.** a) Earthworm casts and associated macroporosity. b) Different origins of porosity exemplified by roots (type b1), fauna (type b2), and the expansion-contraction factor.



**Apéndice 5.** Estructura laminar incipiente en cultivo continuo CC3 (a) y CC4 (b).

**Appendix 5.** Incipient Platy structure in continuous cropping CC3 (a) and CC4 (b).

Trabajo científico - Manejo y Conservación de Suelos y Aguas. Riego y Drenaje

## DINÁMICA DE AGUAS SUBSUPERFICIALES EN EL OESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Alejandra Macchiavello<sup>1</sup>, Cristián Álvarez<sup>2</sup> , Elke Noellemeyer<sup>3</sup> 

<sup>1</sup> Agencia de Extensión Rural General Villegas, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Gral. Villegas, Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup> Agencia de Extensión Rural General Pico, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Gral. Pico, La Pampa, Argentina.

<sup>3</sup> Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de la Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

### RESUMEN

Gran parte de la llanura pampeana presenta niveles freáticos cercanos a la superficie que, junto a los excesos hídricos, producen a menudo inundaciones provocando un fuerte impacto sobre los ecosistemas. El propósito de este estudio fue conocer la dinámica del nivel freático y su correlación con las precipitaciones en el oeste de la provincia de Buenos Aires, caracterizando eventos de inundación, identificando riesgos hídricos por el nivel freático cercano a la superficie, mediante el empleo de un modelo estadístico. Se recabaron y compilaron series temporales de datos de nivel freático a partir de la toma de datos de freatómetros distribuidos en General Villegas. Se determinó una asociación alta del nivel freático con la posición del paisaje (loma, media loma y bajo) en la serie de años analizada. General Villegas ha sufrido inundaciones con cierta periodicidad, provocadas por las precipitaciones y por el consecuente ascenso del nivel freático que se produce. Se estudiaron los efectos de las inundaciones, mediante el análisis de imágenes satelitales, apreciándose que el 46,6 % de los años evaluados presentan algún síntoma de anegamiento. Se calibró un modelo sencillo que relaciona precipitación, la evapotranspiración potencial y porosidad drenable del suelo con la variación del nivel freático. Los valores medios de nivel freático simulado y observado fueron similares, lo respaldó la calibración y validación del modelo estadístico. En todos los sitios estudiados se presentaron altas consistencias, con valores promedios de RRMSE: 36,66 cm; RMSE: 36,97 % y  $d=0.96$ . La dinámica del área inundada y del nivel freático manifestaron un estrecho acoplamiento durante el período de estudio, siendo la precipitación la variable que mayor influencia presentó sobre los ciclos de inundación ( $R^2=0,55$ ;  $p<0,005$ ). Estos eventos, son el resultado combinado de diversos factores, como las precipitaciones, el nivel freático, la topografía y el tipo de suelo de cada lugar.

**Palabras clave:** precipitaciones, modelo estadístico, suelo.

\* Autor de contacto:  
macchiavello.a@inta.gob.ar

Recibido:  
03-10-24

Recibido con revisiones:  
18-03-25

Aceptado:  
18-03-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

## DYNAMICS OF SUBSURFACE WATERS IN THE WEST OF THE PROVINCE OF BUENOS AIRES

### ABSTRACT

A large part of the Argentinean Pampas plain has groundwater levels close to the soil surface which, together with excess water, often produce floods, causing a strong impact on ecosystems. The purpose of this study was to understand the dynamics of water-table and its correlation with rainfall in the west of the province of Buenos Aires, characterizing flood events, and identifying water risks due to the water-table near the surface through a statistical model which allows the identification and monitoring of areas affected by waterlogging and flooding. The scope of the flooding events was determined to develop an early

warning system to mitigate the incidence of these extreme events. Time series of water-table level data were collected and compiled from phreatimeter data taken from wells distributed in General Villegas. A high association between water-table and landscape position (summit, slope and footslope) was found in the series of years analyzed. General Villegas has suffered floods with a certain periodicity, caused by rainfall and the consequent rise in the water table. The effects of the floods were studied through the analysis of satellite images, showing that 46.6% of the years evaluated presented some evidence of waterlogging. A simple model that relates precipitation, potential evapotranspiration, and drainable porosity of the soil with variations in water-table was calibrated. The mean simulated and observed water-table values were similar, which was supported by the calibration and validation of the statistical model. Throughout the studied sites, high consistencies were found between predicted and observed values of water-table (RRMSE= 36.66 cm; RMSE= 36.97% and  $d= 0.96$ ). The dynamics of the flooded area and the water table showed a close coupling during the study period, with precipitation being the most influential variable in flood cycles ( $R^2=0.55$ ;  $p<0.005$ ). These events result from the interaction of several factors, such as rainfall, water-table, topography, and soil type at each site.

**Keywords:** precipitation, statistical model, soil

## INTRODUCCIÓN

Los paisajes llanos extensos se caracterizan por un bajo transporte horizontal del agua como resultado de una baja escorrentía superficial y flujos lentos de agua subterránea que pasan a estar dominados por trayectorias de flujo de escala local a intermedia (Small et al., 1963). Por lo tanto, el balance hídrico de estos sistemas está determinado principalmente por la precipitación y la evapotranspiración, mientras que los flujos de agua subterránea y su conexión con el agua superficial dependen en gran medida de la conductividad hidráulica y de la textura y porosidad de los suelos (Kollet, 2009). Los excedentes hídricos se traducen naturalmente en recarga que se refleja en una variación del nivel freático y excesos hacen que el acuífero se aproxime a la superficie pudiendo aflorar en situaciones particulares. Este flujo puede contribuir a elevar la productividad de la vegetación, cuando el aporte de agua subsuperficial ayuda a suplir déficits en las precipitaciones, pero al superar ciertos umbrales puede causar problemas de salinización y anegamiento, provocando caída en los rendimientos y pérdidas de cultivos (Florio et al., 2014; Noretto et al., 2009)

La llanura Pampeana es una planicie sedimentaria que abarca más de 600.000 km<sup>2</sup>, con una escasa red de drenaje superficial hacia el océano y nivel freático cercano a la superficie que, junto a los excesos hídricos por precipitaciones, producen con frecuencia inundaciones. Los ciclos de sequía-inundación provocan cambios en la profundidad del nivel freático que ejercen una importante influencia sobre los ecosistemas naturales y cultivados (Aragón et al., 2011; Noretto et al., 2009). En muchos ambientes de la región pampeana, niveles freáticos cercanos a la superficie pueden convertirse en una fuente importante de agua para las plantas (Jobbágy y Jackson, 2004), una oportunidad de usar el exceso de agua de lluvia almacenada en los suelos. Sin embargo, largos periodos de lluvias importantes pueden provocar que el nivel freático este demasiado cerca de la superficie, afectando negativamente el crecimiento y el desarrollo de la vegetación. Disponer de información sistematizada de la profundidad del nivel freático en los sistemas que resultan influenciados por ellos, sumado al análisis de dichos datos para su caracterización permitirían evaluar estrategias de adaptación y mitigación en el territorio. Esta información también es fundamental para alimentar y validar modelos hidrológicos para poder predecir el comportamiento del sistema hidrológico ante cambios climáticos.

La dinámica del nivel freático se puede modelar de varias maneras, desde modelos físicos y mecánicos complejos hasta modelos empíricos simples de series de tiempo y modelos estadísticos. Para la región de estudio, se calibró un modelo estadístico para estimar la fluctuación de la profundidad del nivel freático para suelos representativos de la región pampeana. Este modelo estadístico propuesto por Cisneros et al (1997) y ajustado por Videla Mensague (2018) plantea que la oscilación del nivel freático puede ser caracterizado adecuadamente a través de datos de lluvia, evapotranspiración potencial y la porosidad drenable del suelo.

El propósito de este estudio fue conocer la dinámica del nivel freático, en agroecosistemas agrícolas y su correlación con las precipitaciones y la topografía en el oeste de la provincia de Buenos Aires. Se propone predecir eventos de inundación e identificar riesgos hídricos por el nivel freático cercano a la superficie, mediante la calibración y validación de un modelo estadístico. Esta herramienta permite el seguimiento e identificación de áreas afectadas por anegamiento e inundaciones, y la frecuencia, época del año y el tiempo de duración de estos fenómenos. Permitiendo así, elaborar alertas tempranas y/o planificar el uso de la tierra de dicho territorio para mitigar la incidencia de estos eventos extremos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de Estudio

En Argentina, la llanura pampeana se subdivide según las características de sus suelos y de las precipitaciones en 5 subregiones: Pampa Ondulada, Pampa Central, Pampa Austral, Pampa Mesopotámica y Pampa Deprimida (Viglizzo et al., 2001). El área de estudio se encuentra en la Pampa Arenosa de la subregión Pampa Central, y está situada en el partido de General Villegas, Buenos Aires, Argentina. El área corresponde a la unidad geomorfológica de llanuras continentales, subunidad medanosa y de arenas finas (Zárate, 2003). La región noroeste bonaerense es una extensa llanura con pendiente regional de oeste a este con un gradiente medio de 0,025 % (Zamolinski et al., 1994). El paisaje está constituido por lomas, planicies y cordones medanosos cubiertos por sedimentos de origen eólico de reciente depositación sobre los que evolucionaron los suelos actuales.

El clima de esta región es templado, con moderadas condiciones continentales hacia el oeste, sin grandes amplitudes térmicas diarias ni anuales. Las precipitaciones en términos generales decrecen de Noreste a Sureste, registrándose en el sector litoral más de 1000 mm año<sup>-1</sup> y en la zona más occidental menos de 500 mm año<sup>-1</sup> (Carta, 2016). La relación entre las precipitaciones y la demanda por evapotranspiración determina un período seco desde julio a septiembre y una relación negativa entre noviembre y febrero (Díaz-Zorita et al., 2002).

En el partido de General Villegas (723.300 ha) la mayor parte de la superficie está ocupada por suelos Hapludoles típicos (38,5 %), Hapludoles thapto-nátricos (17,8 %), Hapludoles thapto-árgicos (16,0 %) y Hapludoles énticos (11,6 %) (Justo y Sueiro, 2013).

### Muestreo de los niveles freáticos

Se recabaron y compilaron series temporales de datos de nivel freático a partir de la toma de datos de freatómetros distribuidos en establecimientos rurales del partido de General Villegas. El nivel freático se definió como la distancia vertical entre el nivel de agua libre en freatómetro y la superficie del terreno en el punto de medición. Las series temporales abarcaron un periodo de 15 años, entre los años 2000 y 2014.

La información recopilada se empleó para conformar series temporales de datos de acuerdo con características de la ubicación a fin de mejorar su posterior análisis. Para cada serie se incorporó su identificación, coordenadas geográficas, elevación, tipo de suelo y unidades de tiempo.

### Sitios de relevamiento de aguas subterráneas

Se reunió información de veintitrés pozos de monitoreo, distribuidos en diferentes posiciones topográficas del partido de General Villegas. Los pozos de relevamiento son tuberías de PVC (diámetro exterior de 10 cm), que se extienden 12 m de profundidad y 0,5 m por encima de la superficie del suelo. La abertura de la tubería superior se tapó con una tapa de PVC. En la sección inferior de 0,5 m de la tubería, los caños se ranuraron. Para evitar que el agua de lluvia baje por la pared de la tubería, la tubería de PVC a nivel del suelo se cementó y encamisó. Se midió el nivel freático una vez al mes durante 15 años. La elevación absoluta de la posición de cada pozo se determinó con un GPS diferencial (Trimble 4600 LS, Trimble Navigation Ltd., Sunnyvale, CA, EE. UU.; precisión estática horizontal = 5 mm; precisión estática vertical = 10 mm). Además, se relevó la información de precipitaciones de estaciones meteorológicas distribuidas en distintos puntos del partido de General Villegas. Esta información, relevada de manera automática permitió constatar la consistencia de los datos relevados manualmente en cada sitio donde están ubicados los freatómetros.

### Obtención y procesamiento de imágenes satelitales

Para estudiar los efectos de las inundaciones se procedió a obtener las imágenes satelitales correspondientes al área de estudio para el periodo comprendido entre 2000-2015. Se analizaron imágenes del satélite Landsat 5, Landsat 7 TM y Landsat 8 OLI/TIRS, comprendiendo siempre que fuera posible, el mes de febrero de cada año. Este mes, se seleccionó por ser un momento productivo relevante, de alta demanda atmosférica y de recarga hídrica en el partido de General Villegas. La imagen utilizada corresponde al path & row 228/84 porque contiene el partido de General Villegas en su totalidad.

Los raster obtenidos en cada clasificación fueron convertidos al sistema vectorial a través del comando vectorización/sectorizar capa raster (polígonos). El resultado del proceso de clasificación, correspondiente a la clase agua se procedió a guardarla, mediante el comando capa/exportar a/SHP. Luego en cada tabla de atributos de cada capa, se calculó la superficie de cada polígono a través del comando capa/agregar

información geométrica/área. De esta forma quedaron constituidos 15 shapefiles de superficie inundada del área de estudio.

#### Modelo estadístico para modelizar el nivel de aguas subsuperficiales

**Modelo Estadístico:** Las series de datos recabadas se analizaron por un modelo estadístico desarrollado por Cisneros et al. (1997). Es una ecuación de primer grado que relaciona la precipitación (P, mm), la evapotranspiración potencial (ETP, mm) y porosidad drenable del suelo ( $\mu$ ) con la variación del nivel freático ( $\Delta NF$ , cm) en un período de tiempo mensual. La ecuación tiene la siguiente forma:

$$\Delta NF_{t_2-t_1} = \frac{0,1}{\mu} * (PPT - ETP)_{t_2-t_1} + e \quad (1),$$

donde  $\Delta NF_{t_1-t_2}$  es la variación del nivel freático en el período t1-t2 (cm),  $\mu$  es la porosidad drenable (agua entre saturación y capacidad de campo), PPT-ETP<sub>t2-t1</sub> es la diferencia entre precipitación y evapotranspiración en el mismo período t1-t2, y e es el coeficiente de error.

Para el cálculo del balance hídrico se utilizaron las precipitaciones registradas por los campos y el dato de evapotranspiración de referencia tomado de estaciones meteorológicas automáticas cercanas a los campos. La calibración óptima de los parámetros del modelo se realizó para cada freatómetro mediante el uso de Solver en Excel, en donde se ajustaron los valores  $\mu$  y e para cada freatómetro, dejando como parámetros de carga los valores de precipitación y evapotranspiración para estimar la variación en el nivel freático.

#### Indicadores estadísticos en la calibración y validación del modelo

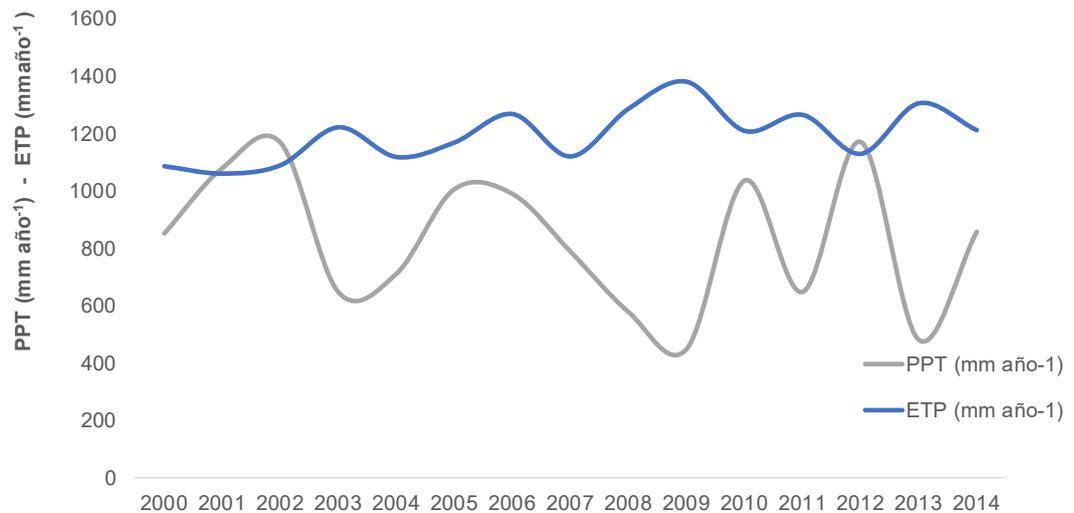
El modelo calcula el nivel freático en centímetros, a partir del nivel freático observado, las precipitaciones y la evapotranspiración, en una fracción de tiempo mensual. La calibración fue realizada con grupos de datos seleccionados al azar (n= 2830) y se agruparon en series de tiempo según los eventos climáticos ocurridos. Para la validación, se usaron otros datos (n= 1220) con el mismo criterio de agrupamiento de series de tiempo.

Se utilizó el software IRENE (Fila et al., 2003) para evaluar el rendimiento del modelo con varios indicadores estadísticos: coeficiente de determinación, índice de concordancia (d, Willmott, 1982), error cuadrático medio (RMSE), desviación estándar general (GSD, %, Jørgensen et al., 1986), variación cuadrática media (MSV, %, Kobayashi y Salam, 2000) y sesgo (SB, %, Kobayashi y Salam, 2000). El sesgo y el MSV se derivan de la partición del error cuadrático medio y, en consecuencia, son complementarios.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Caracterización climática del período de estudio

Para el período 2000-2014 se estimó una precipitación media de 830 mm año<sup>-1</sup> con un desvío estándar de 240 mm año<sup>-1</sup>. Se registraron precipitaciones mínimas en el área de estudio cercanas a los 448 mm año<sup>-1</sup> (año 2009) y precipitaciones máximas que llegaron a 1169 mm año<sup>-1</sup> (año 2012). La evapotranspiración potencial promedio fue de 1194 mm año<sup>-1</sup> con un desvío estándar menor al de la precipitación (94 mm año<sup>-1</sup>) y los valores mínimos y máximos registrados variaron entre 1060 y 1380 mm año<sup>-1</sup> (Figura 1). En promedio para todo el período de estudio, el cociente entre precipitación y evapotranspiración fue de 0,70, lo que correspondió a un déficit climático medio de 364 mm año<sup>-1</sup>. Además, se observó que la precipitación superó a la evapotranspiración el 22 % de los años. El análisis de correlación mostró una relación inversa ( $r=-0,69$ ;  $p < 0,05$ ) entre la PPT y ETP, lo que sugiere que la situación de excesos hídricos de años lluviosos, con el consecuente ascenso de los niveles freáticos es exacerbada por la menor demanda atmosférica de vapor.



**Figura 1.** Valores mensuales de precipitación y evapotranspiración para General Villegas en el periodo 2000-2014.

**Figure 1.** Monthly values of precipitation and evapotranspiration in General Villegas for the period 2000-2014.

#### Análisis de la variabilidad freática

La base de datos cuenta con 23 estaciones de medición del nivel freático con 14 años de datos permitiendo el análisis de una serie de largo plazo. La profundidad del nivel freático medio estimada para el período de análisis (2000 -2014) fue de 237 cm. Los valores mínimos y máximos medios de la región de estudio fueron 18 (en el año 2001) y 506 cm (en el año 2011), respectivamente, lo que indica un rango de variación máximo de 488 cm.

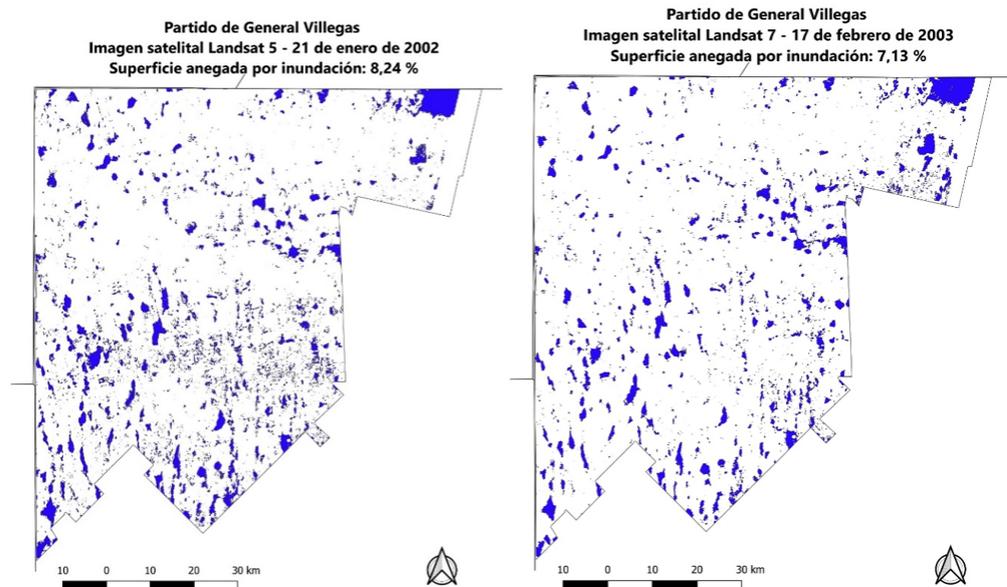
Las variaciones del nivel freático a lo largo del año muestran cierta estacionalidad, permitiendo identificar períodos de recarga y descarga freática. Los meses invernales son los más estables, con escasas variaciones y con una muy baja variabilidad entre años.

En los años 2000, 2001 y 2002, el nivel freático medio fue de 149 cm, 171 cm y 173 cm, respectivamente. Las máximas tasas de ascenso de nivel ocurrieron en septiembre 2000, octubre 2001, febrero 2002 y agosto 2002 con valores entre 4,9 a 11,4 cm mes<sup>-1</sup>, mientras que las máximas tasas de descenso de nivel fueron en julio 2009 y marzo del 2011, con valores de entre 4,5 y 6,5 cm mes<sup>-1</sup>. Esto nos indica que el nivel freático tiende a ascender hacia la superficie a tasas más veloces que a las que se profundiza y sugiere un comportamiento de tipo pulso.

#### Análisis de recurrencia de inundaciones

General Villegas ha sufrido inundaciones con cierta periodicidad, provocadas por las precipitaciones y por el consecuente ascenso del nivel freático. El área de estudio mostró algunas oscilaciones de la superficie cubierta por agua a lo largo del período de 15 años de estudio con valores extremos de 0,50 y 8,24%. Para describir la frecuencia de anegamientos entre 2000 y 2015 se utilizaron imágenes del satélite Landsat (5 a 8). En esta secuencia de imágenes se puede apreciar que el 46,6 % de los años evaluados presenta algún síntoma de anegamiento.

En este período, se lograron apreciar claramente varias etapas de suelos encharcados. Los mismos tuvieron sus máximos de afectación durante los años 2002 y 2003, llegando el área inundada a cubrir el 8,24 y 7,13 % del paisaje respectivamente (Figura 2).



**Figura 2.** Superficie anegada (%) en General Villegas en los años 2002 y 2003.

**Figure 2.** Flooded surface (%) in General Villegas in the years 2002 and 2003.

Se identificaron también, otros eventos que impactaron en la superficie anegada del territorio, aunque no superaron el 4,16 %. Estos eventos ocurrieron en los años 2005, 2007 y 2013. Se estudió el comportamiento del nivel freático frente el área inundada (%) y se observó que estuvieron relacionados de manera similar en ambos períodos. Los sitios del paisaje que presentan niveles freáticos más profundos (> 250 cm), los ascensos del nivel manifiestan aumentos del área inundada en menores superficies. En cambio, los lugares que registran niveles más superficiales, los mismos cambios de nivel manifiestan mayores aumentos del área inundada. Se observó una relación negativa entre el nivel freático y el área inundada con un  $R^2$  de 0,55 y un  $p < 0,005$ .

Los resultados obtenidos con el análisis de la información del partido de General Villegas permiten confirmar que la cantidad y estacionalidad de las precipitaciones, afectan la dinámica del nivel freático. Si los promedios anuales de lluvias están por encima de los valores normales, se evidencian los máximos ascensos y la ocurrencia de áreas inundadas. Las diferentes posiciones del paisaje muestran un mayor o menor grado de afectación de estas condiciones, según la posición sea de bajo, media loma o loma. Los suelos del área de estudio también son un factor de impacto, ya que la presencia de capas de lenta o rápida permeabilidad subsuperficial como por ejemplo los horizontes B texturales afectan la dinámica mencionada.

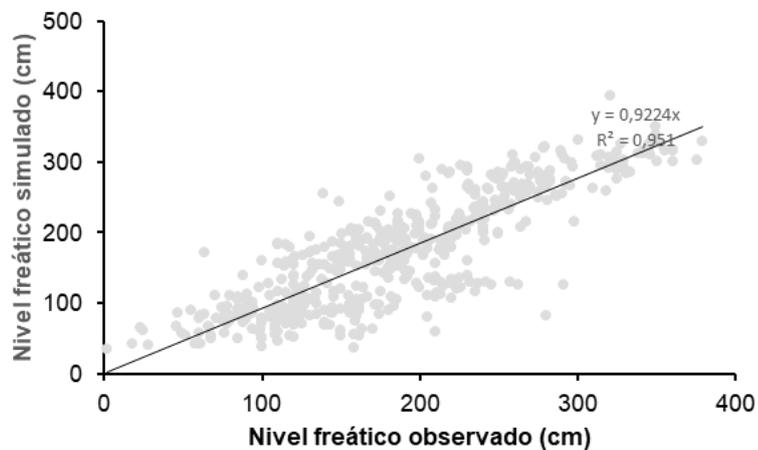
Los suelos de General Villegas presentan perfiles con superposición de diferentes materiales. Son comunes los horizontes B endurecidos, que provocan y dificultan el drenaje interno, áreas deprimidas con suelos sódicos, y a veces también salinos. La cuantificación del área inundada permitió identificar que los mayores porcentajes inundados correspondían a suelos con este tipo de características (INTA, 2010).

La región en estudio mostro momentos con importantes aumentos del nivel freático e inundaciones con diferente magnitud en cuanto a superficie afectada. Las posiciones del paisaje, altas o bajas mostraron diferente nivel de afectación. Según Aragón (2010) los contrastes consistentes entre los sitios de las tierras altas y las tierras bajas se hicieron evidentes. El área inundada promedio y máxima aumentó hacia los sitios de baja elevación y, paralelamente a esta tendencia, los niveles de agua subterránea estaban más cerca de la superficie. En este estudio encontramos que en el periodo 2000 al 2003, unas 61.000 hectáreas permanecieron cubiertas por cuerpos de agua, que es una de las zonas más productivas de Argentina. Esta situación, sin duda, abre desafíos y conflictos para los productores de la tierra, que intentan equilibrar los beneficios de las profundidades intermedias del nivel freático que maximiza el rendimiento de los cultivos (Nosetto et al., n.d.) frente a niveles poco profundos que provocan el anegamiento y daños a los cultivos. (Viglizzo et al., 2006)

Los niveles freáticos alcanzados en General Villegas, plantean la existencia de un nuevo escenario hidrológico para la región, que incluye mayor vulnerabilidad de la infraestructura y logística rural y urbana a inundaciones y una influencia más intensa del nivel freático sobre los cultivos, tanto positivas (aportes), como negativas (anegamiento) (Alsina Torres et al., 2020; García et al., 2019).

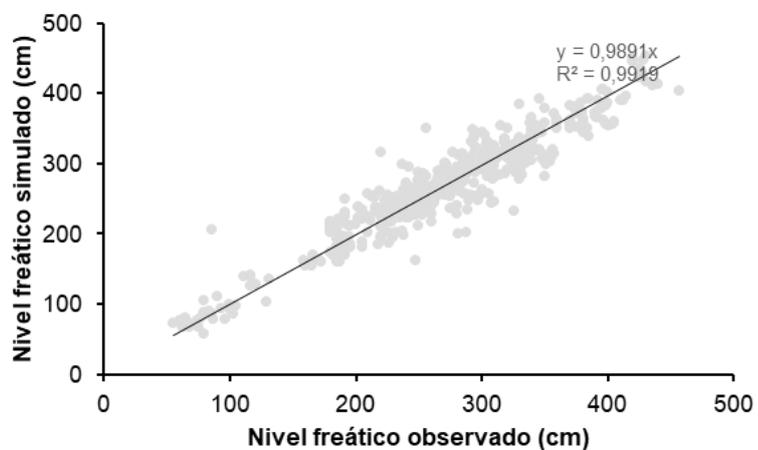
### Modelos Predictivos

La relación entre condiciones hidrológicas y meteorológicas se realizó considerando múltiples escalas temporales. Se encontró una fuerte asociación entre las variables estudiadas, cuyas máximas correlaciones se obtuvieron para periodos de integración de 24 y 48 meses, perdiendo peso dicho análisis en períodos más extensos. Se estudió el comportamiento del nivel freático particionando en distintos períodos de tiempo: 2000-2004, (Figura 3), 2005-2006 (Figura 4), 2007-2008 (Figura 5), 2009-2011 (Figura 6) y 2012-2014 (Figura 7), con el fin de evaluar si en cada periodo las diferencias en el registro de precipitaciones afectaron directamente el resultado de la ecuación. La dinámica del nivel freático depende fundamentalmente del agua de lluvia que se infiltra migrando a la zona de saturación. Como consecuencia de las lluvias el nivel asciende (años 2000, 2001, 2002, 2007 y 2010), y caso contrario ocurre cuando existen períodos de escasas precipitaciones (2009 y 2011). Las oscilaciones del nivel freático tomado como promedio anual del período 2000-2015 evidencia un ascenso en el período.



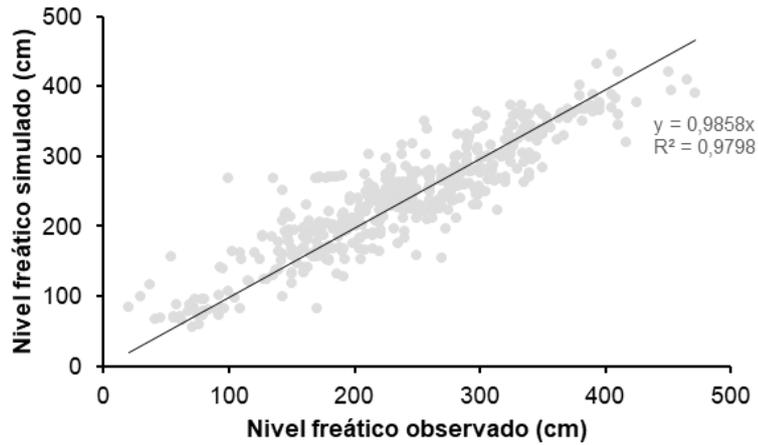
**Figura 3.** Relación entre el nivel freático simulado y el nivel freático observado en el período 2000-2004.

**Figure 3.** Relation between the simulated and observed water-table in the period 2000-2004.

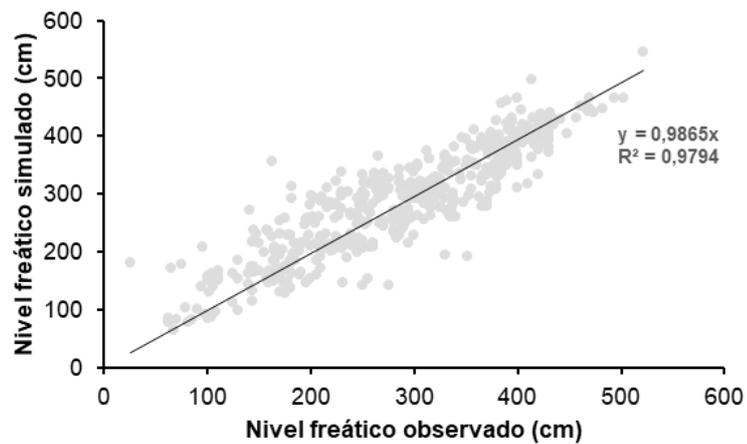


**Figura 4.** Relación entre el nivel freático simulado y el nivel freático observado en el período 2005-2006.

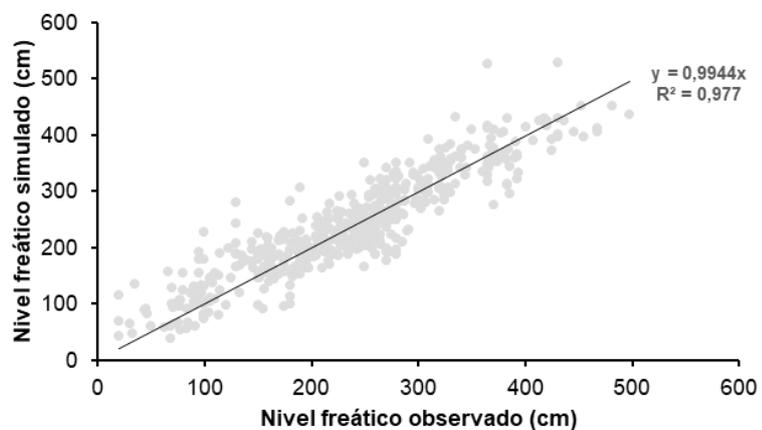
**Figure 4.** Relation between the simulated and observed water-table in the period 2005-2006.



**Figura 5.** Relación entre el nivel freático simulado y el nivel freático observado en el período 2007-2008.  
**Figure 5.** Relation between the simulated and observed water-table in the period 2007-2008.



**Figura 6.** Relación entre el nivel freático simulado y el nivel freático observado en el período 2009-2011.  
**Figure 6.** Relation between the simulated and observed water-table in the period 2009-2011.



**Figura 7.** Relación entre el nivel freático simulado y el nivel freático observado en el período 2012-2014.  
**Figure 7.** Relation between the simulated and observed water-table in the period 2012-2014.

### Calibración del modelo

Para la calibración del modelo se utilizaron los datos de nivel freático diferenciados por distintos sitios y en años secos, húmedos y normales, en el partido de General Villegas. Se ajustaron ciertos parámetros del modelo (Nivel freático, precipitación y evapotranspiración) para obtener una buena relación entre los valores obtenidos.

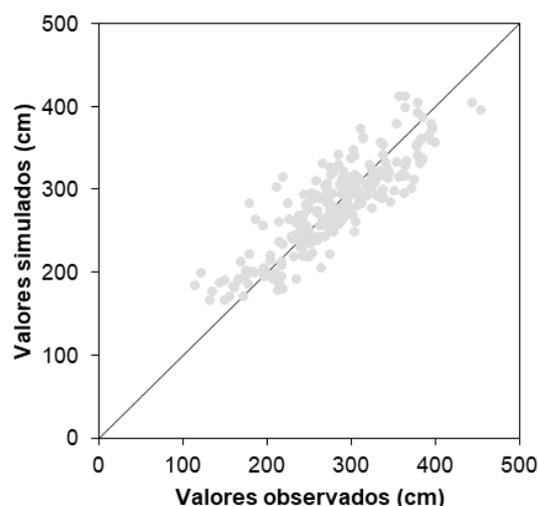
Con respecto a los indicadores estadísticos, el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), resultante de relacionar linealmente los valores simulados y observados, fueron buenos con valores mínimos de 0,69 y valores máximos de 0,90. En general, analizando cada unidad de origen y pendiente en la recta de regresión, podemos decir que los datos ingresados y los modelados son consistentes en la relación.

Los valores de estimación de RRMSE obtenidos en las simulaciones analizadas variaron en el rango de 25 a 51,8 %, expresando simulaciones buenas y muy buenas, respectivamente. El RMSE proporcionó resultados adecuados en diferentes sitios simulados, en todas las calibraciones osciló, en general, entre 19,9 y 52,7 cm. Finalmente, el índice de concordancia (d) fue de 0,91, medida del error relativo del modelo, al aproximarse a 1 evidencia que los valores simulados y observados son idénticos. En líneas generales, el análisis de los resultados estadísticos utilizados en la calibración, pueden ser suficientes para que este tipo de modelo tenga un nivel de aproximación adecuado para evaluar el comportamiento de estos. No obstante, cada uno tiene sus propias fortalezas y debilidades; cuantificación de la dispersión de los datos, la sensibilidad a los valores extremos o la percepción a la sobre estimación o subestimación; lo que significa que es necesario el uso de un conjunto de diferentes indicadores para evaluar suficientemente el modelo. Todos los resultados demuestran que este modelo estadístico explica adecuadamente el nivel freático evaluado bajo las condiciones ambientales y edáficas del partido de General Villegas.

### Validación del modelo

Los parámetros calibrados del modelo estadístico se mantuvieron y para analizar la robustez de estos resultados generales se graficaron y compararon los niveles freáticos para cada sitio entre los años 2000-2014 donde el modelo estadístico permitió una estimación adecuada del nivel freático para los distintos lugares.

Los valores medios de nivel freático simulado y nivel freático observado fueron similares (Figura 8), tal como lo respaldó la calibración y validación en el modelo estadístico. En general, en todos los sitios estudiados se presentaron altas consistencias, con valores promedios de RRMSE: 36,66 cm; RMSE: 36,97 % y  $d=0.96$ .

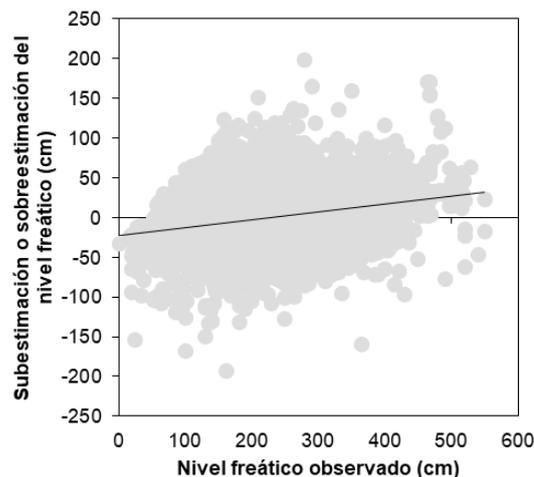


**Figura 8.** Relación entre los valores promedios de los niveles freáticos simulados y los niveles freáticos observados, en General Villegas.

**Figure 8.** Relation between the average values of the simulated and observed water-table levels in General Villegas.

### Relación entre nivel freático observado, precipitación, evapotranspiración y nivel freático simulado

En general, la diferencia entre valores estimados por el modelo y los valores observados mensualmente tienen un buen ajuste. Según los criterios definidos anteriormente, el ajuste de RRMSE, RMSE y  $d$  fue bueno a muy bueno para la mayoría de los sitios. Para considerar una perspectiva de análisis distinta, se representa un diagrama de dispersión para corroborar visualmente la relación entre nivel freático observado y sus estimaciones. Se pueden identificar algunos patrones de comportamiento si se analizan la totalidad de los puntos recabados entre el nivel freático observado y los residuos del modelo empleado (Figura 9). Con niveles de residuos por encima de 100 cm, el modelo presenta sobre o subestimaciones en los valores de nivel freático. Con valores residuales entre 0 y 100 cm tienden a estabilizarse las diferencias. Se observan, en general, una mejor estimación cuando los valores estimados se acercan a los valores observados.



**Figura 9.** Relación entre el nivel freático estimado y el nivel freático observado según modelo estadístico aplicado.

**Figure 9.** Relation between the estimated and observed water-table according to the applied statistical model applied.

Se considera que los movimientos verticales (evaporación, transpiración, infiltración, intercambios en la zona no saturada y la capa freática), prevalecen sobre los movimientos horizontales (superficial y subterráneo), adquiriendo importancia las variaciones de almacenamiento superficial y subterráneo. Así, la zona de ascenso y descenso del nivel freático se relacionaría a las fluctuaciones climáticas (excesos y déficit en las precipitaciones) y a las condiciones texturales de la matriz edáfica (Degioanni et al., 2006; Kruse y Zimmermann, n.d.).

### Análisis entre la posición del paisaje, tipo de suelos y el nivel freático simulado

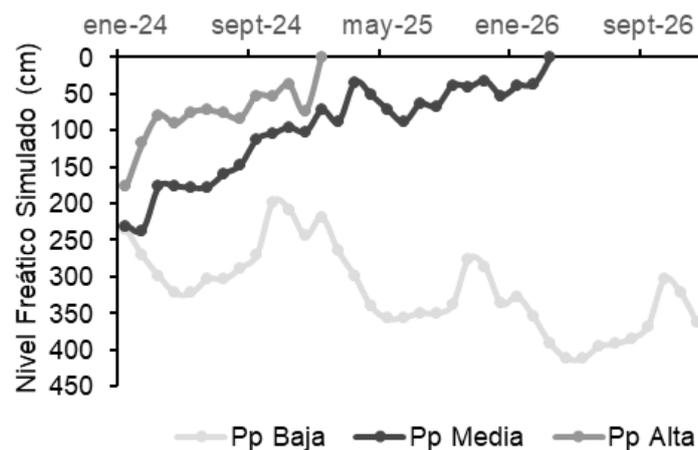
El paisaje de General Villegas presenta diferentes tipos de suelos, según la posición que ocupan en el relieve. Los paisajes de lomas están ocupados por suelos profundos, Hapludoles énticos y Arguidoles típicos, en las posiciones intermedias se ubican los suelos Hapludoles típicos y suelos con alguna discontinuidad de horizontes, como los suelos Hapludoles thapto árgicos y Hapludoles thapto nátricos; mientras que en las posiciones bajas del paisaje se ubican los suelos Natracuoles típicos y dúricos (INTA, 1986). El nivel freático desarrolla una dinámica, a lo largo de los años estudiados, acorde con las características y posición de los distintos sitios estudiados. Las posiciones altas del paisaje mantuvieron niveles freáticos profundos y ante eventos extremos no mostraron situaciones de anegamiento o inundación. Las posiciones de media loma, mostraron un ascenso de nivel freático mayor y los suelos con discontinuidad de horizontes evidenciaron problemas ante excesos de lluvias. Las posiciones de bajo presentan un nivel freático cercano a la superficie y con problemas de anegamiento casi de forma permanente.

La base de datos construida para analizar la dinámica de aguas subsuperficiales en General Villegas permitió identificar cuatro tipos de suelos predominantes del lugar: Arguidol típico, Hapludol típico, Hapludol éntico y Hapludol thapto árgico; y tres posiciones diferentes de relieve: loma, media loma y bajo. Los ajustes RRMSE, RMSE y  $d$  fueron muy buenos para cada situación analizada. Para los suelos Arguidoles típicos los valores promedios de RRMSE= 40,65 cm, RMSE= 41,67 % y  $d= 0,895$ . Los Hapludoles énticos tuvieron valores promedios de RRMSE= 29,04 cm, RMSE= 29,19 % y  $d= 0,92$ . Los Hapludoles thapto árgico tuvieron valores promedios de RRMSE= 38,91 cm, RMSE= 38,97 % y  $d= 0,915$ . Por último, los suelos Hapludoles típicos

tuvieron valores promedios de RRMSE= 36,28 cm, RMSE= 36,43 % y  $d= 0,916$ . Con respecto a las posiciones del paisaje, todas las situaciones presentaron un buen nivel de ajuste. Para la posición de loma, los valores promedios fueron RRMSE= 34,46 cm, RMSE= 34 %,5 y  $d=0,926$ . La posición de media loma, tuvo valores promedio de RRMSE= 35,16 cm, RMSE= 35,7 % y  $d= 0,91$ . La posición de bajo, tuvo valores promedios de RRMSE= 39,9 cm, RMSE= 40,16 % y  $d= 0,906$ . Esta ecuación de regresión mostró muy buenos ajustes en todas las situaciones estudiadas, captando las variaciones del nivel freático ocurrida en suelos con diferentes tipos de características y de la posición del paisaje. Los resultados de este estudio mostraron que el modelo estadístico empleado parece ser una herramienta adecuada para el estudio de la oscilación del nivel freático ante diferentes condiciones climáticas y en distintos sitios que cuenten con niveles altimétricos diferentes y posean suelos con distintas características. Sin embargo, la calidad de las predicciones tuvo importantes diferencias entre los distintos tipos de suelos, ya que se encontraron importantes variaciones en la sobre- u subestimación de los niveles freáticos según tipo de suelo y posición en el relieve, lo cual da entender que existen otros factores que afectan la dinámica hidrológica regional tales como cobertura del suelo, tipo de rotaciones y uso del suelo. La dinámica del nivel freático es explicada por las diferentes propiedades físicas en cada suelo relacionadas a la variabilidad en la porosidad de los horizontes. Tal porosidad determina la mayor o menor facilidad para que ocurran los flujos hídricos entre horizontes (drenaje y ascenso capilar). Aquellos con textura franco o franco arcilloso tienen mayor ascenso capilar por aporte del nivel freático respecto a suelos arenosos (Raes et al., 2006). En el caso de las texturas muy arcillosas, el ascenso capilar se vería impedido por la escasez de meso poros en la matriz del suelo. El comportamiento del nivel freático es dinámico y complejo, aunque el modelo utilizado detectó respuestas aceptables a la variabilidad en los aportes que realiza en el perfil del suelo.

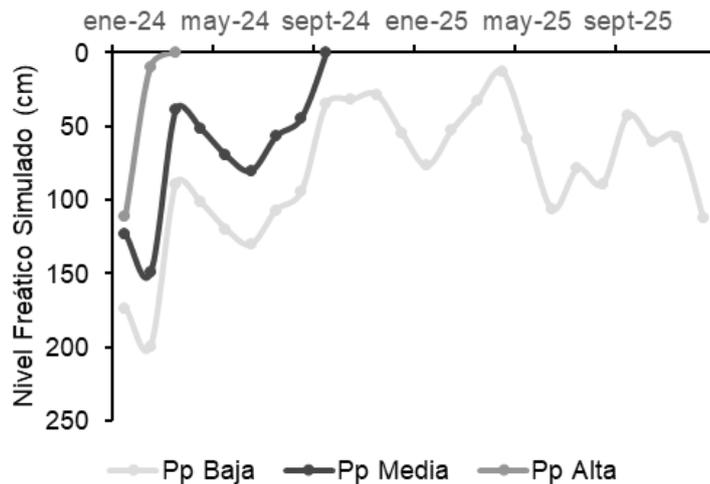
Mediante el empleo del mismo modelo estadístico en otras zonas, Videla (2016) concluyó que es una herramienta aceptablemente para simular la profundidad del nivel freático para el rango de textura franco arenosas, francas y franco limosas y para un rango de variaciones del nivel freático entre 0 a 350 cm.

Las simulaciones en dos ambientes contrastantes y representativos de General Villegas (Figura 10 y Figura 11) con tres escenarios climáticos (húmedo, normal y seco según percentiles 25, 50 y 75 de la base de datos de precipitaciones del lugar) arrojaron diferentes escenarios de nivel freático y distintas respuestas de acuerdo con el tipo de suelo. El nivel inicial de la napa fue de 230 cm, tomando como referencia el promedio de nivel de todos los registros.



**Figura 10.** Niveles freáticos estimados para un suelo Hapludol típico para distintas precipitaciones en General Villegas.

**Figure 10.** Estimated phreatic levels for a Typical Hapludoll soil for different rainfalls in General Villegas.



**Figura 11.** Niveles freáticos estimados para un suelo *Hapludol thapto árgico* para distintas precipitaciones en General Villegas.

**Figure 11.** Estimated phreatic levels for a *Thapto-argic Hapludoll* soil for different rainfalls in General Villegas.

Según el modelo ajustado para cada lugar, en un suelo *Hapludol* típico ante un escenario de precipitaciones normales (920 mm) el nivel freático tendría una tendencia de ascenso y de persistir en el tiempo estos valores de precipitaciones, se manifestaría una situación de anegamiento (Figura 10). Para un escenario de precipitaciones bajas (647 mm), en nivel freático evidencia un marcado descenso y en caso de persistir estos valores de precipitaciones, el nivel alcanzado deja de tener importancia agronómica porque no puede ser aprovechado por ningún cultivo. Para un escenario de altas precipitaciones (1015 mm) la tendencia al ascenso se acelera y se evidencian situaciones de anegamiento en menor plazo de tiempo. Un suelo *Hapludol thapto árgico* (Figura 11), mostró una dinámica de nivel freático mucho más abrupta, rápidamente se observan situaciones de anegamiento ante precipitaciones normales e intensas, considerando que sus niveles son más superficiales en general. Ante escenarios de precipitaciones bajas (642 mm), estos suelos muestran una dinámica de pulso, respondiendo el nivel freático al evento puntual de precipitación.

Este tipo de simulaciones permitió de manera sencilla conocer la tendencia del nivel freático ante posibles escenarios climáticos de la región. Sus resultados, pueden emplearse para la toma de decisiones en el diseño de las estrategias de manejo de cultivos y uso del suelo, y puede resultar un insumo relevante para diseñar el ordenamiento territorial e hidrológico de la región.

### CONCLUSIONES

Con la realización de este trabajo se logró conocer el comportamiento del nivel freático en el oeste de Buenos Aires y su vínculo con los eventos de inundaciones, siendo las precipitaciones la variable de mayor impacto. Se logró calibrar un modelo sencillo para el área, el cual permitió comprender la dinámica del nivel freático en la zona. La dinámica del nivel freático mostró un estrecho acoplamiento con las precipitaciones en General Villegas lo cual quedó evidenciado a través de la cuantificación de la superficie anegada y los modelos estadísticos utilizados. El paisaje afecta el nivel freático siendo la topografía y el tipo de suelo los principales factores. El modelo estadístico empleado permite establecer escenarios para efectuar sistemas de alerta temprana, ya que es una herramienta validada y calibrada para el área.

Es necesario reconocer la relevancia adquirida por el nivel freático en la producción de cultivos, así como las amenazas que puede presentar su elevación en el perfil del suelo y los posibles episodios de anegamiento que esto puede generar.

## REFERENCIAS

- Alsina Torres, S. E., Nosetto, M. D., y Jobbágy Gampel, E. G. (2020). Base de datos "NAPA": Primera síntesis de la dinámica freática pampeana desde 1950 al presente. *Ciencia del Suelo*, 38(2), 262–273. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/143180>
- Aragón, R., Jobbágy, E. G., y Viglizzo, E. F. (2011). Surface and groundwater dynamics in the sedimentary plains of the Western Pampas (Argentina). *Ecohydrology*, 4(3), 433–447. <https://doi.org/10.1002/ECO.149>
- Carta, H. G. (2016). *Análisis de 115 años de precipitaciones (primera parte)*. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/667>
- Cisneros, J.M.; J.J. Cantero y A. Cantero G. 1997. Relaciones entre la fluctuación del nivel freático, su salinidad y el balance hídrico, en suelos salino-sódicos del centro de Argentina. *Revista UNRC*, 17, 23-35.
- Degioanni, A., Cisneros, J., Cantero, A. G., y Videla, H. (2006). Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda. *Ciencia Del Suelo*, 24(1), 29–38. [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1850-20672006000100004&lng=es&nrm=iso&tng=es](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672006000100004&lng=es&nrm=iso&tng=es)
- Díaz-Zorita, M., Duarte, G. A., y Grove, J. H. (2002). A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 65(1), 1–18. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00274-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00274-4)
- Fila, G., Bellocchi, G., Acutis, M., y Donatelli, M. (2003). irene: a software to evaluate model performance. *European Journal of Agronomy*, 18(3–4), 369–372. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00129-6](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00129-6)
- Florio, E. L., Mercáu, J. L., Jobbágy, E. G., y Nosetto, M. D. (2014). Interactive effects of water-table depth, rainfall variation, and sowing date on maize production in the Western Pampas. *Agricultural Water Management*, 146, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.07.022>
- García, G. A., García, P. E., Rovere, S. L., Bert, F. E., Schmidt, F., Menéndez, Á. N., Nosetto, M. D., Verdin, A., Rajagopalan, B., Arora, P., y Podestá, G. P. (2019). A linked modelling framework to explore interactions among climate, soil water, and land use decisions in the Argentine Pampas. *Environmental Modelling & Software*, 111, 459–471. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOF.2018.10.013>
- INTA. 1986. *Carta de Suelos de la Provincia de Buenos Aires*. Escala 1:50.000. Version digital. 2010.
- Jobbágy, E. G., y Jackson, R. B. (2004). Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*, 10(8), 1299–1312. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2486.2004.00806.X>
- Jørgensen, S. E., Kamp-Nielsen, L., Christensen, T., Windolf-Nielsen, J., y Westergaard, B. (1986). Validation of a prognosis based upon a eutrophication model. *Ecological Modelling*, 32(1–3), 165–182. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(86\)90024-4](https://doi.org/10.1016/0304-3800(86)90024-4)
- Justo C. y Sueiro, N. 2013. Suelos predominantes en el Noroeste Bonaerense. En: Mendez, D. y A. Otero (Eds.). *Memoria técnica 2012-2013. Estación Experimental Agropecuaria General Villegas* (pp. 141- 143). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Kobayashi, K., y Salam, M. U. (2000). Comparing Simulated and Measured Values Using Mean Squared Deviation and its Components. *Agronomy Journal*, 92(2), 345–352. <https://doi.org/10.2134/AGRONJ2000.922345X>
- Kollet, S. J. (2009). Influence of soil heterogeneity on evapotranspiration under shallow water table conditions: transient, stochastic simulations. *Environmental Research Letters*, 4(3), 035007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/4/3/035007>
- Kruse, E., y Zimmermann, E. D. (n.d.). Hidrogeología de grandes llanuras. Particularidades en la llanura pampeana (Argentina).
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B., y Sznajder, G. A. (2009). Reciprocal influence of crops and shallow ground water in sandy landscapes of the Inland Pampas. *Field Crops Research*, 113(2), 138-148. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.04.016>
- Raes, D., Geerts, S., Kipkorir, E., Wellens, J., y Sahli, A. (2006). Simulation of yield decline as a result of water stress with a robust soil water balance model. *Agricultural Water Management*, 81(3), 335–357. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2005.04.006>
- Small, I., Basins, D., y Toth, J. (1963). A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of Geophysical Research*, 68(16), 4795–4812. <https://doi.org/10.1029/JZ068I016P04795>
- Videla Mensegue, H., Degioanni A., y Cisneros J. 2018. Calibración de un modelo para predecir la variación de la profundidad de la napa freática. *Actas del XXVI Congreso Argentino de la Ciencias del Suelo*. San Miguel de Tucumán, Argentina
- Viglizzo, E. F., Frank, F., Bernardos, J., Buschiazzi, D. E., y Cabo, S. (2006). A Rapid Method for Assessing the Environmental Performance of Commercial Farms in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1–3), 109–134. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7981-y>
- Viglizzo, E. F., Lértora, F., Pordomingo, A. J., Bernardos, J. N., Roberto, Z. E., y Del Valle, H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83(1–2), 65–81. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00155-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00155-9)
- Willmott, C. J. (1982). Some Comments on the Evaluation of Model Performance. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 63(11), 1309–1313. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1982\)063<1309:SCOTE0>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1982)063<1309:SCOTE0>2.0.CO;2)
- Zamolinski A., R. Casas, y A. Pittaluga. 1994. Manejo de suelos salinos en el Noroeste de la Provincia de Buenos Aires. *Publicación Técnica N°15*. EEA INTA General Villegas. Buenos Aires. pp. 28.
- Zárate, M. A. (2003). Loess of southern South America. *Quaternary Science Reviews*, 22(18–19), 1987–2006. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(03\)00165-3](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(03)00165-3)

Trabajo científico - Manejo y Conservación de Suelos y Aguas. Riego y Drenaje

## LAS RAÍCES DE CULTIVOS DE COBERTURA MEJORAN LA AGREGACIÓN Y EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

Ileana Frasier<sup>1,2,\*</sup> , Silvina Beatriz Restovich<sup>3</sup> 

<sup>1</sup> Instituto de Suelos, CIRN-CNIA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

<sup>2</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

<sup>3</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Estación Experimental Agropecuaria Pergamino (Argentina)

### RESUMEN

El objetivo del trabajo fue cuantificar la biomasa de raíces de diferentes especies de cultivos de cobertura (gramíneas, leguminosas y crucíferas) y establecer relaciones con las reservas de carbono orgánico del suelo (COS), el carbono orgánico particulado (COP), la estabilidad estructural (EE) y la concentración de proteínas "tipo glomalina". El estudio se desarrolló en un ensayo de larga duración, ubicado en INTA Pergamino, luego de 10 años de rotar soja (*Glycine max* (L.) Merr.) - maíz (*Zea mays* L.) con cultivos de cobertura bajo siembra directa, con y sin fertilización nitrogenada aplicada al maíz. Además, se incluyó un control sin cultivo de cobertura. El diseño experimental fue en bloques con parcelas divididas y tres repeticiones. Se cuantificó la biomasa aérea y de raíces de los cultivos de cobertura, el COS, COP, EE y la concentración de proteínas tipo glomalina a 0-5, 5-10 y 10-20 cm. Los resultados mostraron que la biomasa aérea producida por avena (*Avena sativa* L.) - vicia (*Vicia villosa* L.) y vicia (4260 kg ha<sup>-1</sup>) fue superior al resto de los tratamientos. La biomasa de raíces fue mayor en avena-vicia (1853 kg ha<sup>-1</sup>) respecto de avena (1428 kg ha<sup>-1</sup>) y de vicia (1517 kg ha<sup>-1</sup>). El resto de los cultivos de cobertura presentaron producciones intermedias. El 48 a 56% de la biomasa de raíces estuvo estratificada en los primeros 5 cm de suelo. Las raíces de los cultivos de cobertura explicaron los aumentos observados en el COP, el COS y la EE. Además, se comprobaron relaciones lineales entre las glomalinas, la EE y el COS en los primeros 0-5 cm de suelo. Estos resultados demuestran la importancia de diversificar los agroecosistemas simplificados con cultivos de cobertura con la finalidad de restaurar funciones y procesos del suelo claves para asegurar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.

**Palabras clave:** glomalinas, carbono particulado, agroecosistemas, sustentabilidad

## COVER CROP ROOTS IMPROVE SOIL AGGREGATION AND SOIL ORGANIC CARBON

\* Autor de contacto:  
frasier.ileana@inta.gov.ar

Recibido:  
29-01-25

Recibido con revisiones:  
19-03-25

Aceptado:  
19-03-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

### ABSTRACT

The aims of the study were to quantify the root biomass of different cover crops species (grasses, legumes and crucifers) and, to identify possible relationships between root biomass and soil organic carbon (SOC), particulate organic carbon (POC), aggregate stability (EE) and glomalin-related soil protein concentration. The study was carried out in a long-term trial at INTA Pergamino, after 10 years of soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) - maize (*Zea mays* L.) rotation with cover crops under no-till, with and without nitrogen fertilization applied to the maize. Additionally, a control treatment without cover crop was included. The experimental design was in blocks with divided plots and three replicates. Aerial and root biomass of the different cover crops, and SOC, COP, EE and glomalin-related soil protein concentration were measured at 0-5, 5-10 and 10-20 cm. The results showed that the aerial biomass produced by oats (*Avena sativa* L.) - vetch (*Vicia villosa* L.) and vetch (4260 kg ha<sup>-1</sup>) was higher than the remaining treatments. Root biomass was higher in

oat-vetch (1853 kg ha<sup>-1</sup>) compared to oats (1428 kg ha<sup>-1</sup>) and vetch (1517 kg ha<sup>-1</sup>). The other cover crops showed intermediate values. Between 48 and 56% of the root biomass was stratified in the first 5 cm soil depth. Cover crop root biomass explained the increments observed in POC, SOC and EE. In addition, linear relationships between glomalin-related soil protein concentration, EE, and SOC were found at 0-5 cm depth. These results demonstrate the importance of diversifying simplified agroecosystems with cover crops to restore key soil functions and processes to ensure the sustainability of agroecosystems.

**Keywords:** glomalin, particulate carbon, agroecosystems, sustainability

## INTRODUCCION

Los agroecosistemas están bajo una presión cada vez mayor debido a la necesidad de producir suficiente cantidad de alimentos y minimizar el impacto ambiental en un marco de variabilidad climática (Nazir et al., 2024). En este contexto, el alto potencial de los suelos agrícolas para secuestrar carbono (C) resulta ser un factor clave para aumentar las reservas de C orgánico del suelo (COS), mejorar la provisión de servicios ecosistémicos y contribuir con la mitigación del cambio climático (Lal, 2004; Schmidt et al., 2011; Lehmann y Kleber, 2015). No obstante, la utilización de este potencial requiere una adecuada comprensión de los procesos que conducen a la ganancia neta de COS como consecuencia de la implementación de prácticas restauradoras del mismo.

La complejidad de la composición química del COS y la diversidad de vías para su estabilización representan un gran desafío para la comprensión de su dinámica en los agroecosistemas (Poeplau et al., 2018). Los nuevos abordajes metodológicos, que han surgido en los últimos años, están permitiendo reevaluar los modelos conceptuales dando lugar a nuevas teorías emergentes (Lehmann y Kleber, 2015; Kirschbaum et al., 2020; Weng et al., 2021). Existe un consenso apoyado por numerosos trabajos de la literatura internacional que demuestra que los aportes de materia orgánica provenientes de las raíces contribuyen más eficientemente a la estabilización del COS que los residuos sobre la superficie del suelo (Rasse et al., 2005; Kätterer et al., 2011; Jackson et al., 2017) con un mayor tiempo de residencia en el suelo (Poeplau et al., 2021). Se proponen tres vías principales a través de las cuales las raíces de las plantas promueven la formación de COS: i) el aporte de biomasa de raíces (material muerto estructural) que favorece la acumulación de carbono orgánico particulado (COP) contribuyendo con la estabilidad de los agregados, ii) la liberación de compuestos orgánicos por rizodeposición y, iii) la estimulación de la microbiota edáfica por los exudados radicales. Estos últimos, que contribuyen con el aporte de compuestos orgánicos simples producto de su metabolismo, así como también, con su propia necromasa, los cuales pueden estabilizarse en la fracción mineral del suelo (Gale y Cambardella, 2000; Jastrow et al., 2007; Liang et al., 2017, 2019; Pausch y Kuz'yakov, 2018; Sokol et al., 2019). Por lo tanto, la adopción de prácticas de manejo agrícolas que generen un incremento en las entradas de C derivadas principalmente de raíces y que promuevan una microbiota del suelo activa y diversa, tendrán un impacto positivo sobre las reservas de COS (Gregorich et al., 2015; Tiemann et al., 2015; Frasier et al., 2024).

La inclusión de cultivos de cobertura en las secuencias agrícolas en combinación con la siembra directa ha demostrado ser una práctica efectiva para incrementar los niveles de COS en contraposición con los sistemas con largos periodos de barbechos (Poeplau y Don, 2015; Frasier et al., 2016; Restovich et al., 2022; Daryanto et al., 2020), mejorando la diversidad espacial y temporal de los agroecosistemas (Reiss y Drinkwater, 2018, 2022). La extensión del lapso temporal con cultivos de coberturas en reemplazo del barbecho promueve la presencia de raíces vivas y su rizodeposición durante gran parte del año, permitiendo un flujo continuo de C fijado por fotosíntesis al suelo (Griffiths et al., 2022). No obstante, la configuración espacial que adopte el sistema radical afectará la distribución del C derivado de las mismas dentro del suelo, la cual, estará fuertemente influenciada por la especie elegida, el tipo de suelo y la disponibilidad de agua y nutrientes (Smith, 2007; Frasier et al., 2019; Heuermann et al., 2019). Además, las raíces modifican la estructura del suelo para adaptarse a su crecimiento a través de una variedad de mecanismos que incluyen la penetración directa, el anclaje, la extracción de agua y la exudación de compuestos hacia la rizosfera (Jin et al., 2017). En términos generales, las gramíneas contribuirían con sistemas radicales fibrosos y en cabellera destacándose por su alta captación de nitratos, mejora en la porosidad del suelo y mayor estatificación en el perfil. En cambio, las leguminosas contribuirían con sistemas radicales más profundos con altos contenidos de N en sus tejidos debido a su capacidad de fijarlo biológicamente (Oderiz et al., 2017; Rampo et al., 2019; Gómez et al., 2020). Su incorporación en mezclas con gramíneas, además, ha demostrado ser potenciadora de los beneficios individuales de cada familia (Giacomini et al., 2003; Frasier et al., 2017).

Por último, las crucíferas, como el nabo forrajero (*Raphanus sativus* L.) y la colza (*Brassica napus* L.), con raíces pivotantes que pueden ser engrosadas o con ramificaciones laterales fibrosas, resultan promisorias como “descompactadores biológicos” (Chen y Weil, 2010), para la captación de nitratos (Dean y Weil, 2009; Gieske et al., 2016) y el control biológico de patógenos (Couëdel et al., 2018, 2019).

Por otra parte, la ocupación del suelo con raíces vivas durante gran parte del año proporciona un sistema más estable de huéspedes para los mutualistas obligados como son los hongos micorrícicos arbusculares que establecen simbiosis con un amplio rango de especies, excepto con las brassicáceas (Nieder y Benbi, 2008). Estos microorganismos producen una sustancia insoluble, detectada originalmente dentro de las paredes celulares de sus hifas durante la colonización activa de las raíces de las plantas, denominada operativamente como “proteínas del suelo relacionadas con la glomalina” que se encuentra presente en la materia orgánica del suelo (Holátko et al., 2021). Estas sustancias actúan como agentes aglutinantes promoviendo la formación de agregados estables al agua y contribuyendo al almacenamiento del COS (Jeewani et al., 2021; Rillig y Mummey, 2006; Wright y Upadhyaya, 1996). Por lo tanto, las características del sistema radicular y el microbioma asociado al mismo constituyen aspectos clave a estudiar para una mejor comprensión de la dinámica del COS (dos Reis Martins y Angers, 2015; Beidler et al., 2023).

La fertilización química es otra práctica habitual implementada en los sistemas agrícolas para maximizar la producción de granos por unidad de superficie y corregir posibles deficiencias nutricionales. Se ha hipotetizado que su impacto sobre las reservas de COS estaría asociado con un incremento en la productividad primaria de las plantas, que se vería reflejado en una mayor biomasa de raíces y disponibilidad de compuestos carbonados para la actividad biológica, favoreciendo la producción de compuestos derivados del metabolismo microbiano (Li et al., 2020; Hu et al., 2023). Sin embargo, el uso prolongado y excesivo de fertilizantes químicos puede conducir a reducciones del COS y a la degradación del suelo (Khan et al., 2007; Stockmann et al., 2013).

En base a estos antecedentes, el objetivo del trabajo fue cuantificar la biomasa de raíces de diferentes especies de cultivos de cobertura (gramíneas, leguminosas y crucíferas) y establecer relaciones con las reservas de COS, el COP, la estabilidad estructural (EE) y la abundancia de proteínas “tipo glomalina” luego de 10 años de efecto acumulado.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó sobre un ensayo de larga duración instalado en 2005 en la Estación Experimental Pergamino del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) (33° 51' S, 60° 40' W). El mismo involucra secuencias soja (*Glycine max* (L.) Merr.) - maíz (*Zea mays* L.) con cultivos de cobertura bajo siembra directa. Cada año (en la misma parcela) se sembraron diferentes especies de ciclo otoño-invernal como cultivo de cobertura: cebadilla criolla (*Bromus unioloides* L.), ryegrass (*Lolium multiflorum* L.), avena (*Avena sativa* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.), colza, nabo forrajero, vicia (*Vicia villosa* L.) y una mezcla de avena + vicia. Además, se incluyó un control sin cultivo de cobertura que se mantuvo libre de malezas utilizando control químico con glifosato (2,2 L ha<sup>-1</sup>). El diseño experimental es en bloques con parcelas divididas con tres repeticiones. Las parcelas principales (30 m × 10 m) corresponden al cultivo de cobertura y las subparcelas a la dosis del fertilizante nitrogenado (0 y 32 kg N ha<sup>-1</sup>) aplicado al cultivo de maíz. El ensayo se encuentra establecido sobre un Argiudol típico (USDA Soil Taxonomy, 2012) de la serie Pergamino, con un horizonte A franco limoso sin fase erosionada (<0,3% de pendiente) y un horizonte B argílico con 43,5% de arcilla. El clima del área de estudio es templado húmedo sin una estación seca, con una temperatura media anual es de 16,5 °C (Soriano et al., 1991, Hall et al., 1992) y precipitaciones promedio de 977 mm para el período 1910-2024 (base de datos de la red Agroclimatológica, INTA).

Al momento de la siembra, entre abril y mayo, los cultivos de cobertura y el tratamiento control se fertilizaron con 14,7 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> (6,4 kg P ha<sup>-1</sup>) utilizando como fuente el superfosfato simple de calcio. El distanciamiento entre las líneas de siembra fue de 17,5 cm. La vicia se inoculó con *Rhizobium leguminosarum biovarviceae* inmediatamente antes de la siembra. El maíz, híbrido DK 747, y la soja, var. DM 4970, se sembraron en octubre y noviembre (fecha de primera siembra), en hileras espaciadas a 0,70 y 0,52 m de distancia, respectivamente. En la siembra, el maíz fue fertilizado con 31,5 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> (13,7 kg P ha<sup>-1</sup>), y en la etapa V<sub>5-6</sub> (Ritchie et al., 1982) la mitad de cada parcela (subparcela) fue fertilizada con 32 kg de N ha<sup>-1</sup> incorporada como urea entre líneas. La dosis de la fertilización con nitrógeno se determinó utilizando el método del balance, con el objetivo de obtener un rendimiento promedio de maíz de 9,0 Mg ha<sup>-1</sup>. El valor inicial de N-NO<sub>3</sub> al momento de la siembra de maíz fue de 110 kg ha<sup>-1</sup> en 0-60 cm de profundidad. La soja es

inoculada con *Bradyrhizobium* sp. pero no es fertilizada. Las fechas de siembra de maíz y soja (septiembre-octubre y noviembre, para el maíz y la soja, respectivamente) y la distribución de la lluvia definieron las fechas de finalización del ciclo de los cultivos de cobertura: antes del maíz, se secaron en invierno o principios de primavera (agosto-septiembre), mientras que antes de la soja, se secaron en primavera (octubre). El ciclo de los cultivos de cobertura se interrumpió con 3 a 4 L ha<sup>-1</sup> de glifosato (principio activo del 48%). El calendario de cultivos se presenta en Restovich et al. (2012).

#### Determinaciones de vegetal y suelo

En agosto del año 2015, previo al momento del secado, se realizó el muestreo de la biomasa aérea y de raíces de los diferentes cultivos de cobertura. En cada subparcela se realizaron cortes de biomasa aérea utilizando un aro de 0,25 m<sup>2</sup>. Las muestras se secaron en estufa a 60 °C durante 72 h y se determinó su peso seco. La biomasa de raíces se determinó a partir de muestras de suelo recolectadas a 0-5, 5-10 y 10-20 cm de profundidad utilizando monolitos de 0,035 m<sup>2</sup> colocados entre las líneas de siembra de los cultivos de cobertura (2 subreplicas por parcela) (Böhm, 1979). Para separar las raíces del suelo se utilizó una batería de tamices de 500 y 250 µm aplicándoles presión con un chorro de agua. Las raíces obtenidas se separaron manualmente de posibles impurezas utilizando una pinza metálica. Ninguna distinción se realizó entre raíces vivas y muertas. Las muestras tamizadas se colocaron en estufa a 60 °C por 24-48 h y luego fueron pesadas para determinar la materia seca de raíces. A partir de estos datos se calculó el cociente entre la biomasa de raíces y la biomasa aérea (R:S) para cada cultivo de cobertura.

Por otro lado, se extrajeron muestras de suelo a las mismas profundidades para determinar COS, COP, densidad aparente, EE y la concentración de proteínas tipo glomalina fácilmente extraíble. El COS se determinó por digestión húmeda mediante el método de Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982) y el COP mediante el método de Cambardella y Elliott (1992), reemplazando la dispersión química del método original mediante agitación mecánica del agua con bolitas de vidrio (Feller, 1979). La densidad aparente se determinó por el método del cilindro (58,9 cm<sup>3</sup>) (Burke et al., 1986) y se utilizó para calcular los stocks de COS. La EE se determinó mediante el tamizado en agua usando el método de Douglas y Goss (1982) con ligeras modificaciones. Se colocaron 10 gramos de agregados, entre 1-2 mm, a humedad de campo en un tamiz de 0,5 mm y se subieron y bajaron mecánicamente en el agua durante 5 minutos. Después del tamizado mecánico en el agua, se calculó el índice de estabilidad como la relación entre el peso seco de los agregados > 0,5 mm y el peso seco de los agregados de 1-2 mm, y se expresó como un porcentaje (Kemper, 1965). Se usaron agregados con un tamaño de 1-2 mm porque son más sensibles a los cambios de manejo (Rillig et al., 2002). La EE se clasificó como inestable (EE < 20%), moderadamente estable (EE: 20-40%) y estable (EE > 40%). Por último, se determinó la concentración de proteínas tipo glomalina fácilmente extraíbles como se describe en Wright y Upadhyaya (1996).

#### Análisis estadísticos

Los ANOVA para cada variable y profundidad se realizaron implementando modelos mixtos con el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2020). Se utilizó la especie (parcela principal), la fertilización (sub-parcela) y su interacción como factores fijos. Los bloques se utilizaron como factor aleatorio. Los valores medios se compararon mediante la prueba de la diferencia menos significativa (LSD) protegida de Fisher corregido por Bonferroni (P < 0,05). Se realizaron análisis de regresión lineal y no lineal para establecer relaciones entre las variables bajo estudio. Para la relación entre raíces y COS se utilizó un modelo no lineal de saturación de C descrito en Frasier et al. (2019).

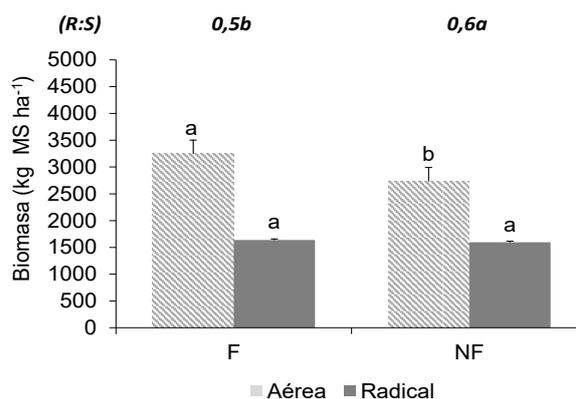
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Efecto acumulado de 10 años de fertilización nitrogenada del maíz sobre la biomasa aérea y radical de los cultivos de cobertura

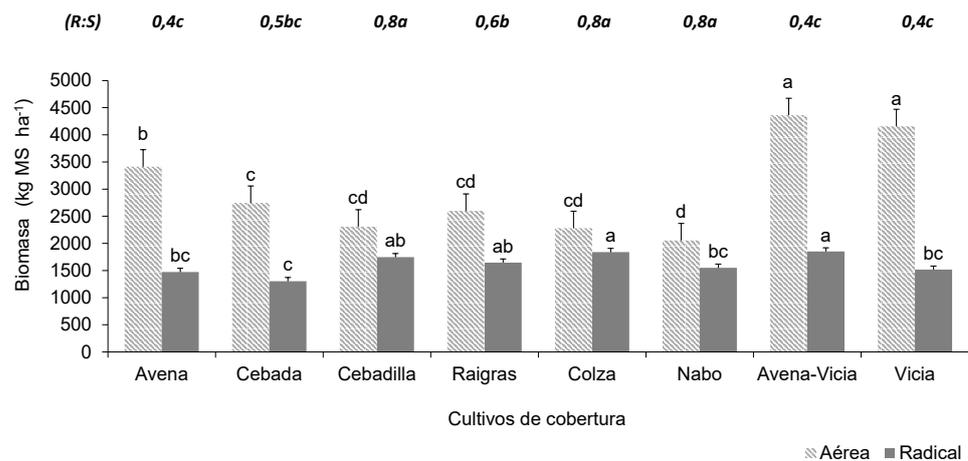
Después de 10 años de rotación, la producción de biomasa aérea y subterránea de los cultivos de cobertura no presentó interacción significativa entre las distintas especies evaluadas y la fertilización nitrogenada aplicada al cultivo de maíz (Figura 1a). La producción de biomasa aérea de los cultivos de cobertura fue superior en los tratamientos con fertilización nitrogenada (3247 kg ha<sup>-1</sup>) con respecto a los tratamientos no fertilizados (2733 kg ha<sup>-1</sup>). Por el contrario, la biomasa de raíces de los cultivos de cobertura no mostró respuesta al tratamiento con fertilización, registrando un valor promedio de 1616 kg ha<sup>-1</sup> en los primeros 20 cm de suelo. En consecuencia, la relación raíz: parte aérea (R:S) resultó ser menor en los tratamientos con fertilización nitrogenada (F: 0,5) con respecto a los tratamientos sin fertilización (NF: 0,6). Estos resultados se corresponden con estudios previos que muestran que el incremento en la disponibilidad de N afecta, en mayor medida, el crecimiento de la parte aérea en comparación con el crecimiento de las raíces (Kudo-

yarova et al., 2015; Herrera y Stamp, 2015; Oldroyd y Leyser, 2020). Por el contrario, cuando este elemento es escaso, la respuesta generalmente observada es un incremento en el crecimiento de la raíz en busca del recurso limitante. Por lo tanto, una menor disponibilidad de N incrementa la relación R:S, promoviendo la absorción de N, la cual reduce la deficiencia de N vegetal (Herrera y Stamp, 2015). Por otro lado, las especies utilizadas como cultivos de cobertura mostraron diferencias en la producción de biomasa aérea y de raíces a 0-20 cm de profundidad (Figura 1b). La producción de biomasa aérea en avena-vicia y vicia (en promedio 4260 kg ha<sup>-1</sup>) fue superior al resto de los tratamientos. Dentro de las gramíneas evaluadas, la producción de avena fue mayor (3413 kg ha<sup>-1</sup>) que la de cebada, cebadilla y raigrás (2551 kg ha<sup>-1</sup>), las cuales no presentaron diferencias entre ellas, y su producción de biomasa aérea fue similar a las crucíferas (2167 kg ha<sup>-1</sup>). En general, la acumulación de biomasa aérea de los cultivos de cobertura oscila entre 2100 y 11100 kg ha<sup>-1</sup> y difiere en relación con la especie utilizada, al tiempo de crecimiento y a la disponibilidad hídrica (Restovich et al., 2012; 2022). La consociación avena con vicia mostró un incremento en la producción de biomasa aérea del 28% con respecto a la producción de avena. La presencia de leguminosas como la vicia, en consociación con otras especies, mejora la productividad de la mezcla a través del ingreso del N fijado biológicamente y la transferencia de N a la especie acompañante (Giacomini et al., 2003). Se han registrado valores de aporte de N por fijación biológica en vicia que varían entre 30 y 110 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con incrementos del 10 al 38 % de la biomasa aérea cuando la vicia fue incluida en las mezclas (Sainju et al., 2005; Frasier et al., 2017; Enrico et al., 2020). Los resultados también muestran que la biomasa de raíces fue mayor en avena-vicia (1853 kg ha<sup>-1</sup>) con respecto a la biomasa de raíces de avena (1428 kg ha<sup>-1</sup>) y de vicia (1517 kg ha<sup>-1</sup>), y no se encontraron cambios en la relación R:S (promedio: 0,4) de estas especies solas o en mezclas. Es decir, que aumentó la productividad total de la mezcla (aérea y radical), lo que estaría sugiriendo una adecuada complementariedad entre ambas especies en la consociación (Li et al., 2013). Estos resultados se corresponden con estudios previos que muestran que la utilización de vicia en consociación con avena o centeno tiene un impacto positivo en la productividad aérea y subterránea de la mezcla (Frasier et al., 2016; Meza et al., 2022). Para el caso de las crucíferas evaluadas como cultivos de cobertura, las producciones de biomasa aérea fueron similares en ambas especies mientras que la biomasa de raíces de colza (1840 kg ha<sup>-1</sup>) fue mayor con respecto a la de nabo forrajero (1552 kg ha<sup>-1</sup>) y las dos especies presentaron una relación R:S similar (0,8). Gieske et al. (2016) registraron producciones de biomasa aérea y radical de nabo forrajero entre 670-2600 y 490-1130 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, con índices de partición que variaron entre 0,35 a 0,73 según el año y sitio de estudio. Herrera y Stamp (2015) mencionan que la relación R:S en las crucíferas es más baja con niveles de N disponibles más altos. En nuestro estudio, los cultivos de cobertura no se fertilizan con N por lo que, en el caso de las crucíferas, altamente demandantes de este nutriente, podría explicar la mayor relación R:S encontrada. Por el contrario, cuando utilizamos leguminosas, como vicia, esta relación es menos variable (Herrera y Stamp, 2015).

a)



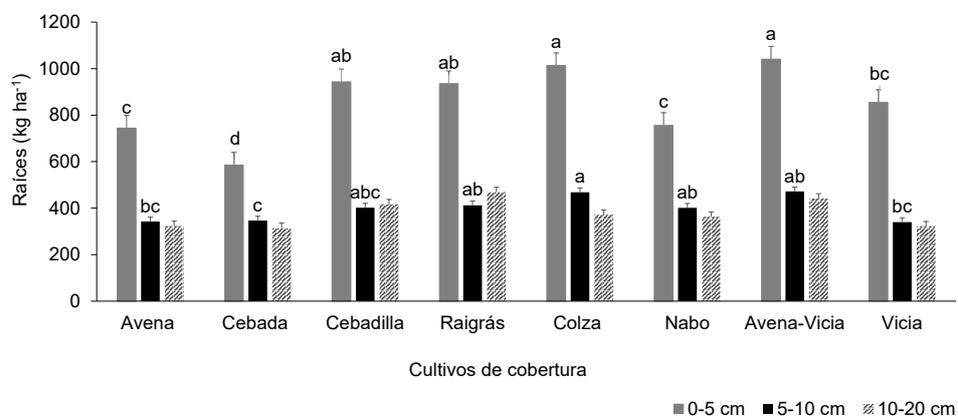
b)



**Figura 1.** Biomasa aérea, radical (0-20 cm) y la partición raíz: parte aérea (R:S) de secuencias de cultivos con historia de fertilización nitrogenada al maíz (F: fertilizado; NF: no fertilizado) (a) y de los diferentes cultivos de cobertura luego de 10 años de inclusión en la secuencia soja-maíz (b). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ( $P < 0.05$ ).

**Figure 1.** Aerial and root biomass (0-20 cm), and root to shoot ratio (R:S) of crop sequences as a function of nitrogen fertilization history (F: fertilized; NF: non fertilized) (a) and of different cover crops after 10 years of their inclusion in soy-bean-maize crop sequences (b). Different letters indicate significant differences between treatments ( $P < 0.05$ ).

Al analizar la distribución de raíces en el suelo, se observó que los cultivos de cobertura presentaron un 48 a 56% de su biomasa de raíces estratificada en los primeros 5 cm de suelo, sin efecto significativo asociado al tratamiento de fertilización nitrogenada aplicada al maíz ( $P < 0.1441$ ) (Figura 2). Los resultados muestran que avena-vicia, colza, cebadilla y raigrás presentaron los valores más altos de biomasa de raíces sin diferencias entre sí ( $983 \text{ kg ha}^{-1}$ ) en los primeros 0-5 cm de suelo. Para el caso de avena, nabo forrajero y vicia, se observaron valores intermedios ( $785 \text{ kg ha}^{-1}$ ), mientras que la cebada fue la especie con menor producción de raíces ( $584 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Las diferencias entre especies de cultivos de cobertura también se evidenciaron en la abundancia de raíces a 5-10 cm de profundidad. Avena-vicia, raigrás, colza y nabo forrajero presentaron mayor biomasa de raíces ( $439 \text{ kg ha}^{-1}$ ) que cebada ( $346 \text{ kg ha}^{-1}$ ) mientras que avena, cebadilla y vicia presentaron valores intermedios ( $361 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Por el contrario, no se observaron diferencias en la cantidad de raíces de los diferentes cultivos de cobertura a 10-20 cm de profundidad ( $379 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

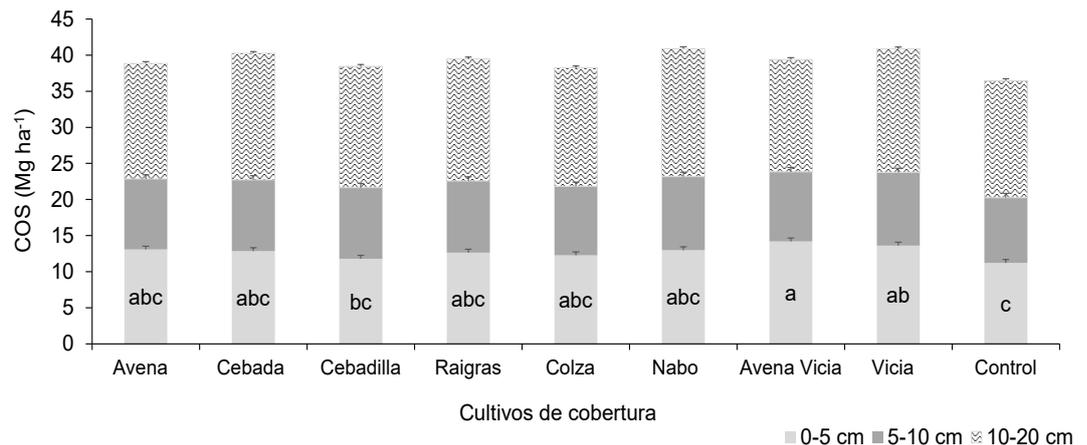


**Figura 2.** Distribución de la biomasa de raíces de los cultivos de cobertura a 0-5, 5-10 y 10-20 cm de profundidad. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de una misma profundidad ( $P < 0.05$ ).

**Figure 2.** Cover crop root biomass at 0-5, 5-10 and 10-20 cm soil depth. Different letters indicate significant differences between treatments within each depth ( $P < 0.05$ ).

### Contribución de las raíces a la agregación del suelo y las reservas de COS

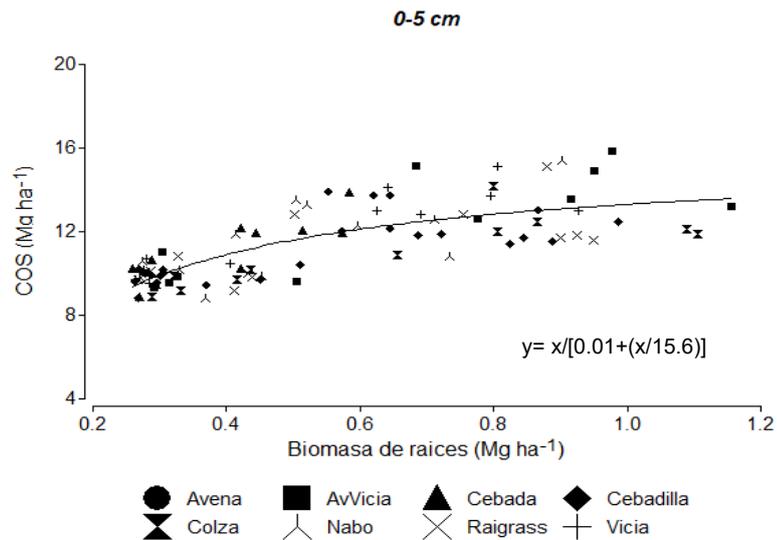
Luego de 10 años de efecto acumulado, la especie utilizada como cultivo de cobertura y la profundidad fueron los factores determinantes de las diferencias encontradas en las reservas de COS. Los resultados evidencian que la secuencia soja-maíz que incluyó avena-vicia y vicia como cultivos de cobertura presentaron mayores valores en los contenidos de COS en relación con la misma secuencia sin cultivos de cobertura en los primeros 0-5 cm de profundidad (Figura 3). En correspondencia con estos resultados, Restovich et al. (2019) encontraron tasas promedio de acumulación de COS en dichos tratamientos del orden de 0,5 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> luego de 6 años de efectos acumulados.



**Figura 3.** Carbono orgánico del suelo (Mg ha<sup>-1</sup>) a 0-5, 5-10 y 10-20 cm de profundidad luego de 10 años de efectos acumulados de inclusión de cultivos de cobertura en la secuencia soja-maíz. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de cada profundidad de suelo ( $P < 0.05$ ).

**Figure 3.** Soil organic carbon (Mg ha<sup>-1</sup>) at 0-5, 5-10 and 10-20 cm depth after 10 years of cover crop inclusion in the soybean-maize crop sequence. Different letters indicate significant differences between treatments within each soil depth ( $P < 0.05$ ).

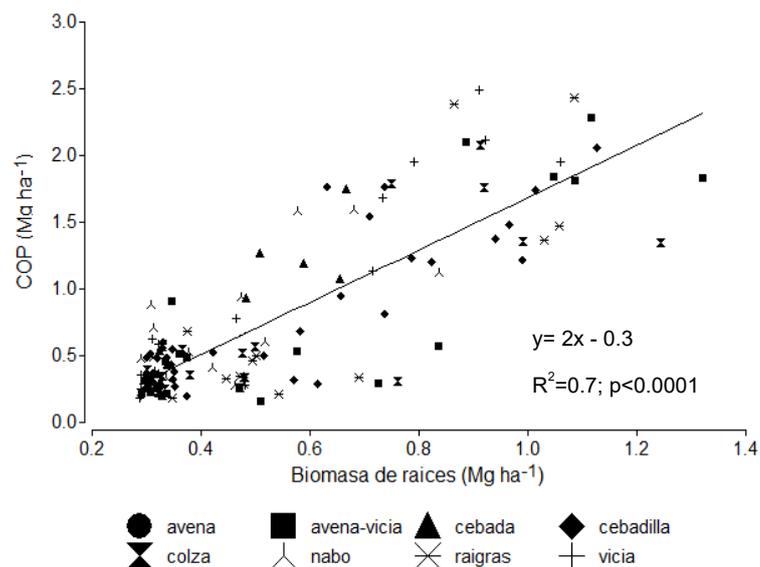
Este efecto positivo en las reservas de COS por la inclusión de vicia, sola o en mezcla, como cultivo de cobertura también ha sido evidenciado en trabajos previos (Frasier et al., 2016; Mukumbareza et al., 2016; Restovich et al., 2019). Se ha propuesto que el aporte extra de N vía fijación biológica contribuiría más eficientemente a la formación de COS (dos Reis Martins y Angers, 2015; Poirier et al., 2018). Sin embargo, el efecto de la calidad de estos residuos sobre la estabilización del COS estaría modulado por el grado de saturación de C del suelo, el cual afectaría la eficiencia de acumulación del C derivado de los residuos (Castellano et al., 2018). Al respecto, las raíces explicaron variaciones en el COS ajustándose a un modelo de incrementos decrecientes hasta alcanzar un nivel máximo de 15,6 Mg ha<sup>-1</sup> para la profundidad de 0-5 cm dado principalmente por el tratamiento con avena-vicia (Figura 4). Este comportamiento ha sido observado previamente en suelos de la región semiárida pampeana (Frasier et al., 2019) y se asemejaría al concepto de saturación de C de Six et al. (2002). Este modelo conceptual propone que la capacidad de un suelo para estabilizar C puede estar limitada por la textura con relación a los aportes de C al suelo (Stewart et al., 2008; Frasier et al., 2019). Sin embargo, la valoración del grado de saturación del suelo también involucra el estudio del comportamiento de la fracción asociada a minerales lo cual excede a los objetivos de este trabajo (Six et al., 2024). En cambio, por debajo de los 0-5 cm de profundidad, no se encontraron cambios en las reservas de COS en comparación con el tratamiento sin cultivos de cobertura (Figura 3). Estos resultados estarían explicados por el sistema de mínima remoción del suelo (siembra directa) que favorece una mayor estratificación del C en el suelo (Ogle et al., 2012; Witzgall et al., 2021).



**Figura 4.** Relación entre la biomasa de raíces de los cultivos de cobertura y el carbono orgánico del suelo (COS; Mg ha<sup>-1</sup>) a 0-5 cm de profundidad luego de 10 años de su inclusión en la secuencia soja-maíz bajo siembra directa.

**Figure 4.** Relationship between cover crop root biomass and soil organic carbon (COS, Mg ha<sup>-1</sup>) at 0-5 cm soil depth after 10 years of the inclusion of cover crops in a soybean-maize crop sequence under no-till.

Los resultados también muestran una relación lineal y positiva entre la biomasa de raíces y el COP (Figura 5). Este es un indicador sensible a los cambios en el manejo del suelo (Wander, 2004) y, por ende, dependiente de los aportes de residuos tanto aéreos como de raíces (Puget y Drinkwater, 2001; Kong y Six, 2010). Estudios previos han evidenciado incrementos en la fracción particulada en respuesta a la inclusión de cultivos de cobertura debido al importante volumen de residuos que ingresan al sistema (Duval et al., 2016; Restovich et al., 2019), y los derivados de las raíces (Dos Santos et al., 2011; Frasier et al., 2016, 2024).

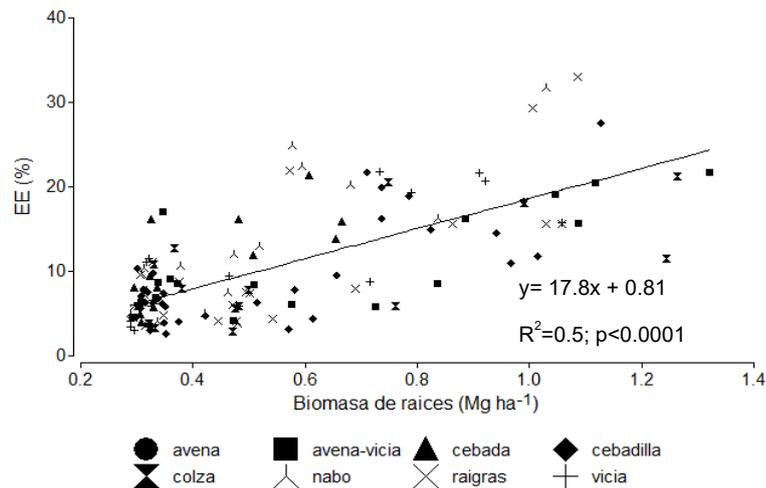


**Figura 5.** Relación entre la biomasa de raíces de los cultivos de cobertura y el carbono orgánico particulado (COP) luego de 10 años de su inclusión en la secuencia soja-maíz bajo siembra directa.

**Figure 5.** Relationship between cover crop root biomass and particulate organic carbon (COP) after 10 years of the inclusion cover crops in a soybean-maize crop sequence under no-till.

Los resultados de este estudio indican que tanto la biomasa de raíces de los cultivos de cobertura como las reservas de C no tuvieron cambios asociados a la fertilización del maíz luego de 10 años de efectos acumulados. En Restovich et al. (2019) observaron, que luego de 6 años de efectos acumulados en estos mismos tratamientos, la fertilización nitrogenada aplicada al maíz explicó la acumulación de COS en los primeros 5 cm del suelo asociado con el incremento en el rendimiento del maíz fertilizado. No obstante, en este estudio los resultados podrían estar asociados a la baja productividad de los maíces registrada posterior a ese período (rendimiento < 5,0 Mg ha<sup>-1</sup>) como consecuencia de las bajas precipitaciones.

Las raíces pueden liberar una gran variedad de compuestos orgánicos como parte del proceso de rizodeposición, que puede ser equivalente al 50% del contenido de C de la biomasa de raíces (Jones et al., 2009). Estos compuestos actúan como agentes aglutinantes en la agregación de partículas minerales del suelo favoreciendo la formación y estabilización de los microagregados (Shahzad et al., 2015). Además, las raíces finas enredan y conectan los microagregados entre sí, formando macroagregados más grandes (Jastrow et al., 1998; Six, 2004). En ese sentido, los resultados muestran una relación lineal y positiva entre la biomasa de raíces de los cultivos de cobertura y la EE del suelo en los primeros 0-5 cm de suelo, explicando el 50% de las variaciones encontradas en este índice (Figura 6). En Restovich et al. (2019), encontraron que después de seis años de rotación soja-maíz con cultivos de cobertura, la EE aumentó a 43,1% (estable) respecto de los valores iniciales del ensayo (18,8%; inestable).

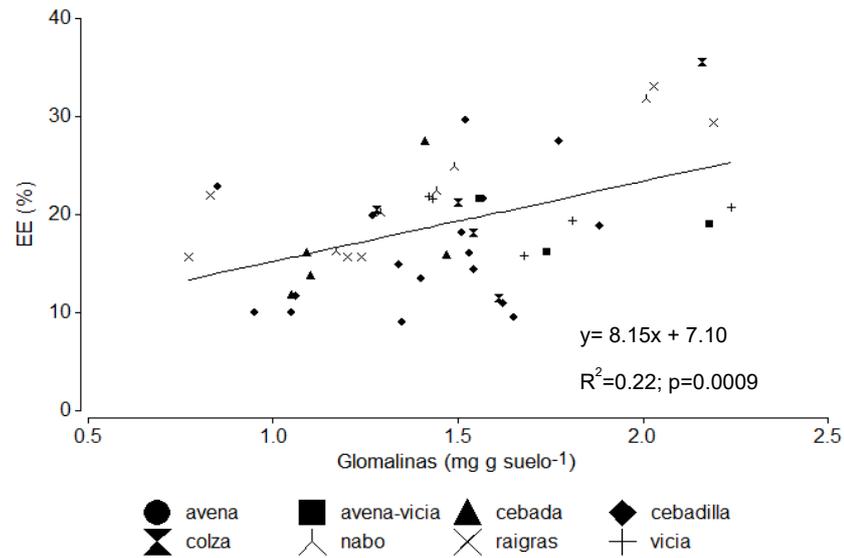


**Figura 6.** Relación entre la biomasa de raíces de los cultivos de cobertura y la estabilidad estructural del suelo a 0-5 cm de profundidad luego de 10 años de su inclusión en la secuencia soja-maíz bajo siembra directa.

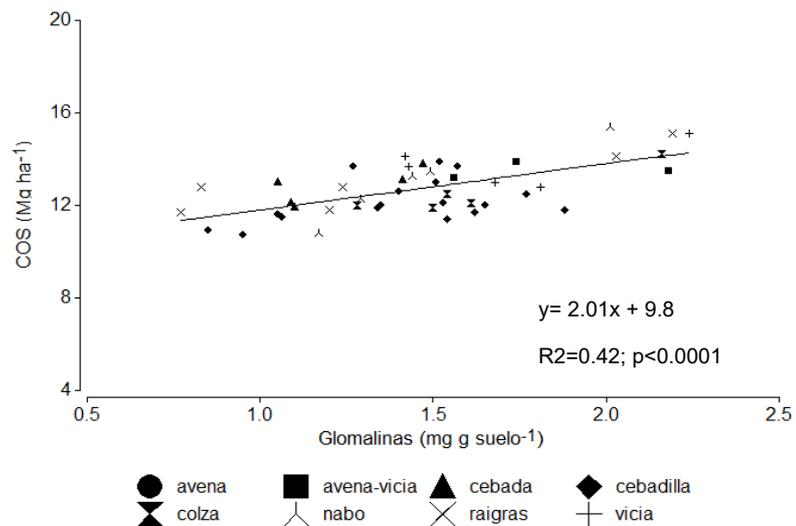
**Figure 6.** Relationship between cover crop root biomass and soil structural stability index at 0-5 cm soil depth after 10 years of the inclusion of cover crops in a soybean-maize crop sequence under no-till.

Por otro lado, la liberación de exudados radicales durante el crecimiento de las plantas interviene en el “diálogo” entre la raíz y la microbiota edáfica estimulando su actividad, y por ende, la liberación de productos orgánicos precursores del COS (Denef y Six, 2006; Six y Paustian, 2014). En este sentido, los hongos micorrízicos arbusculares liberan unas proteínas “tipo glomalinas” que promueven la formación de agregados estables (Fokom et al., 2012; Rillig et al., 2017). Los resultados del presente estudio muestran una relación lineal y positiva entre las glomalinas, la EE y el COS en los primeros 0-5 cm de suelo (Figura 7). Restovich et al. (2019) también observaron una mejora en la agregación del suelo debido al efecto cementante de la glomalina luego de 6 años de inclusión de cultivos de cobertura en la secuencia soja-maíz en ausencia de la fertilización con N. Esto estuvo asociado a una mayor abundancia de micorrizas en las parcelas sin aportes de fertilización nitrogenada (García-Parisi et al., 2023), sugiriendo que la importancia relativa de los diferentes agentes cementantes que promueven la EE en el suelo puede variar a lo largo del tiempo y con el manejo.

a)



b)



**Figura 7.** Relación entre la concentración de glomalinas, la estabilidad estructural del suelo (a) y el carbono orgánico del suelo (b) a 0-5 cm de profundidad luego de 10 años de inclusión de diferentes cultivos de cobertura en la secuencia soja-maíz bajo siembra directa.

**Figure 7.** Relationship between glomalin-related soil proteins concentration, soil structural stability (a) and soil organic carbon (b) at 0-5 cm soil depth after 10 years of cover crop inclusion in a soybean-maize crop sequence under no-till.

### CONCLUSIONES

En este estudio, evaluamos la biomasa de raíces de diferentes cultivos de cobertura introducidos en secuencias maíz-soja luego de 10 años de efectos acumulados. Demostramos que reemplazar los largos períodos de barbecho con las raíces vivas de los cultivos de cobertura se incrementaron las reservas de COS, particularmente cuando se incluyó vicia y avena-vicia. Además, las distintas especies de cultivos de cobertura aumentaron la estabilidad de agregados en el espesor superior del suelo (0-5 cm) explicado por

sus raíces y el efecto cementante de las glomalinas. Estos resultados demuestran la importancia de diversificar los agroecosistemas simplificados con cultivos de cobertura (especies monoespecíficas y mezcla gramínea+leguminosa), con la finalidad de restaurar funciones y procesos del suelo claves para asegurar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas en el largo plazo.

### AGRADECIMIENTOS

El financiamiento de esta investigación fue otorgado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, Argentina) a través de los proyectos 2019-RIST-E1-I503-001, 2023-PE-L02-I010, 2023-PD-L03-I094, 2023-PD-L02-I132 y 2023-PD-L03-I093. Las autoras agradecen a Leticia García, Jimena Dalpiaz y Leandro Hanuch por la asistencia de laboratorio y a Diego Colombini y Fabio Villalba por la asistencia de campo.

### REFERENCIAS

- Beidler, K. V., Benson, M. C., Craig, M. E., Oh, Y. y Phillips, R. P. (2023). Effects of root litter traits on soil organic matter dynamics depend on decay stage and root branching order. *Soil Biology and Biochemistry* 180, 109008. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109008>
- Böhm, W. (1979). *Methods of Studying Root Systems*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Burke, W., Gabriels, D. y Bouma, J. (1986). *Soil structure assessment*. AA Balkema, Rotterdam.
- Cambardella, C.A. y Elliott, E.T. (1992). Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3), 777. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Chen, G. y Weil, R.R. 2010. Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant and Soil*, 331(1), 31–43. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0223-7>
- Couëdel, A., Alletto, L., Kirkegaard, J. y Justes É. (2018). Crucifer glucosinolate production in legume-crucifer cover crop mixtures. *European Journal of Agronomy*, 96, 22–33. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.02.007>
- Couëdel, A., Kirkegaard, J., Alletto, L. y Justes, É. (2019). Crucifer-legume cover crop mixtures for biocontrol: Toward a new multi-service paradigm. *Advances in Agronomy*, 157, 55–139. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.05.0031>
- Daryanto, S., Wang, L. y Jacinthe, P.A. (2020). No-till is challenged: Complementary management is crucial to improve its environmental benefits under a changing climate. *Geography and Sustainability*, 1(3), 229–232. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2020.09.003>
- Dean, J.E. y Weil, R.R. (2009). Brassica Cover Crops for Nitrogen Retention in the Mid-Atlantic Coastal Plain. *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 520–528. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0066>
- Denef, K. y Six, J. (2006). Contributions of incorporated residue and living roots to aggregate-associated and microbial carbon in two soils with different clay mineralogy. *European Journal of Soil Science*, 57(6), 774–786. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00762.x>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. (2020). Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- dos Reis Martins, M., and D.A. Angers. (2015). Different plant types for different soil ecosystem services. *Geoderma*, 237, 266–269. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.013>
- Dos Santos, N. Z., Dieckow, J., Bayer, C., Molin, R., Favaretto, N., Pualetti, V. y Pivaet, J. T. (2011). Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. *Soil Tillage Research*, 111(2), 208–218. <http://doi.org/10.1016/j.still.2010.10.006>
- Douglas, J. T. y Goss, M. J. (1982). Stability and organic matter content of surface soil aggregates under different methods of cultivation and in grassland. *Soil Tillage Research*, 2(2), 155–175. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(82\)90023-X](https://doi.org/10.1016/0167-1987(82)90023-X)
- Duval, M. E., Galantini, J. A., Capurro, J. E. y Martinez, J. M. (2016). Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil Tillage Research*, 161, 95–105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.04.006>
- Enrico, J. M., Piccinetti, C. F., Barraco, M., Agosti, M. B., Ecclesia, R. P. y Salvagiotti, F. (2020). Biological nitrogen fixation in field pea and vetch: Response to inoculation and residual effect on maize in the Pampean region. *European Journal of Agronomy*, 115, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126016>
- Feller, C. (1979). Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique du sol. Application aux sols tropicaux à textures grossières, très pauvres en humus. *Cahiers ORSTOM série Pédologie*, Paris, 17, 339-346.
- Fokom, R., Adamou, S., Teugwa, M. C., Begoude Boyogueno, A. D., Nana, W. L., Ngonkeu, M. E. L., Tchameni, N. S., Nwaga D., Tsala Ndzomo, G. y Amvam Zollo, P. H. (2012). Glomalin related soil protein, carbon, nitrogen and soil aggregate stability as affected by land use variation in the humid forest zone of south Cameroon. *Soil Tillage Research*, 120, 69–75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2011.11.004>
- Frasier, I., Barbero, F. M., Pérez-Brandan, C., Gómez, M. F., Fernández, R., Quiroga, A. R., Posse-Beaulieu, G., Restovich, S., Meriles, J., Serri, D. L., Figuerola, E. L. M., Noellemeyer, E. y Vargas-Gil, S. (2024). Roots are the key for soil C restoration: A comparison of land management in the semiarid Argentinean Pampa. *Soil Tillage Research*, 235, 105918. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105918>
- Frasier, I., Noellemeyer, I., Amiotti, N. y Quiroga, A. R. (2017). Vetch-rye biculture is a sustainable alternative for enhanced nitrogen availability

- ty and low leaching losses in a no-till cover crop system. *Field Crops Research*, 214, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.08.016>
- Frasier, I., Quiroga, A. R., Fernández, R., Álvarez, C., Gómez, M. F., Scherger, E., Gilli, A. y Noellemeyer, E. (2019). Soil type, land-use and -management as drivers of root-C inputs and soil C storage in the semiarid pampa region, Argentina. *Soil Tillage Research*, 192, 134–143. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.05.010>
- Frasier, I., Quiroga, A. R. y Noellemeyer, E. (2016). Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. *Science of the Total Environment*, 562, 628–639. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.058>
- Gale, W. y Cambardella, C. (2000). Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no-till. *Soil Science Society of America*, 64(1), 190–195. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.641190x>
- Giacomini, S.J., Aita, C. y Vendruscolo, E. R. O. (2003). Materia seca, relación C/N e acúmulo de nitrógeno, fósforo e potasio em misturas de plantas de cobertura do solo. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 27, 325–334. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000200012>
- Gieske, M. F., Ackroyd, V. J., Baas, D. G., Mutch, D. R., Wyse, D. L., Durganet, B. R. (2016). Brassica cover crop effects on nitrogen availability and oat and corn yield. *Agronomy Journal*, 108(1), 151–161. <https://doi.org/10.2134/agronj2015.0119>
- Gómez, M. F., Noellemeyer, E. y Frasier, I. (2020). Dinámica de raíces y actividad biológica en secuencias de cultivos en dos tipos de suelo de la región semiárida central. *Ciencia del Suelo*, 38(1), 56–71. <http://orcid.org/0000-0002-6979-8933>
- Gregorich, E., Janzen, H. H., Helgason, B. y Ellert, B. (2015). Chapter Two – Nitrogenous Gas Emissions from Soils and Greenhouse Gas Effects. *Advances in Agronomy*, 132, 39–74. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.02.004>
- Griffiths, M., Delory, B. M., Jawahir, V., Wong, K. M., Bagnall, G. C., Dowd, T. G., Nusinow, D. A., Miller, A. J. y Topp, C. (2022). Optimisation of root traits to provide enhanced ecosystem services in agricultural systems: A focus on cover crops. *Plant, Cell and Environment*, 45(3), 751–770. <https://doi.org/10.1111/pce.14247>
- Herrera, J. M. y Stamp, P. (2015). Nitrogen Management Effects on Root Systems: A Synthesis and Future Needs. En D. Timlin, y L. R. Ahuja (Eds.) *Enhancing Understanding and Quantification of Soil-Root Growth Interactions*, 4, 67–91. <https://doi.org/10.2134/advagricsys-model4.c4>
- Heuermann, D., Gentsch, N., Boy, J., Schwenecker, D., Feuerstein, U., Groß, J., Bauer, B., Guggenberger, G. y vonWirén, N. (2019). Interspecific competition among catch crops modifies vertical root biomass distribution and nitrate scavenging in soils. *Nature Research, Scientific Reports*, 9(1), 11531. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48060-0>
- Holátko, J., Brtnický, M., Kučerík, J., Kotianová, M., Eibl, J., Kintl, A., Kynický, J., Benada, O., Datta, R. y Jansa, J. (2021). Glomalin – Truths, myths, and the future of this elusive soil glycoprotein. *Soil Biology and Biochemistry*, 153, 108116. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108116>
- Hu, J., Du, M., Chen, J., Tie, L., Zhou, S., Buckeridge, K. M., Cornelissen, J. H. C., Huang, C. y Kuzyakov, Y. (2023). Microbial necromass under global change and implications for soil organic matter. *Global Change Biology*, 29(12), 3503–3515. <https://doi.org/10.1111/gcb.16676>
- Jackson, R.B., Lajtha, K., Crow, S.E., Hugelius, G., Kramer, M. G. y Piñeiro, G. (2017). The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 48, 419–445. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234>
- Jastrow, J. D., Amonette, J. E. y Bailey, V. L. (2007). Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climatic Change*, 80(1–2), 5–23. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9178-3>
- Jastrow, J. D., Miller, R. M. y Lussenhop, J. (1998). Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(7), 905–916. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00207-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00207-1)
- Jeewani, P.H., Luo, Y., Yu, G., Fu, Y., He, X., Van Zwieten, L., Liang, C., Kumar, A., He, Y., Kuzyakov, Y., Qin, H., Guggenberger G. y Xu, J. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungi and goethite promote carbon sequestration via hyphal-aggregate mineral interactions. *Soil Biology and Biochemistry*, 162, 108417. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108417>
- Jin, K., White, P. J., Whalley, W. R., Shen, J. y Shi, L. (2017). Shaping an Optimal Soil by Root-Soil Interaction. *Trends in Plant Science*, 22(10), 823–829. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.07.008>
- Jones, D. L., Nguyen, C. y Finlay, R.D. (2009). Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil-root interface. *Plant and Soil*, 327(1–2), 5–33. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9925-0>
- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Kirchmann, H. y Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(1–2), 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>
- Khan, S.A., Mulvaney, R. L., Ellsworth, T. R. y Boast, C. W. (2007). The Myth of Nitrogen Fertilization for Soil Carbon Sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 36(6), 1821–1832. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0099>
- Kirschbaum, M. U. F., Moinet, G. Y. K., Hedley, C. B., Beare, M. H. y McNally, S. R. (2020). A conceptual model of carbon stabilisation based on patterns observed in different soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 141, 107683. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107683>
- Kong, A. Y. Y. y Six, J. (2010). Tracing Root vs. Residue Carbon into Soils from Conventional and Alternative Cropping Systems. *Soil Science Society of America Journal*, 74(4), 1201–1210. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0346>
- Kudoyarova, G. R., Dodd, I. C., Veselov, D. S., Rothwell, S. A. y Veselov, S. Y. (2015). Common and specific responses to availability of mineral nutrients and water. *Journal of Experimental Botany*, 66(8), 2133–2144. <https://doi.org/10.1093/jxb/erv017>

- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1–2), 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lehmann, J. y Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580), 1–9. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Li, J., Zhang, X., Luo, J., Lindsey, S., Zhou, F., Xie, H., Li, Y., Zhu, P., Wang, L., Shi, Y., He, H. y Zhang, X. (2020). Differential accumulation of microbial necromass and plant lignin in synthetic versus organic fertilizer-amended soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 149, 107967. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107967>
- Liang, C., Amelung, W., Lehmann, J. y Kästner, M. (2019). Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter. *Global Change Biology*, 25(11), 3578–3590. <https://doi.org/10.1111/gcb.14781>
- Liang, C., Schimel, J. P. y Jastrow, J. D. (2017). The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nature Microbiology*, 2, 17105. <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105>
- Meza, K., Vanek, S.J., Sueldo, Y., Olivera, E., Ccanto, R., Scurrah, M. y Fonte, S. J. (2022). Grass–Legume Mixtures show potential to Increase above-and belowground biomass production for Andean Forage-Based Fallows. *Agronomy*, 12(1), 142. <https://doi.org/10.3390/agronomy12010142>
- Mukumbareza, C., Muchaonyerwa, P. y Chiduzo, C. (2016). Bicultures of oat (*Avena sativa* L.) and grazing vetch (*Vicia dasycarpa* L.) cover crops increase contents of carbon pools and activities of selected enzymes in a loam soil under warm temperate conditions. *Soil Science and Plant Nutrition*, 62(5–6), 447–455. <https://doi.org/10.1080/00380768.2016.1206833>
- Nazir, M. J., Li, G., Nazir, M. M., Zulficar, F., Siddique, K. H. M., Iqbal, B. y Du, D. (2024). Harnessing soil carbon sequestration to address climate change challenges in agriculture. *Soil Tillage Research*, 237, 105959. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105959>
- Nelson, D. W. y Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. En A. Page, R. H. Miller y D. R. Keeney, (Eds.) *Methods of soils analysis, part II* (pp 539-577). American Society of Agronomy, Soil Science Society of America.
- Nieder, R., y Benbi, D. K. (2008). Organic Matter and Soil quality. En R. Nieder, R. y D. K. Benbi, (Eds.) *Carbon and Nitrogen in the terrestrial Environment*. Springer Science & Business media B.V. (pp 113-135). [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8433-1\\_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8433-1_4)
- Oderiz, A., Uhaldegaray, M., Frasier, I., Quiroga, A. R., Amiotti, N. y Zalba, P. (2017). Raíces de cultivos de cobertura: cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. *Ciencia del Suelo*, 35(2), 249–258. <https://www.ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/305>
- Ogle, S.M., Swan, A. y Paustian, K. (2012). No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 149, 37–49. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.010>
- Oldroyd, G. E. D. y Leyser, O. (2020). A plant's diet, surviving in a variable nutrient environment. *Science*, 368(6486), eaba0196. <https://doi.org/10.1126/science.aba0196>
- Pausch, J. y Kuzyakov, Y. (2018). Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Global Change Biology*, 24(1), 1–12. <https://doi.org/10.1111/gcb.13850>
- Poepflau, C. y Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environments*, 200, 33–41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Poepflau, C., A. Don, and F. Schneider. (2021). Roots are key to increasing the mean residence time of organic carbon entering temperate agricultural soils. *Global Change Biology*, 27(19), 4921–4934. <https://doi.org/10.1111/gcb.15787>
- Poepflau, C., Don, A., Six, J., Kaiser, M., Benbi, D., Chenu, D., Cotrufo, M. F., Derrien, D., Gioacchini, P., Grand, S., Gregorich, D., Griepentrog, M., Gunina, A., Haddix, M., Kuzyakov, Y., Kühnel, A., Macdonald, L. M., Soong, J., Trigalet, S., Vermeire, M. L., ..., Nieder, R. (2018). Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry*, 125, 10-26. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.025>
- Poirier, V., Roumet, C. y Munson, A. D. (2018). The root of the matter: Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 246–259. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.016>
- Puget, P. y Drinkwater, L. E. E. (2001). Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a Leguminous Green Manure. *Soil Science Society of America Journal*, 65(3), 771–779. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.653771x>
- Rampo, M., Gómez, M. F., Barraco, M., Lobos, M., Miranda, W., Girón, P., Álvarez, C. y Frasier, I. (2019). Efecto de la inclusión de centeno como cultivo de cobertura sobre la dinámica de residuos aéreos y raíces en secuencias con soja. *Actas VI Congreso nacional de ecología y biología de suelos* (pp. 234-238), 15 al 19 de septiembre de 2019, Puerto Iguazú, Misiones.
- Rasse, D. P., Rumpel, C. y Dignac, M. F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269(1–2), 341–356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Reiss, E. R. y Drinkwater, L. E. (2018). Cultivar mixtures: A meta-analysis of the effect of intraspecific diversity on crop yield. *Ecological Applications*, 28(1), 62–77. <https://doi.org/10.1002/eap.1629>
- Reiss, E. R. y Drinkwater, L. E. (2022). Promoting enhanced ecosystem services from cover crops using intra- and interspecific diversity. *Agriculture, Ecosystems, & Environment*, 323, 107583. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107586>
- Restovich, S. B., Andriulo, A. E., Armas-Herrera, C. M., Beribe, M. J. y Portela, S. I. 2019. Combining cover crops and low nitrogen fertilization improves soil supporting functions. *Plant and Soil*, 442, 401–417. <http://doi.org/10.1007/s11104-019-04205-8>

- Restovich, S. B., Andriulo, A. E. y Portela, S. I. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field Crops Research*, 128, 62–70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2011.12.012>
- Restovich, S. B., Andriulo, A. E. y Portela, S. I. (2022). Cover crop mixtures increase ecosystem multifunctionality in summer crop rotations with low N fertilization. *Agronomy for Sustainable Development*, 42(2), 19. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00750-8>
- Rillig, M. C., Muller, L. A. H. y Lehmann, A. (2017). Soil aggregates as massively concurrent evolutionary incubators. *ISME Journal*, 11(9), 1943–1948. <https://doi.org/10.1038/ismej.2017.56>
- Rillig, M. C. y Mummey, D. L. (2006). Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*, 171, 41–53. <http://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>
- Rillig, M. C., Wright, S. F. y Eviner, V. T. (2002). The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species. *Plant and Soil*, 238, 325–333. <http://doi.org/10.1023/a:1014483303813>
- Ritchie, S. W., Hanway, J. J. y Benson, G. O. (1982). How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. *Cooperative extension service Ames, Iowa*. Special report 48.
- Sainju, U. M., Whitehead, W. F. y Singh, B.P. (2005). Biculture Legume–Cereal Cover Crops for Enhanced Biomass Yield and Carbon and Nitrogen. *Agronomy Journal*, 97, 1403–1412. <http://doi.org/10.2134/agronj2004.0274>
- Schmidt, M. W. I., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D. A. C., Nannipieri, P., Rasse, D. P., Weiner, S. y Trumbore, S. E. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478(7367), 49–56. <https://doi.org/10.1038/nature10386>
- Shahzad, T., Chenu, C., Genet, P., Barot, S., Perveen, N., Mougín, C. y Fontaine, S. (2015). Contribution of exudates, arbuscular mycorrhizal fungi and litter depositions to the rhizosphere priming effect induced by grassland species. *Soil Biology and Biochemistry*, 80, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.09.023>
- Six, J. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Research*, 79(1), 7–31. <http://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- Six, J., y Paustian, K. (2014). Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, A4-A9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.014>
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., y Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Six, J., Doetterl, S., Laub, M., Müller, C.R. y Van de Broek, M. (2024). The six rights of how and when to test for soil C saturation. *SOIL*, 10, 275–279. <https://doi.org/10.5194/soil-10-275-2024>
- Smith, F.A. (2007). Plant roots. Growth, activity and interaction with soils. *Annals of Botany*, 100(1), 151–152. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm099>
- Soil Survey Staff. (2012). *Keys to Soil Taxonomy*. 12th ed. USDA NRCS.
- Sokol, N. W., Sanderman, J. y Bradford, M. A. (2019). Pathways of mineral-associated soil organic matter formation: Integrating the role of plant carbon source, chemistry, and point of entry. *Global Change Biology*, 25(1), 12–24. <https://doi.org/10.1111/gcb.14482>
- Stewart, C. E., Plante, A.F., Paustian, K., Conant, R. T. y Six, J. (2008). Soil Carbon Saturation: Linking Concept and Measurable Carbon Pools. *Soil Science Society of America Journal*, 72(2), 379. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0104>
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A. B., de Remy de Courcelles, V., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M. B., Bookes, P. C., Chenu, C., Jastrow, J. D., Lal, R., Lehmann, J., ..., Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164(2013), 80–99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Tiemann, L. K., Grandy, A. S., Atkinson, A. A., Marin-Spiotta, E. y 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>
- Wander, M. (2004). Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In: Magdoff, F. y Weil, R. (Eds), *Soil organic matter in sustainable agriculture*. (pp. 67–102). CRC Press, Inc.
- Weng, Z., Lehmann, J., Van Zwieten, L., Joseph, S., Archanjo, B. S., Cowie, B., Thomsen, L., Tobin, M. J., Vongsivut, J., Klein, A., Doolette, C. L., Hou, H., Mueller, C. W., Lombi, E. y Kopittke, P. M. (2021). Probing the nature of soil organic matter. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52(22), 1–22. <https://doi.org/10.1080/10643389.2021.1980346>
- Witzgall, K., Vidal, A., Schubert, D. I., Höschen, C., Schweizer, S. A., Buegger, F., Pouteau, V., Chenu, C. y Mueller, C. W. (2021). Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon. *Nature Communications*, 12(1), 4115. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24192-8>
- Wright, S. F. y Upadhyaya, A. (1996). Extraction of an abundant unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science*, 161(9), 575–586. <https://doi.org/10.1097/00010694-199609000-00003>

Trabajo científico - Génesis, Clasificación, Cartografía y Mineralogía de Suelos

## FISIOGRAFÍA Y SUELOS DE LA CUENCA DEL ARROYO SOBERBIO, PROVINCIA DE MISIONES

Lucas Martín Moretti<sup>1,\*</sup> , Leonardo Mauricio Tenti Vuegen<sup>2</sup> , Lucas Adrián Hopechek<sup>1</sup> ,  
Sebastián Ernesto Bárbaro<sup>1</sup> , Guillermo Andrés Schulz<sup>2</sup> , Darío Martín Rodríguez<sup>2</sup> 

<sup>1</sup> Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Cerro Azul, Provincia de Misiones, Argentina.

<sup>2</sup> Instituto de Suelos, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Hurlingham, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

### RESUMEN

La cuenca del arroyo Soberbio se ubica en el departamento Guaraní, en el centro este de la provincia de Misiones. Se caracteriza por un clima subtropical perhúmedo, relieve serrano, vegetación de tipo selvática y el afloramiento de coladas basálticas. La cartografía de suelos disponible para el área señala el dominio de suelos rojos (Ultisoles y Alfisoles) en posición de loma y media loma, y de suelos pedregosos (Entisoles) en sectores escarpados, con propiedades físicas y químicas diferenciales. El objetivo de esta contribución es profundizar en el estudio de la relación paisaje-suelo en la cuenca, información necesaria para una adecuada planificación de uso y manejo del recurso. Para ello se realizó una clasificación fisiográfica y se estudiaron los suelos representativos de cada una de las diferentes unidades. Los resultados permitieron establecer tres unidades de Paisaje fisiográfico: Interfluvios, Laderas y Valles. Los Interfluvios corresponden a Lomadas y Cerros, en donde para las primeras se describió un Kandiodult ródico de pobre fertilidad química, mientras que para los segundos se identificó un Udortent lítico, con limitantes físicas para el desarrollo de los cultivos. En el Ultisol dominan los procesos pedogenéticos de ferralitización y argiluvación, mientras que en el Entisol, dominan los procesos morfogenéticos. En la Ladera, se relevaron un Eutrudept dístico y un Hapludol lítico en un sector con pendiente entre 10-25% y en otro >40% respectivamente, en los que predomina el proceso pedogenético de melanización, siendo suelos con importantes limitantes físicas para el desarrollo de los cultivos. En un sector de pendiente suave (3%) denominado Rellano de ladera, se describió un Kandiodalf ródico, en el que predomina el proceso de argiluvación, siendo el suelo más fértil de los aquí analizados. Por su parte, en el Valle se identificó un Udortent lítico en una pendiente al cauce, con importantes limitantes físicas.

**Palabras clave:** departamento Guaraní; relación paisaje-suelo; suelos pedregosos; suelos rojos

\* Autor de contacto:  
moretti.lucas@inta.gob.ar

Recibido:  
18-12-24

Recibido con revisiones:  
20-02-25

Aceptado:  
20-02-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

## PHYSIOGRAPHY AND SOILS OF THE SOBERBIO STREAM WATERSHED, PROVINCE OF MISIONES

### ABSTRACT

The Soberbio stream watershed is located in the Guaraní department, in the central eastern area of Misiones province. It is characterized by a perhumid subtropical climate, mountainous relief, subtropical forest vegetation and basaltic outcrops. The available soil maps of the area display the predominance of red soils (Ultisols and Alfisols) in hill and mid-hill positions and of stony soils (Entisols) on steep slopes, both with differential physical and chemical properties. The aim of this work is to improve the knowledge of the soil-landscape relationship in the watershed, in order to obtain information for an adequate planning of land use and management. A physiographic classification was carried out and representative soils from each of the different units were studied. Three units at physiographic Landscape level were delineated: Interfluvies (Hills and Mountains), Hillsides and Valleys. A Rhodic Kandudult with poor chemical fertility was analyzed in the Hills unit, while a Lithic Udortent with physical limitations for crop development was analyzed in the Mountains unit. Pedogenetic processes of ferrallitization and argilluviation are characteristic of the Ultisol, while morphogenetic processes predominate in the Entisol. A Dystric Eutrudept and a Lithic Hapludoll were analyzed on different slope gradients in the Hillside unit (10-25% and >40% respectively). In these soils the melanization process predominates, and important physical limitations for crop development can be observed. In a gently slope area (3%) called "Rellano", a Rhodic Kandudalf is described, where the argilluviation process predominates. It is the most fertile soil of those analyzed in this study. Finally, a Lithic Udortent with important physical limitations was identified on a slope to the watercourse in the Valley unit.

**Keywords:** department of Guaraní; soil-landscape relationship; stony soils; red soils

### INTRODUCCIÓN

La provincia de Misiones, en el extremo noreste de Argentina, se caracteriza por su clima subtropical, vegetación predominante del tipo selvática, relieve ondulado y el afloramiento de coladas basálticas. El conocimiento referido al tipo y distribución geográfica de los suelos se resume en la cartografía provincial a escala de reconocimiento (Mancini et al., 1965; INTA-SAGyP, 1990), y en los relevamientos a escala semidetallada realizados para los departamentos de Leandro N. Alem (Godagnone y de la Fuente, 2013) y Guaraní (CFI-MAyP, 2024). En cada caso se señala el dominio de suelos rojos profundos del orden Ultisol y Alfisol en las regiones naturales de la Meseta central preservada y en la del Relieve fuertemente ondulado a colinado, mientras que suelos pedregosos del orden Entisol, Inceptisol y Molisol, dominan en las unidades del Relieve montañoso fuertemente disectado y en las Zonas disectadas y encajonadas (INTA-SAGyP, 1990; Moretti y Navarro de Rau, 2019). Ambos tipos de suelos presentan características morfológicas y propiedades físicas y químicas muy disímiles, hecho que se refleja en su clase de aptitud para el desarrollo de los cultivos de la región. En este sentido, los suelos rojos son aptos para el cultivo de yerba mate y te, en tanto que los pedregosos lo son mayormente para cultivos anuales y forestación (CFI-MAyP, 2024).

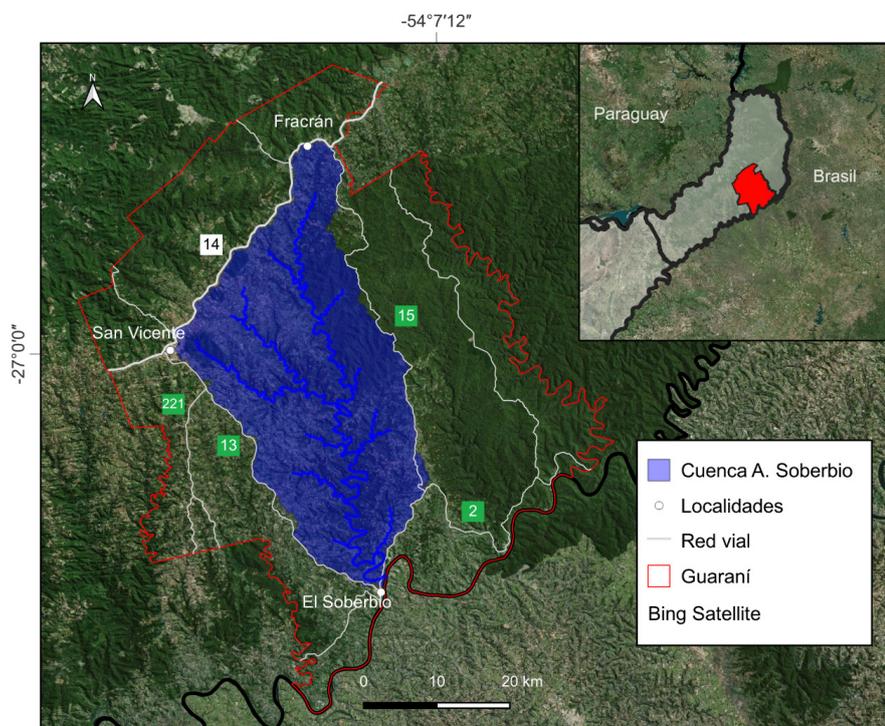
El departamento Guaraní, en el noreste de Misiones, abarca una diversidad de regiones naturales, así como de usos agrícolas. La cuenca del arroyo Soberbio se ubica en el sector central del departamento, su cauce recorre un paisaje serrano y desemboca en el río Uruguay, en el límite con Brasil. La cartografía a escala 1:500.000 para esta cuenca indica la presencia de suelos rojos (Ultisoles y Alfisoles) en lomas y medias lomas con pendientes que pueden alcanzar el 12% y de suelos pedregosos (Entisoles) en sectores escarpados (INTA-SAGyP, 1990). No obstante, trabajos recientes de mayor detalle revelaron además la presencia de Inceptisoles, Molisoles y Alfisoles pardos (Moretti et al., 2022; CFI-MAyP, 2024). Este hecho implica la presencia de suelos con propiedades físicas y químicas diferenciales, que deben ser evaluadas en detalle para una adecuada planificación del uso y manejo del recurso.

El objetivo de esta contribución es profundizar en el estudio de la relación paisaje-suelo en la cuenca del arroyo Soberbio. Se realizó una clasificación fisiográfica de la cuenca, se describieron morfológicamente los suelos representativos de las diferentes unidades de paisaje y se llevaron a cabo análisis físicos y químicos, a fin de interpretar los factores formadores y procesos pedogenéticos involucrados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Descripción del área en estudio

La cuenca del arroyo Soberbio se ubica en el departamento Guaraní, en el sector centro este de Misiones, Argentina (Figura 1). Abarca una superficie total de 107.500 ha.



**Figura 1.** Ubicación del área en estudio.

**Figure 1.** Study area.

El área se incluye en la unidad geológica de la Meseta misionera (Freguelli, 1946), situada en el límite sur de la provincia petrográfica de la cuenca del Paraná, caracterizada por el afloramiento de las coladas basálticas toleíticas de la Formación Serra Geral (Teruggi, 1955). El principal proceso geomórfico actuante es el fluvial, que muestra un fuerte control estructural pasivo ejercido por las características litológicas de las coladas (Pereyra, 2018).

El clima es de tipo subtropical perhúmedo, con un régimen pluviométrico isohigro. El promedio de lluvias anuales (serie 1968-2020) es de 2.177,9 mm y la temperatura media anual es de 20,3°C (CFI-MAyP, 2024). La vegetación natural selvática pertenece al distrito fitogeográfico de los “helechos arborescentes”, caracterizada por cinco especies de la familia de las *Gatheaceae*: *Alsophila atrovirens*, *A. procera*, *A. plagiopteris*, *Dicksonia sellowiana* y *Hemitelia setosa* (Martinez-Crovetto, 1963). La distribución de esta familia se encuentra acotada a sectores de fuertes pendientes o en áreas naturales protegidas, cubriendo estas últimas una superficie total de 12.600 ha en la cuenca. De la superficie cultivada del departamento, un 34,5% corresponde a bosques implantados, un 30,7% a cultivos perennes (yerba mate y té), y un 30,2% a cultivos anuales (principalmente tabaco, soja y maíz) (INDEC, 2018).

De acuerdo al mapa de suelos de la provincia de Misiones a escala 1:500.000 (INTA-SAGyP, 1990), la cuenca del arroyo Soberbio constituye una única unidad cartográfica con características fisiográficas y edáficas particulares. El paisaje se describe como “Relieve montañoso y lomadas del arroyo Soberbio y afluentes”, en tanto que los suelos reconocidos consisten en Udortentes típicos ubicados en sectores escarpados

hacia vías de agua, Kanhapludalfes ródicos en medias lomas con pendientes entre el 8-12%, y Kandiudultes ródicos en posición de loma y media loma, con pendientes entre el 5-8%. En menor medida se describen afloramientos rocosos en los sectores cuspidales. Por su parte, el relevamiento a escala 1:50.000 (CFI-MAYP, 2024) señala que el 53,8% de la superficie del departamento Guaraní corresponde a un paisaje de serranía, en la que se incluye completamente a la cuenca del arroyo Soberbio, y parcialmente a otras cuencas de las vertientes de los ríos Uruguay y Paraná. La escala de ese trabajo permitió identificar además otros suelos, donde se destacan Hapludoles énticos en cerros y Eutrudeptes dístricos en cerros y laderas.

### Metodología

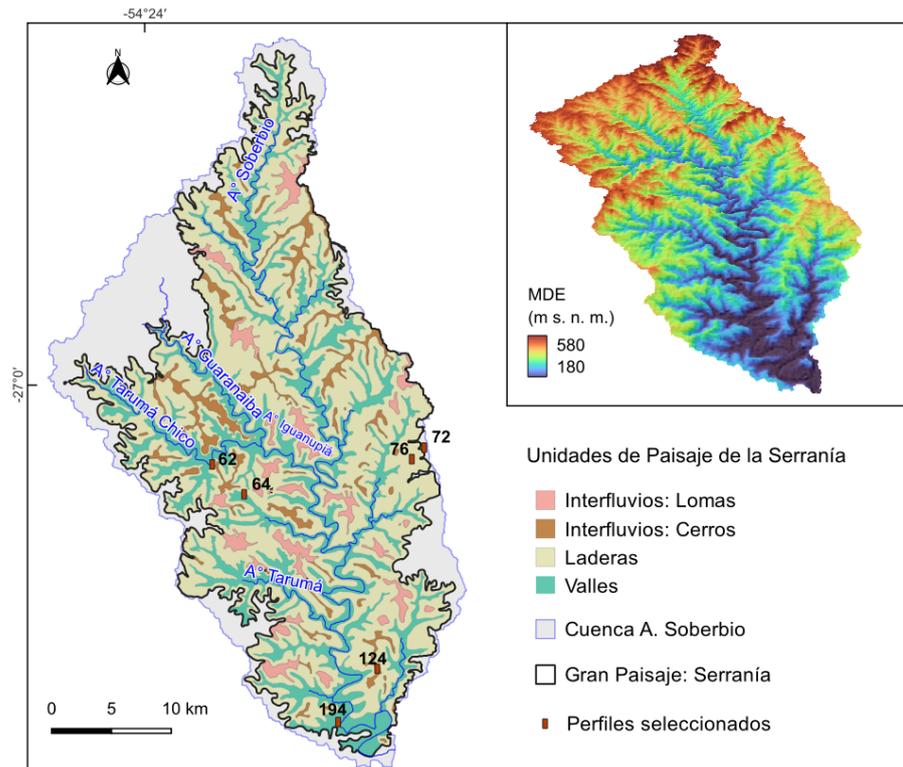
Para la delimitación de las unidades fisiográficas se establecieron categorías jerárquicas que integran principalmente aspectos de relieve, clima y vegetación, adoptando los criterios de clasificación y términos geomorfológicos establecidos para una planicie elevada y afectada por erosión fluvial (Villota, 2005). Estas categorías tienen una estructura taxonómica piramidal, que de mayor a menor, se definen como: Estructura geológica (relieve a nivel continental); Provincia fisiográfica (región morfológica con características de macrorrelieve, macroclima y geología definidas); Unidad climática (con homogeneidad de temperatura y humedad); Gran Paisaje (con similitud en geogénesis, clima, litología y topografía general); Paisaje (unidad con geogénesis específica, litología y/o edad); y Subpaisaje (división en base a la posición, por ej.: loma, pendiente, bajo) (Villota, 1997). La delimitación de la cuenca del arroyo Soberbio y el mapa que se presenta a nivel categórico de Paisaje, se realizaron en base a datos de elevación del MDE-Ar v2.0 de 30 m de resolución espacial elaborado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2019). El mapa de Paisaje se desarrolló a partir del análisis y la clasificación de tres parámetros del terreno seleccionados: la pendiente, la distancia a las vías de drenaje y la profundidad del valle. La cuenca y los parámetros del terreno se calcularon con el módulo Análisis Básico del Terreno de SAGA-GIS (Conrad et al., 2015).

El trabajo de campo consistió en el estudio morfológico de suelos en calicatas, realizadas en cada una de las unidades de Subpaisaje fisiográfico. Los perfiles se describieron en base a las normas propuestas por Schoeneberger et al. (2012) y se tomaron muestras de cada horizonte para análisis de laboratorio.

En el laboratorio se llevaron a cabo análisis físicos y químicos, de los cuales se seleccionaron para este trabajo: granulometría por el método de la pipeta de Robinson para las fracciones arena, limo y arcilla, y por tamizado y gravimetría para las gravas (Lorenz, 2005); materia orgánica por Walkley-Black; capacidad de intercambio catiónico (CIC) total por  $\text{AcNH}_4$  pH7 (EMBRAPA, 2011); pH en agua 1:2.5; y saturación con bases (cálculo). Los suelos fueron clasificados hasta nivel de Subgrupo de acuerdo con las Claves para la Taxonomía de Suelos (Soil Survey Staff, 2022).

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo con la clasificación de unidades de paisaje jerárquicas, el área en estudio pertenece a la Estructura geológica de la cuenca del Paraná, a la Provincia Fisiográfica de la Meseta misionera y a la Unidad climática Subtropical perhúmeda. A nivel de Gran Paisaje la cuenca se enmarca en el de Serranía, unidad limitada al noreste por la Meseta central, al noroeste por la de Estribaciones de la Meseta central, al este y oeste por la de Lomerío, y al sur por la del Valle del río Uruguay (Moretti et al., 2022; CFI-MAYP, 2024). Dentro del Gran Paisaje Serranía, se diferenciaron los Paisajes de Interfluvios, Laderas y Valles (Figura 2). En lo sucesivo, se presentan los resultados de los suelos representativos de cada una de estas unidades fisiográficas (Tabla 1 y Figura 3).



**Figura 2.** Mapa fisiográfico a nivel categórico de Paisaje y ubicación de los suelos estudiados.

**Figure 2.** Physiographic map at categorical level of Landscape and location of the studied soils.

**Tabla 1.** Morfología y datos físicos y químicos seleccionados de los suelos estudiados.**Table 1.** Morphology and selected physical and chemical data of the studied soils.

Hz	Color (húmedo)	Estructura	Arc. (%)	Limo (%)	Ar. (%)	Gr. (%)	MO (%)	CIC (*)	pH	SB (%)
Paisaje: Interfluvios-Lomadas. Subpaisaje: Loma-media loma. Perfil 72, Kandiuult ródico										
Ap	10R 3/4	BS; F; Md	78,6	17,2	4,2	0,3	5,8	15,6	5,0	30,0
BA	10R 3/4	BA; M; Md	82,5	14,1	3,4	0,3	2,9	11,7	4,8	21,9
Bt1	10R 3/4	Pr; M; D	84,6	12,8	2,6	0,1	2,1	10,9	4,8	20,6
Bt2	10R 3/4	Pr; G; D	87,1	10,1	2,8	0,1	0,6	9,6	5,0	29,1
Bt3	10R 3/4	Pr; M; D	93,1	4,9	2,0	0,1	0,9	9,1	5,0	20,4
Paisaje: Interfluvios-Cerros. Subpaisaje: Loma. Perfil 124, Udortent lítico										
Ap	5YR 3/4	BA; F; Md	29,2	30,2	40,6	32,7	3,6	21,5	6,5	79,5
R										
Paisaje: Laderas. Subpaisaje: Ladera superior e inferior. Perfil 64, Eutrudept dístico										
Ap	2,5YR 3/4	Gr; M; Md	30,8	28,5	40,7	5,8	4,0	19,5	5,8	71,4
Bw	2,5YR 3/6	BA; M; D	32,8	28,2	39,0	47,4	3,3	16,4	6,1	74,6
Cr		Masiva	32,0	21,9	46,1	59,5	2,2	16,8	6,2	76,3
Paisaje: Laderas. Subpaisaje: Escarpes. Perfil 62, Hapludol lítico										
Ap	5YR 2,5/2	Gr; M; Md	30,6	33,6	35,8	56,9	9,3	28,8	6,7	87,1
AC	5YR 3/3	Gr; M; D	27,0	28,5	44,5	76,2	4,9	20,8	6,8	82,0
R										
Paisaje: Laderas. Subpaisaje: Rellano. Perfil 76, Kandiualf ródico										
Ap	2,5YR 2,5/4	Gr; M; Md	55,7	31,6	12,6	0,9	3,4	14,0	5,8	60,5
Bt1	2,5YR 3/4	BA; M; Md	63,8	25,0	11,2	1,8	1,8	11,8	6,3	70,5
Bt2	2,5YR 3/6	BA; G; Md	77,0	15,5	7,5	0,3	1,1	12,3	5,9	69,2
Bt3	2,5YR 4/4	BA; G; Md	85,6	9,3	5,1	1,1	1,3	11,6	5,5	63,6
Bt4	2,5YR 4/4	Pr; G; Md	83,1	10,9	6,0	0,5	1,2	11,9	5,2	45,8
BC	2,5YR 4/4	BA; G; Md	69,6	20,7	9,7	12,6	0,3	13,6	5,3	31,4
Paisaje: Valles. Subpaisaje: Pendientes. Perfil 194, Udortent lítico										
A	2,5YR 2,5/4	BS; F; D	42,8	39,9	17,3	5,3	6,2	23,3	5,7	64,6
R										

Referencias: BS: Bloques subangulares; BA: Bloques angulares; Gr: Granular; Pr: Prismas; F: Finos; M: Medios; G: Gruesos; D: Débiles; Md: Moderados; (\*): cmol kg<sup>-1</sup>

References: BS: Sub-angular Blocky; BA: Angular Blocky; Gr: Granular; Pr: Prisms; F: Fine; M: Medium; G: Coarse; D: Weak; Md: Moderate; (\*): cmol kg<sup>-1</sup>

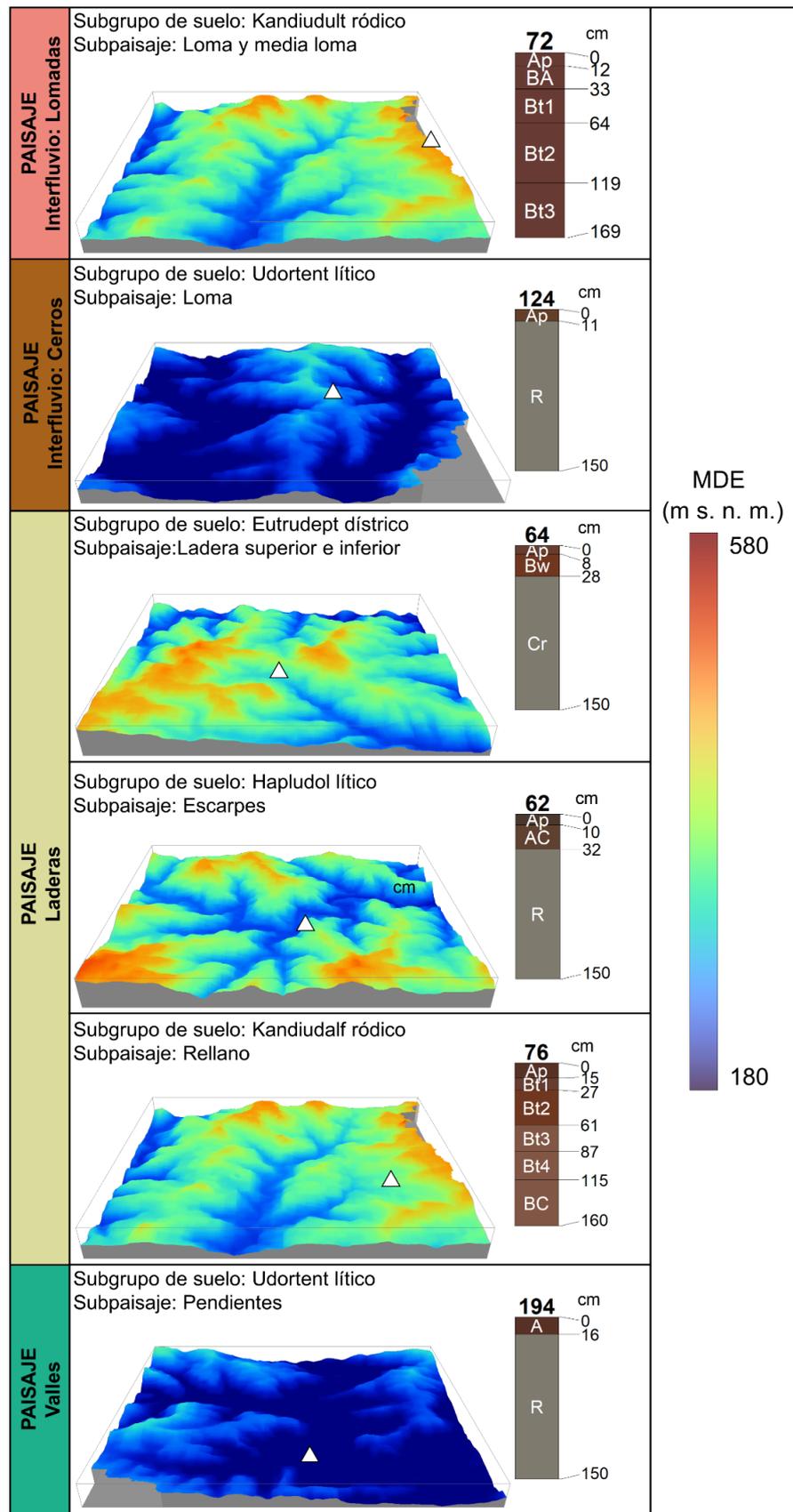


Figura 3. Unidades de Paisaje y suelos representativos.

Figure 3. Landscape units and representative soils.

### Interfluvios

Se diferenciaron dos tipos de Interfluvios: Lomadas y Cerros. Las Lomadas abarcan una superficie de 4.552 ha y presentan un relieve ondulado con pendientes que no superan el 10% (Figura 4a). En posición de loma y media loma (categoría de Subpaisaje) se reconoció un suelo clasificado como Kandiuult ródico (Perfil 72) (Figura 4b). Se trata de un suelo muy profundo de color rojo oscuro y textura arcillosa. En superficie presenta un horizonte Ap de 12 cm de espesor, con buena provisión de materia orgánica. Por debajo se describen un horizonte transicional BA y horizontes iluviales (Bt) con estructura en bloques y prismática respectivamente. La arcilla se incrementa con la profundidad, superando el 90% en el horizonte Bt3. Es un suelo pobre en bases ( $\leq 30\%$ ) y de reacción muy fuertemente ácida. Los valores determinados para la CIC total disminuyen de  $15,6 \text{ cmol kg}^{-1}$  en superficie, a alrededor de  $10 \text{ cmol kg}^{-1}$  en profundidad, sugiriendo la presencia de minerales caolíniticos.



**Figura 4.** a) Interfluvios: Lomadas; b) Perfil 72, Kandiuult ródico.

**Figure 4.** a) Interfluves: Hills; b) Profile 72, Rhodic Kandiuult.

Respecto a la mineralogía de la fracción arcilla de los suelos rojos de Misiones, los primeros estudios señalaron la presencia de caolinitas, acompañados de una menor proporción de óxidos de hierro (Guedes et al., 1962; Sanesi, 1965; Depetris, 1979). Trabajos posteriores revelaron además la presencia de cloritas secundarias o pseudocloritas, cuya génesis estaría vinculada a la alternancia de períodos secos y húmedos ocurridos durante el Cuaternario reciente, que conducirían a procesos de bisialitización y monosialitización respectivamente. En sucesivas etapas repetidas, los espacios interlaminares de las estructuras de tipo 2:1 formadas en los períodos secos, fueron ocupados progresivamente con  $\text{Al}^{3+}$  durante los períodos húmedos, generando minerales 2:1:1 (Morrás et al., 2009). Por otra parte, las proporciones de pseudocloritas varían tanto dentro del perfil de los suelos, así como espacialmente. En el primer caso disminuyen en profundidad, debido a que las condiciones biogeoquímicas para la meteorización mineral y formación de estos minerales se ven favorecidas en superficie. En el segundo, los suelos ubicados al sur de la provincia tienen una mayor proporción de minerales cloríticos que los situados al norte, hecho que podría deberse a la distinta intensidad de los períodos secos ocurrida entre las dos regiones. En este sentido, los valores de CIC total reportados para los horizontes A de los suelos localizados en el sur –con mayor proporción de pseudocloritas– son mayores respecto de aquellos ubicados al norte, aún con contenidos de arcillas similares, variando de 20 a  $15 \text{ cmol kg}^{-1}$  respectivamente (Morrás et al., 2009).

Para el caso del Ultisol aquí estudiado y en base a los valores de referencia arriba mencionados, si bien no se descarta la presencia de una cierta proporción de pseudocloritas en superficie además de caolinitas, el mayor valor de la CIC determinado para el horizonte Ap ( $15,6 \text{ cmol kg}^{-1}$ ) estaría relacionado con su elevado contenido de materia orgánica (5,8%). En cuanto a los procesos pedogenéticos predominantes identificados, se destacan la ferralitización y la argiluvación. La principal limitante es la fertilidad química, dado su acidez y baja saturación con bases, ya que no presenta restricciones físicas para el crecimiento de las raíces.

Los Cerros cubren una superficie de 5.415 ha y se presentan como una prolongación de las Lomadas o de manera aislada, siendo en general de menor extensión y de relieve ondulado a pronunciado (Figura 5a). En sectores con pendiente pronunciada se observaron afloramientos rocosos, mientras que en las áreas cuspidales con pendientes entre el 3-10% se reconocieron suelos pedregosos. El perfil seleccionado en este último caso ha sido clasificado como Udortent lítico (Perfil 124) (Figura 5b). Se trata de un suelo muy somero, de incipiente desarrollo pedogenético y de textura franco arcillosa, con abundantes gravas de basalto saprolitizado. Solo se reconoció un horizonte Ap de color pardo oscuro rojizo en contacto lítico con basalto, de reacción débilmente ácida, bien provisto en bases y con una CIC total de  $21,5 \text{ cmol kg}^{-1}$ . A diferencia del suelo rojo, esta última sugiere la presencia de minerales illíticos, además de caolinita en la fracción arcilla, aunque no se dispone de información mineralógica para suelos similares en la región. El único proceso pedogenético identificado es la melanización, siendo la profundidad efectiva y la pedregosidad las principales limitantes del perfil.



**Figura 5.** a) Interfluvios: Cerros; b) Perfil 124, Udortent lítico.

**Figura 5.** a) Interfluvies: Mountains; b) Profile 124, Lithic Udortent.

Los estudios morfológicos y analíticos de los suelos de Interfluvios sugieren que las Lomadas serían geomorfos más antiguas, donde la acción prolongada de los procesos pedogenéticos condujo a la formación de Ultisoles. Estos suelos también son característicos de la Meseta central y de los Lomeríos, por lo que pueden interpretarse como relictos de estas unidades dentro de la Serranía. Por su parte, en los Cerros prevalecen los procesos morfogenéticos, en donde el continuo rejuvenecimiento del paisaje debido a la acción de la erosión hídrica se traduce en la presencia de Entisoles y afloramientos rocosos.

#### Laderas

Es la unidad fisiográfica que presenta mayor variabilidad de suelos en relación con la inclinación de la pendiente, abarcando una superficie total de 52.721 ha. En un sector con pendiente comprendida entre 10-25% (Figura 6a) se reconoció un perfil clasificado como Eutrudept dístico (Perfil 64) (Figura 6b). Es un suelo somero, de color pardo oscuro rojizo a rojo oscuro, de moderado desarrollo pedogenético y de textura franco arcillosa. En superficie se identifica un horizonte Ap de 8 cm de espesor, y por debajo, un horizonte Bw de estructura débil y abundante proporción de gravas, en contacto paralítico con el saprolito basáltico a los 28 cm. Presenta reacción medianamente ácida en superficie a débilmente ácida en profundidad, con saturación de bases mayor al 70% en todo el perfil. Los valores de CIC total son de  $19,5 \text{ cmol kg}^{-1}$  en superficie, y disminuyen a aproximadamente  $16 \text{ cmol kg}^{-1}$  tanto en el horizonte Bw como en el Cr, en relación al decrecimiento en el porcentaje de materia orgánica. En este sentido, la asociación mineralógica de la fracción fina puede asemejarse a la del suelo pedregoso del interfluvio. El proceso pedogenético predominante en esta posición de la Ladera es la melanización, mientras que las principales limitantes son de naturaleza física y se relacionan con la profundidad efectiva, pedregosidad y susceptibilidad a la erosión hídrica dada por el gradiente de la pendiente.

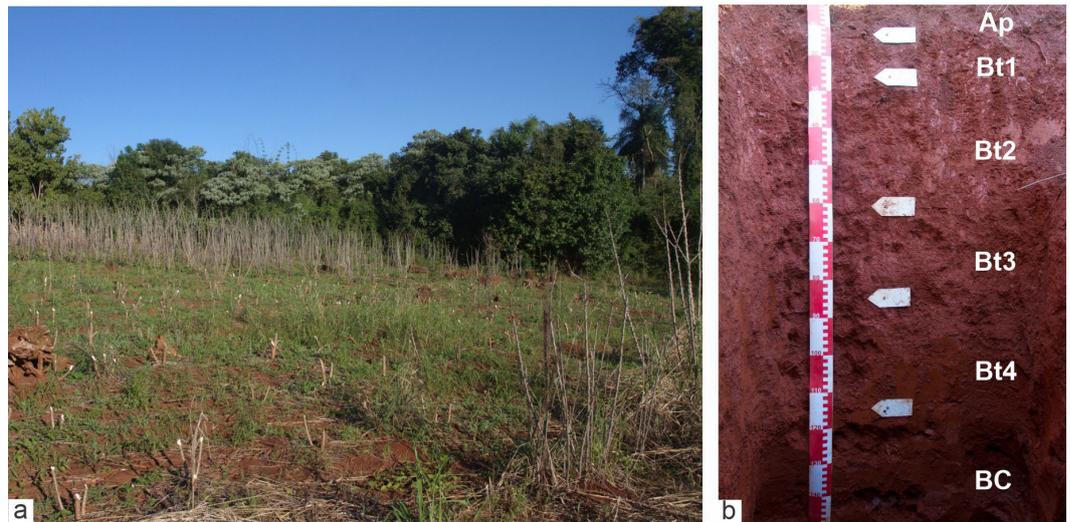


**Figura 6.** a) Laderas (pendiente 10-25%); b) Perfil 64, Eutrudept dístrico.  
**Figure 6.** a) Hillsides (slope 10-25%); b) Profile 64, Dystric Eutrudept.

Por otra parte, a lo largo de las Laderas existen sectores con pendientes de menor gradiente (aprox. 3%), denominados Rellanos (Figura 7a). Estos se presentan de manera escalonada y en el contexto de la evolución de una planicie afectada por erosión fluvial, son interpretados como pisos de antiguos valles fluviales (Villota, 2005). En esta posición se reconoció un suelo clasificado como Kandiudalf ródic (Perfil 76) (Figura 7b). Se trata de un perfil profundo y bien desarrollado, de color pardo oscuro rojizo en superficie a rojo oscuro en profundidad. Presenta un horizonte Ap de 15 cm que sobreyace a una sucesión de horizontes Bt, subdivididos principalmente en base a la estructura. En la base se describe un horizonte de transición (BC) al saprolito basáltico (Cr). El porcentaje de arcilla se incrementa desde el horizonte Ap al Bt4 (55,7 a 83,1%) disminuyendo luego en el horizonte BC (69,6%). El pH es medianamente a débilmente ácido en superficie a fuertemente ácido en profundidad, mientras que la saturación con bases es mayor a 30% en todo el perfil, con un máximo de 70,5% en el horizonte Bt1. Por su parte, la CIC es mayor en el Ap ( $14 \text{ cmol kg}^{-1}$ ) y disminuye en profundidad (aprox.  $12 \text{ cmol kg}^{-1}$ ), en relación con la disminución de la materia orgánica.

El proceso pedogenético predominante es la argiluviciación, y en menor medida la ferralitización. Es un suelo sin mayores limitantes para su uso agrícola, no obstante, en otros Rellanos de la Serranía del arroyo Soberbio, se han reportado Alfisoles rojos más someros con contactos paralíticos por encima de los 150 cm, clasificados como Kanhapludalfes ródicos (CFI-MAYP, 2024). En estos casos, dependiendo la profundidad del horizonte Cr, debería considerarse la profundidad efectiva como limitante física.

En comparación con el suelo rojo del Interfluvio (Perfil 72, Kandiudult ródic), el suelo estudiado en el Rellano de Ladera presenta características morfológicas que conjuntamente con los datos analíticos, reflejan un menor grado de evolución del perfil. En este sentido, el Kandiudalf ródic (Perfil 76) es menos profundo, arcilloso y rojizo, posee mayor saturación con bases y es ligeramente más alcalino, no obstante, los valores de CIC también son compatibles con la dominancia de minerales de tipo 1:1 (kanditas) en la fracción arcilla.



**Figura 7.** a) Rellano; b) Perfil 76, Kandiuđalf r3dico.

**Figure 7.** a) Rellano; b) Profile 76, Rhodic Kandiuđalf.

En aquellos sectores de las Laderas donde las pendientes son pronunciadas (>25%) predominan suelos someros y afloramientos rocosos, mientras que en 11reas escarpadas con pendiente mayores a 45%, son frecuentes los barrancos de basalto. En un sector escarpado, con una pendiente de 40% (Figura 8a) se reconoci3 un suelo clasificado como Hapludol l3tico (Perfil 62) (Figura 8b). Se trata de un suelo somero, de incipiente desarrollo pedogen3tico, color pardo oscuro rojizo y de pH neutro. En superficie se identifica un horizonte Ap de 10 cm de espesor y, por debajo, un horizonte transicional AC en contacto l3tico con la roca bas1ltica a los 32 cm. Ambos son de textura franco arcillosa y presentan abundantes gravas. Los valores de materia org1nica (Ap: 9,3%; AC: 4,9%) y de CIC total (Ap: 28,8 cmol kg<sup>-1</sup>; AC: 20,8 cmol kg<sup>-1</sup>), son los m1s elevados de los suelos aqu3 estudiados. El proceso pedogen3tico predominante en este perfil es la melanicizaci3n y, si bien es un suelo de elevada fertilidad qu3mica, presenta severas restricciones f3sicas para uso agr3cola, forestal o ganadero, entre las que se destacan la pedregosidad y profundidad efectiva, adem1s del proceso de erosi3n h3drica favorecido por el gradiente de la pendiente.



**Figura 8.** a) Laderas (pendiente 40%); b) Perfil 62, Hapludol l3tico.

**Figure 8.** a) Hillsides (slope 40%); b) Profile 62, Lithic Hapludoll.

### Valles

Los valles serranos abarcan una superficie total de 21.508 ha. Son estrechos y en forma de "V", a veces asimétricos, con arroyos que en algunos casos desarrollan pequeñas terrazas (Figura 9a). En la cuenca del arroyo Soberbio, las pendientes hacia los cursos de agua están comprendidas entre el 3 y 10%, se caracterizan por suelos de escaso desarrollo y por afloramientos rocosos. Aquí se reconoció un suelo clasificado como Udortent lítico (Perfil 194) (Figura 9b). Es un suelo muy somero, de incipiente desarrollo pedogenético, color pardo oscuro rojizo y textura arcillosa. Solo se describe un horizonte Ap de 16 cm de espesor, con buena provisión de materia orgánica y pH medianamente ácido, en contacto lítico con la roca basáltica. Salvo una incipiente melanización, no se reconocen otros procesos pedogenéticos en el perfil, siendo la profundidad efectiva su principal limitante.

Es importante señalar que en otros valles de los arroyos de la cuenca del río Uruguay, en el departamento Guaraní, se han reportado Hapludalfes mólicos en pequeñas terrazas fluviales, como así también Kandudalfes oxiácuicos en planicies aluviales (CFI-MAyP, 2024). En ambas geoformas, las pendientes no superan el 3% y, a diferencia de las áreas inclinadas antes mencionadas, los suelos no presentan mayores limitaciones físicas y químicas para el desarrollo de los cultivos.



**Figura 9.** a) Valle; b) Perfil 194, Udortent lítico.  
**Figure 9.** a) Valley; b) Profile 194, Lithic Udortent.

### CONCLUSIONES

A través del estudio fisiográfico de la cuenca del arroyo Soberbio se determinaron tres unidades a nivel de Paisaje, dentro del Gran Paisaje Serranía, cada una caracterizada por diferentes tipos de suelo. Para cada perfil relevado se identificaron los procesos pedogenéticos y/o morfogenéticos predominantes, conjuntamente con sus principales limitantes físicas y químicas. Este modelo de relación paisaje-suelo será de utilidad para la toma de decisiones referidas al uso y manejo del recurso en este sector de la provincia de Misiones.

### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado en el marco de las actividades de la Red de Cartografía y Evaluación de tierras del INTA y gracias al financiamiento del Consejo Federal de Inversiones (CFI) a través de la Fundación de Asuntos Agrarios del Ministerio del Agro y la Producción de Misiones, según el contrato de obra EX2021-00082960—CFI-GES#DCS.

## REFERENCIAS

- CFI-MAYP. (2024). *Cartografía semidetallada de suelos del Departamento Guaraní, Provincia de Misiones. Información necesaria para la toma de decisiones referidas al uso, manejo y conservación del recurso suelo*. Consejo Federal de Inversiones-Ministerio del Agro y la Producción de Misiones-Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/19084>
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V. y Böhner, J. (2015). System for automated geoscientific analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific model development*, 8(7), 1991-2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>
- Depetris, P. (1979). Mineralogía de la fracción arcilla en suelos lateríticos de la Provincia de Misiones (Argentina). Su posible relación con los sedimentos suspendidos del Río Paraná. *Actas VI Congreso Geológico Argentino* (Vol. 2, pp. 275-280), Buenos Aires.
- EMBRAPA. (2011). Acidez do solo. En: G. K. Donagema, D. Vilas Boas de Campos, S. Barreiros Calderano, W. Geraldtes Teixeira y J. H. Moreira Viana (Eds.), *Manual de Métodos de Análise de Solo* (2<sup>da</sup> ed.) (p. 121). EMBRAPA, Río de Janeiro, Brasil. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/990374/1/ManualdeMtdosdeAnilisedeSolo.pdf>
- Frenquelli, J. (1946). Las grandes unidades físicas del territorio argentino. *Geografía de la República Argentina* (Vol. 3, pp. 1-114). Sociedad Argentina de Estudios Geográficos, Buenos Aires.
- Godagnone, R. y de la Fuente, J. C. (2013). *Inventario del Recurso Suelo del Departamento de Leandro N. Alem*. INTA Ediciones, Buenos Aires, Argentina.
- Guedes, O., Pécora, E. y Médici, M. (1962). Caracterización de minerales de arcilla de algunos suelos argentinos. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, XVI (4), 371-414.
- IGN. (2019). *Modelo Digital de Elevaciones de la República Argentina versión 2.0*. Dirección de Geodesia. [https://www.ign.gov.ar/archivos/Informe\\_MDE-Ar\\_v2.0\\_30m.pdf](https://www.ign.gov.ar/archivos/Informe_MDE-Ar_v2.0_30m.pdf)
- INDEC. (2018). *Censo Agropecuario*. Instituto Nacional de Estadísticas y Censo. <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Nivel4-Tema-3-8-87>
- INTA-SAGyP. (1990). Provincia de Misiones. En: *Atlas de suelos de la República Argentina* (Vol. 2, pp. 107-154). Ed. Proyecto PNUD ARG 85/019.
- Lorenz, G. (2005). Métodos de análisis de suelos. *Serie Didáctica de la Facultad de Ciencias Forestales* (Nº 12, p. 5). Ed. Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina.
- Mancini, F., Sanesi, G. y Lasserre, S. (1964). *Informe Edafológico de la Provincia de Misiones*. Ed. Compañía Argentina Relevamientos Topográficos y Aerofotogramétricos.
- Martínez-Crovetto, R. (1963). Esquema fitogeográfico de la provincia de Misiones (República Argentina). *Bonplandia*, 171-223.
- Moretti, L. M. y Navarro de Rau, M. F. (2019). Soils of Misiones. En: G. Rubio, R. S. Lavado y F. X. Pereyra (Eds.), *The Soils of Argentina* (pp. 185-193). Ed. Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-76853-3\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-319-76853-3_14).
- Moretti, L. M., Tenti, L. M., Barbaro, S. E., Hopechek, L. A., Lanfranco, M., Alvarenga, F. A., Florentín, J., Pahr, N., Von Wallis, A., Rodríguez, D. M., Schulz, G. A., Escobar, D., Ybarra, D., Perucca, S. y Iwasita, B. E. (2022). Aplicación del enfoque fisiográfico para el relevamiento de suelos semidetallado en el departamento Guaraní, Misiones. *Actas XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Buenos Aires, Argentina. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/13623>
- Morrás, H. J. M., Moretti, L. M., Piccolo, G. y Zech, W. (2009). Genesis of subtropical soils with stony horizons in NE Argentina: Autochthony and polygenesis. *Quaternary International* 196(1-2), 137-159. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2008.07.001>
- Pereyra, F. X. (2018). *Regiones Geomorfológicas de Argentina*. UNDAV - Universidad Nacional de Avellaneda. <https://ulibros.com/regiones-geomorfológicas-de-argentina-xb8ic.html>
- Sanesi, G. (1965). *I suoli di Misiones*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Schoeneberger, P., Wysocki, D. y Benhamy, E. (2012). *Field book for describing and sampling soils, Version 3.0*. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE. <https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/field-book-for-describing-and-sampling-soils>
- Soil Survey Staff. (2022). *Keys to Soil Taxonomy* (13<sup>th</sup> ed.). USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-09/Keys-to-Soil-Taxonomy.pdf>
- Teruggi, M. (1955). Los basaltos tholeiíticos de Misiones. *Notas Museo de La Plata*, XVII(70), 259-278.
- Villota, H. (1997). Una nueva aproximación a la clasificación fisiográfica del terreno. *Revista CIAF*, 15(1), 83-117.
- Villota, H. (2005). *Geomorfología aplicada a levantamientos edafológicos y zonificación física de tierras* (2<sup>da</sup> ed.). Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Oficina CIAF.

## DINÁMICA DEL AGUA Y SALINIDAD DE UN HUMEDAL SALINO

Osvaldo Andrés Barbosa<sup>1\*</sup>, José Álvarez-Rogel<sup>2</sup> , Raúl Silvio Lavado<sup>3</sup> 

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias Agropecuarias, Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de San Luis, Villa Mercedes, San Luis, Argentina.

<sup>2</sup> Departamento de Tecnología y Ciencia Agraria, ETSIA, UPCT, Cartagena, España.

<sup>3</sup> Facultad de Agronomía-INBA, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

### RESUMEN

Los humedales salinos son ambientes permanentemente o frecuentemente inundados, exhibiendo suelos halohidromórficos y vegetación halófila. El objetivo fue estudiar los procesos de salinización/desalinización de los suelos y, en general, la dinámica del agua y las sales, en los suelos de un humedal salino. Se trata de la depresión denominada "Bajo Las Saladas", localizada en el centro oeste de la provincia de San Luis (Argentina). Se ubicaron cuarenta y siete freátímetros determinando la profundidad al nivel freático y su composición. Fuera de la depresión los suelos se clasificaron como Haplustoles énticos y dentro de ella como Ustortentes típicos y en la mayor parte del área como Epiacuentes típicos. Estos suelos salino-alcálinos presentan diferente profundidad de horizontes y en algunos casos, horizontes gley; y sostienen distintos tipos fisonómicos. Las variaciones del nivel freático responden a cada tipo fisonómico del sector y a la posición topográfica. Los valores de profundidad promedio para los tipos fisonómicos fueron: matorral halófilo, 0,90 m; parches de arbustal halófilo rastrero, 0,59 m; las praderas halófilas abierta y densa, 0,44 y 0,41 m, respectivamente; y la playa salina con 0,22 m. En las aguas freáticas predominan los sulfatos y el sodio. En las eflorescencias superficiales, el sulfato de sodio se presenta en sus dos variantes cristalográficas: Tenardita y Mirabilita. La modelización muestra que en la depresión salina predominan dos tipos de movimientos de agua: vertical, especialmente ascenso capilar del agua freática, y horizontal, dominado por el escurrimiento superficial. La conceptualización del movimiento de sales muestra que con vientos cálidos y secos se produce la deflagración de las sales, que se depositan en otros sectores de la depresión.

**Palabras clave:** modelos conceptuales, flujos de sales, nivel freático, eflorescencias salinas.

## WATER DYNAMICS AND SALINITY IN A SALINE WETLAND

\* Autor de contacto:  
baldibarbosa@yahoo.com.ar

Recibido:  
30-12-24

Recibido con revisiones:  
30-03-25

Aceptado:  
01-04-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

### ABSTRACT

Saline wetlands are permanently or frequently flooded environments, exhibiting halohydromorphic soils and halophytic vegetation. The objective was to study the salinization/desalination processes of soils and the overall dynamics of water and salts in the soils of a saline wetland called "Bajo Las Saladas", located in the central west area of San Luis province (Argentina). Forty-seven phreatimeters were located to determine the depth to the phreatic water-table and its composition. Soils around the wetland were classified as Entic Haplustoll, while soils in the wetland were mostly classified as Typic Epiacuent and, to a lesser extent, as Typic Ustortent. These saline-alkaline soils present different depths of horizons and in some cases, gley horizons, and they correspond to different physiognomic types. Variations in water-table depth respond to each physiognomic type and topographic position. The average water-table depth values were 0.90 m for halophilic bush patches, 0.59 m for creeping halophilic bush patches, 0.44 and 0.41 m for open and

dense halophilic meadows, respectively, and 0.22 m for saline beach. Sulphates and sodium predominate in groundwater. In the surface efflorescences, sodium sulphate is present in its two crystallographic variants: Thenardite and Mirabilite. Modelling shows that two types of water movements predominate in the saline wetland: vertical, especially capillary rise from the groundwater, and horizontal, dominated by surface runoff. The conceptualization of salt movement shows that with warm and dry winds, salt deflagration occurs, with salts being deposited in other areas of the wetland.

**Keywords:** conceptual models, salt flows, water table, saline efflorescence.

## INTRODUCCIÓN

Los humedales están definidos por un ambiente geomorfológico particular y por condiciones litológicas y edáficas características, y su ubicación garantiza la presencia constante o temporal de agua en superficie o subterránea (Kandus y Minotti, 2019). En particular, Davidson (2014) y Davidson et al. (2018) estimaron que alrededor del 46% de esos humedales corresponde a áreas con inundaciones estacionales. Los diferentes humedales están definidos por la interacción del agua, el suelo y la vegetación. En otra escala, la geomorfología y el clima de cada sitio resultan en distinta composición y estructura de la vegetación (Mitsch y Gosselink, 2007; Rincón-Pérez et al., 2020).

En Argentina, los humedales cubren una gran superficie del territorio nacional, y en la región pampeana se presentan como lagunas permanentes o temporales de drenaje endorreico, generalmente conectadas con las aguas subterráneas (Imbellone et al., 2021). La provincia de San Luis, ubicada en la provincia fitogeográfica del Espinal, presenta también estos tipos de paisajes.

Los suelos de los humedales salinos, como los de este estudio, poseen complejos gradientes espaciales, al existir zonas con mayor concentración y acumulación de sales en los periodos secos, mientras que, en los meses lluviosos, incluyendo inundaciones prolongadas o temporales, se diluyen las sales (Álvarez-Rogel et al., 2000; Crase et al., 2013). Los ambientes generados en estos suelos, afectados por hidro y halomorfismo, soportan una vegetación adaptada, que se distribuye usualmente en franjas y/o "parches", mientras que no presentan vegetación las zonas con mayor salinidad o mayor encharcamiento y anoxia o playas salinas (Moffett et al., 2010; Barbosa et al., 2023; Gouveia et al., 2023).

La profundidad de la capa freática es un factor importante en la determinación de patrones de salinización y determina la aparición de ambientes particulares donde se van a instalar plantas especialmente adaptadas o que se ven favorecidas competitivamente (Álvarez-Rogel, 1999). Asimismo, el movimiento de las sales dentro del perfil del suelo y su acumulación en la superficie están asociados con la concentración salina del nivel freático. La relación entre profundidad y concentración salina del nivel freático y la salinización de los suelos es conocida desde los albores de la ciencia del suelo y está tipificada desde hace muchos años (Richards, 1974; Peck, 1978; Kovda y Szabolcs, 1979). Para la caracterización del agua freática se utiliza el diagrama de Piper. Este procedimiento gráfico es una herramienta efectiva en la segregación analítica de datos, para el estudio de los constituyentes disueltos en aguas, los cambios en la composición de un agua por el pasaje a través de un área y problemas geoquímicos relacionados (Donado-Garzón, 1999).

El movimiento de las sales dentro del perfil del suelo desde el nivel freático y su acumulación en la superficie es causado por difusión, convección o ambos procesos simultánea o sucesivamente (Imbellone et al., 2021). Cuando el agua freática se encuentra frecuentemente cerca del suelo superficial y es altamente salina (Dangavs, 2005), las sales ascienden por difusión y cuando el suelo se seca, finalmente llegan a la superficie del suelo, esta vez por flujo másico. Las sales, principalmente sódicas, finalmente forman eflorescencias salinas de diferente espesor cuando el suelo se seca, ya sea en el perfil del suelo o en la superficie del mismo (Imbellone et al., 2021). También se reconoció desde hace muchos años la importancia del ingreso de sales a los suelos, a través de la deposición atmosférica (por ej. Ballantyne, 1978; Kovda y Szabolcs, 1979; Pye, 1987; Zhurbas y Vali, 2022).

Cuando se estudian fenómenos o sistemas complejos, como el movimiento de sales en ambientes de humedales salinos, los modelos conceptuales son muy útiles ya que representan el objeto de estudio de una forma más simple, centrándose en los aspectos más destacados del fenómeno (Mondino, 2014). Los modelos conceptuales, son modelos diseñados para facilitar la comprensión de estos sistemas físicos o fenómenos naturales (Moreira et al., 2002; Moreira et al., 2011). Estos modelos conceptuales han sido utilizados para diversos fines, como, por ejemplo: modelización de la humedad del suelo y de la capa freática.

tica (Degioanni et al., 2006; Diaz, 2015), evolución del paisaje y salinización de tierras (Bless et al., 2018), modelización de la salinización superficial (Simon et al., 2011), entre otros. Cisneros et al. (1999) presentó la modelización de dos tipos dinámicos funcionales en suelos salinos sódicos influenciados por el nivel freático para áreas del sur de Córdoba. Un tipo dinámico para suelo desnudo, con flujo vertical ascendente (ascenso capilar, evaporación); y otro tipo dinámico para suelo con vegetación, donde predominan el flujo vertical descendente (infiltración, percolación).

Dados los escasos estudios acerca de los humedales salinos del centro del país, nuestro objetivo fue estudiar los procesos de salinización/desalinización de los suelos de un humedal salino de la provincia de San Luis. Para ello se determinaron los movimientos del agua superficial y subsuperficial, y de las sales, y se desarrollaron modelos conceptuales para los movimientos del agua y las sales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Descripción del área, suelos y vegetación

El trabajo se llevó a cabo a 7 km al norte de la ciudad de Villa Mercedes (San Luis) en la depresión "Bajo Las Saladas" (33° 37' S y 65° 25' W) con una superficie aproximada de 87,2 ha. El clima es semiárido y presenta dos estaciones marcadas: un semestre seco y frío en otoño-invierno y un semestre cálido, primavera-verano, el que concentra la mayor parte de las lluvias (Barbosa, 2020). Los suelos se originaron a partir de sedimentos loessoides y eólicos arenosos y son predominantemente de textura gruesa (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y Gobierno de la provincia de San Luis, 2000; Costa et al., 2005).

El humedal salino estudiado comprende dos de los paisajes de la región (Barbosa, 2020). El primero de ellos, el manto arenoso casi plano (con un subpaisaje denominado sector llano), presenta una topografía suavemente ondulada con pendientes menores que el 1 %. Los suelos, en este caso, son Haplustoles énticos y la vegetación, en el área de estudio, se destaca por el dominio de *Neltuma caldenia* y *Geoffroea decorticans*, determinando el monte halófilo. El sector llano es el único que presenta suelos de características zonales.

El segundo paisaje es la depresión donde predominan suelos salinos-alcalinos y está integrada por los subpaisajes denominados i) sector alto, ii) sector bajo con salinidad en superficie, y iii) cauces y lagunas temporarias. En el primer subpaisaje, los suelos son Ustortentes típicos, y la vegetación es dominada por *Atriplex spp.* correspondiendo al matorral halófilo. Continúa un sector bajo con salinidad en superficie, en donde se presentan varios tipos fisonómicos de vegetación: los parches de arbustal halófilo rastrero (dominado por *Sarcocornia neei*), y las praderas halófilas abiertas y densas (dominadas por *Distichlis spicata*). El último sector corresponde al fondo de la depresión, en donde se ubica la playa salina, que es inundable, con suelo desnudo y sales en superficie en periodos secos. En estos dos últimos sectores, sin embargo, los suelos predominantes son clasificados como Epiacuentes típicos (Barbosa, 2020). Aunque los suelos presentan algunas propiedades químicas con algunas diferencias, se observa que la ubicación taxonómica de estos suelos no acompaña a los diferentes tipos fisonómicos de vegetación en la depresión.

En la Tabla 1 se presenta una síntesis de la composición y propiedades de los suelos, extraídos de Barbosa et al. (2022).

**Tabla 1.** Características del suelo en los diferentes sub-paisajes, clasificación de los suelos, tipos fisonómicos, distribución de horizontes y textura. Valores extremos máximos y mínimos de carbono orgánico (CO) y nitrógeno total (Nt) ( $g\ kg^{-1}$ ); pH (1:2.5); conductividad eléctrica (CE,  $dS\ m^{-1}$ ); profundidad de la freática (cm) y potencial redox (Eh, mV) todos del horizonte A (adaptado de Barbosa et al., 2022).

**Table 1.** Soil characteristics in the different sub-landscapes, soil classification, physiognomic types, distribution of horizons and texture. Extreme values of organic carbon (CO) and total nitrogen (Nt) ( $g\ kg^{-1}$ ); pH (1:2.5), Electrical Conductivity (CE,  $dS\ m^{-1}$ ); Phreatic depth (cm) and redox potential (Eh, mV) in the A horizon (adapted from Barbosa et al., 2022).

Sub-paisajes	Suelos	Tipos fisonómicos	Horizontes/textura	CO/Nt*	pH/CE*	Profundidad freática/Eh **
Sector llano	Entic Halustoll	Monte halófito	A-AC-C	11,7-13,5	6,2-6,7	$\geq 155$
			Fa	0,7-0,8	0,4-3,4	402-449
Sector alto	Typic Ustortent	Matorral halófito	A-AC-C	7,3-10,0	8,1-8,4	50-141
			Fa	0,83	5,6-9,5	378-419
Sector bajo con salinidad en superficie	Typic Epia-cuent	Parches de arbustal halófito rastrero	A-AC-C	4,7-11,7	8,6-9,6	3-80
			Fa	0,4-0,5	16,8-24,4	402-449
		Pradera halófito abierta	Ag-A-AC-C	6,5-8,5	9,1-9,8	15-84
			Fa/F	0,6-0,7	14,4-26,3	330-388
		Pradera halófito densa	Ag-A-AC-C	7,3-13,4	8,5-9,1	12-82
			F	1,0-1,1	17,2-22,8	313-419
Cauce y lagunas temporarias		Playa salina	Ag-A-AC-C	9,1-11,5	8,6-9,2	+7-75
			Fl	0,6-0,8	13,6-30,3	103-384

Textura: Fa: franca arenosa; F: franca; Fl: franca limosa

\* Variabilidad espacial.

\*\* Variabilidad espacial y temporal.

### Determinaciones

La hidrología de la depresión, los flujos de agua superficiales y las zonas encharcadas, fueron examinados con ayuda de planos planialtimétricos previos. También, para el seguimiento de la profundidad del nivel freático se instalaron 38 freatímetros en los mismos lugares de la depresión salina en los que se hicieron observaciones de los perfiles de suelos (Barbosa et al., 2022), a los que se sumaron 9 freatímetros adicionales. Todos ellos se ubicaron en cada uno de los sectores del paisaje de la depresión salina, de tal manera que se encontraban distribuidos uniformemente sobre el paisaje, para incrementar el nivel de precisión.

En cada uno de ellos, se determinó la profundidad al nivel freático en forma mensual desde mayo 2015 hasta octubre 2024. Los freatímetros consistieron en tubos de PVC insertados en el suelo en orificios realizados con barreno hasta la profundidad de la capa de material endurecido (calcreto o tosca) impermeable. Se registró la profundidad a la que se encontraba esta capa, en cada caso. Los tubos fueron agujereados en los 20 cm inferiores, de manera que el agua freática pueda fluir libremente a través suyo. En caso de permanecer el suelo inundado se midió el nivel sobre la superficie de este.

El mapa de elevaciones de terreno, se realizó a partir de los datos de las coordenadas planialtimétricas de alrededor de 3000 puntos del terreno medidos con la estación total Pentax R-205NE y los prismas circulares GPR111, a través de la función "Create TIN", que utiliza los puntos de muestra para crear una superficie formada por triángulos basada en información de los puntos vecinos más cercanos ("Triangulated Irregular Network"). Posteriormente se generó el mapa de isohipsas del terreno, o curvas de nivel, a través de la función "Contour". Del mismo modo se procedió para generar el mapa de elevación de la capa impermeable,

a partir de los datos de las coordenadas planialtimétricas de los 47 pozos freáticos, y a través de la función "Create TIN". Luego, se generó el mapa de isohipsas de la capa impermeable, a través de la función "Contour".

Los mapas de altimetría de la freática se generaron a partir de los datos de las mediciones de la profundidad a la freática, a través de la función de interpolación IDW (Distancia Inversa Ponderada). Todas estas herramientas se incluyen dentro de Spatial Analyst del software ArcGis 10.1.

Con los mapas obtenidos se establecieron los patrones de movimiento del agua en superficie y del nivel freático del humedal, comparando los mapas generados con el fin de relacionar las variables altura del terreno y profundidad del nivel freático.

Por otro lado, con el objeto de caracterizar el agua en cada uno de los sectores del área, se tomaron muestras del agua freática con una sonda, en forma bimensual (desde mayo 2015 a mayo 2016) y luego trimestralmente (agosto 2016 a marzo 2019). Las muestras se guardaron en frascos de cierre hermético para su análisis en laboratorio, los parámetros determinados en las aguas fueron:

- pH. Se determinó mediante el método potenciométrico [Instituto Argentino de Normalización y Certificación - Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca (IRAM-SAGyP), 2021] directamente en la muestra de agua. Se utilizó un pH-metro (OAKTON Ion 6 Acorn Series) previamente calibrado.
- Residuo seco (RS) se determinó con una muestra secada durante 48 horas a 105 C.
- Conductividad eléctrica (CE). Se determinó con un conductímetro (Antares III de PARSEC) previamente calibrado, y las unidades se expresaron en  $\text{dS m}^{-1}$ .
- Aniones. Carbonatos y bicarbonatos se determinaron por titulación con ácido (Soil Survey Laboratory, 2004), mientras los cloruros por volumetría de precipitación (Soil Survey Laboratory, 2004) y los sulfatos por Turbidimetría (Soil Survey Laboratory, 2004). Las unidades se expresaron en  $\text{mol m}^{-3}$ .
- Cationes. Calcio y magnesio se determinaron por complejometría con EDTA (Soil Survey Laboratory, 2004), mientras que sodio y potasio con un fotómetro de llama Metrolab 315 (Soil Survey Laboratory, 2004). Las unidades se expresaron en  $\text{mol m}^{-3}$ .
- Relación de absorción de sodio (RAS). Se calculó por aplicación de la fórmula:  

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

El agua freática fue caracterizada mediante el diagrama de Piper. Su obtención y la de los gráficos de relaciones entre cationes y aniones de las aguas freáticas fue realizada a través del software libre Diagrammes versión 8.6 (2024).

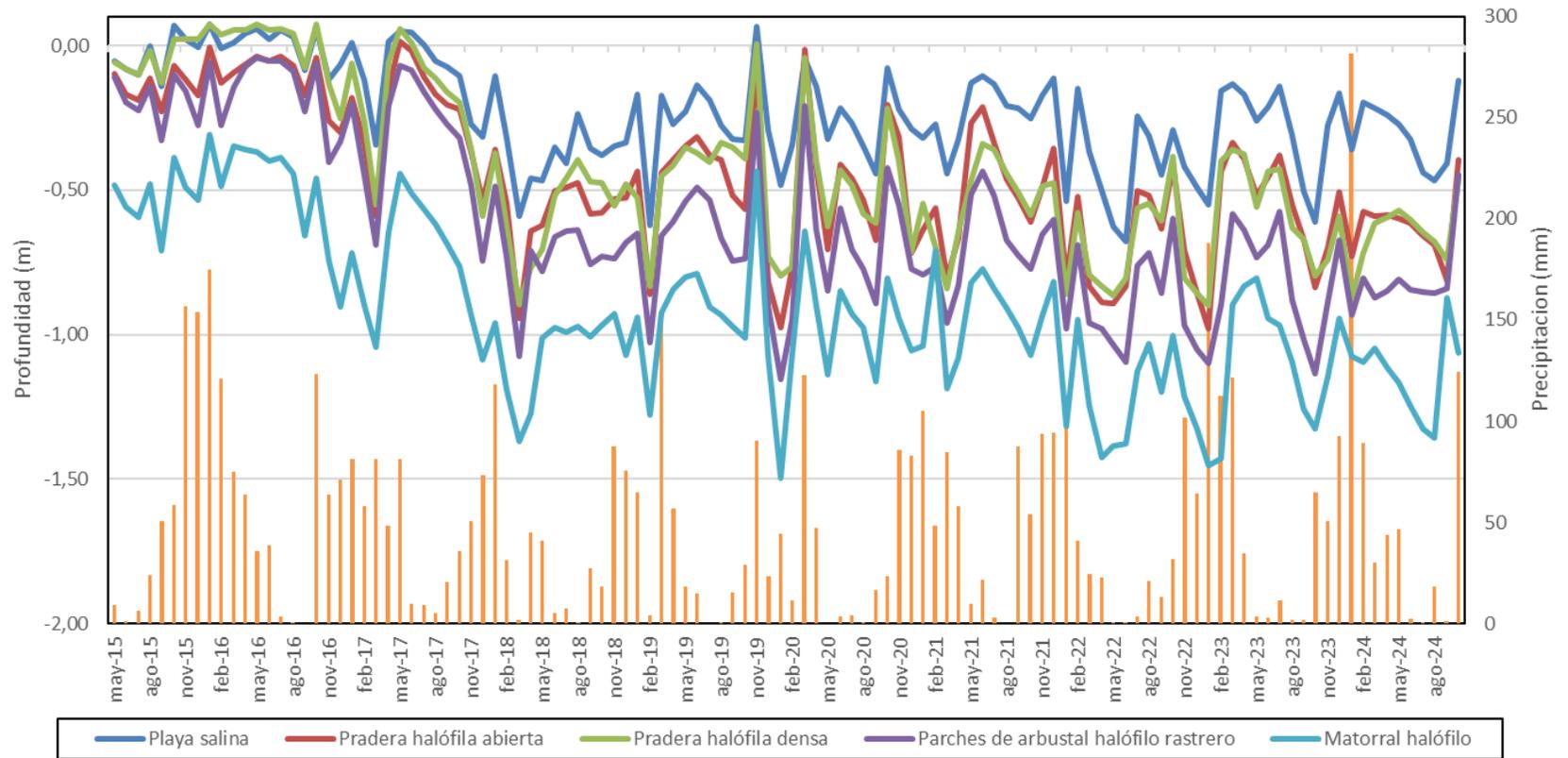
También fueron extraídas muestras de los cristales de sales precipitados superficialmente en el humedal, y fueron determinados por microscopia petrográfica en el departamento de Geología de la UNRC.

#### **Análisis estadístico**

Con los datos mensuales de la freática de cada tipo fisonómico se realizó un análisis ANOVA de medidas repetidas y posterior test de Bonferroni ( $p \leq 0,05$ ). Este test fue utilizado ya que el número de observaciones en cada nivel no fue el mismo, pues hubo freáticos que no registraron agua en las épocas secas. Adicionalmente se realizó una correlación de los datos de los niveles freáticos con las precipitaciones del sector y fue utilizado el módulo de correlaciones de parámetros determinados en el agua en el software Diagrammes.

**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Los datos del ANOVA de medidas repetitivas ( $p < 0,05$ ) de la profundidad a la freática presentaron diferencias significativas en todos los años de medición, entre los distintos sectores del paisaje. El test de Bonferroni ( $p < 0,05$ ) presentó diferencias significativas para la profundidad del nivel freático para los suelos de los tipos fisonómicos registrados. En la Figura 1 se observan claramente las diferentes alturas y las variaciones de la capa freática, en periodos lluviosos o secos, y responde a su posición topográfica. Los valores promedio para los diferentes tipos fisonómicos son: el matorral halófilo con un valor de 0,90 m, en el extremo superior, mientras que en el extremo inferior están los parches de arbustal halófilo rastrero con 0,59 m; las praderas halófilas abierta y densa con valores de 0,44 y 0,41 m respectivamente; y la playa salina con 0,22 m. En la misma figura puede observarse, también, que en las épocas lluviosas la diferencia en la profundidad freática entre los diferentes tipos fisonómicos fue menor, y aumentó en las épocas de sequía.

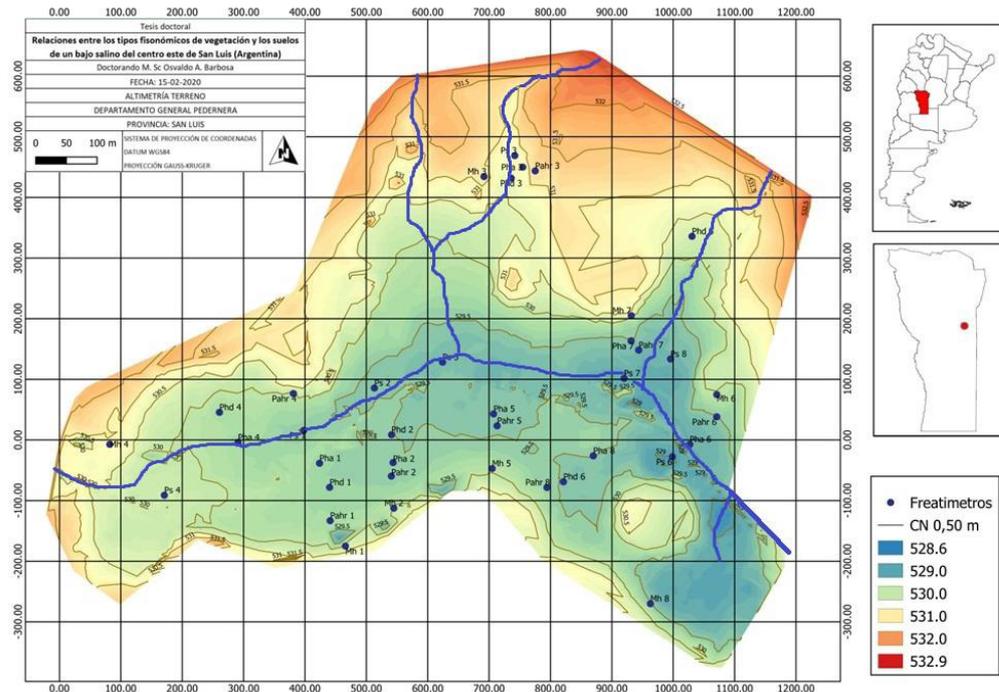


**Figura 1.** Profundidad del nivel freático (m) de los tipos fisonómicos estudiados y precipitación (mm) del sector.

**Figure 1.** Water-table depth (m) of the studied physiognomic types and precipitation (mm) of the area.

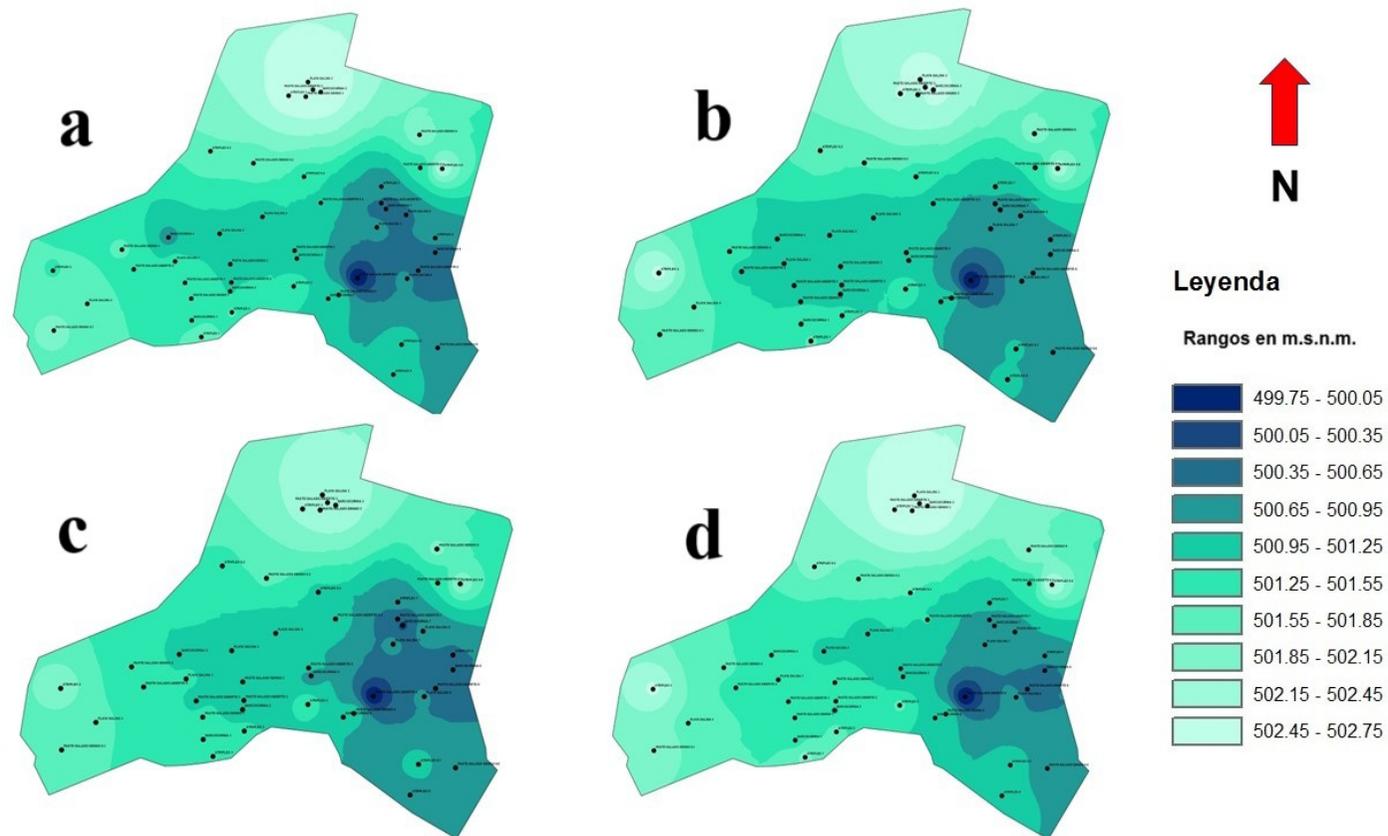
En esta figura también se puede observar que, a partir de 2015, año de ocurrencia del fenómeno ENOS (El Niño Oscilación Sur), las precipitaciones disminuyeron. Esto se refleja en los promedios anuales (1205 mm para 2015, 771 mm para 2016, 553 mm para 2017, 458 mm para 2018, 469 mm para 2019, 441 mm para 2020, 660 mm para 2021, 436 mm para 2022, 686 mm para 2023, y 637 mm hasta octubre 2024). Esta disminución de las precipitaciones provocó una mayor profundidad de la freática. Asimismo, no existió vinculación entre las precipitaciones y el nivel freático durante el periodo estudiado.

Los movimientos del agua superficial en la depresión salina ocurren primero en forma laminar (suelos salino-sódicos) y luego se encausan a través de varios cursos de agua que descienden al canal de desagüe colmatado “Bajo Las Saladas” (Figura 2).



**Figura 2.** Mapa altimétrico que muestra el movimiento superficial del agua a través de las líneas de menor cota (en azul).  
**Figure 2.** Altimetric map showing the surface movement of water through the lines of low resistance (in blue).

En la Figura 3 se puede observar los mapas del nivel freático realizados, para uno de los periodos de mayor precipitación (diciembre 2015 a marzo 2016), mostrando claramente como drena la freática siguiendo aproximadamente el canal excavado en el “Bajo Las Saladas” con dirección Este-Sudeste.



**Figura 3.** Mapas de la freática a) diciembre 2015, b) enero 2016, c) febrero 2016 y d) marzo 2016.  
**Figure 3.** Phreatic maps in a) December 2015, b) January 2016, c) February 2016 and d) March 2016.

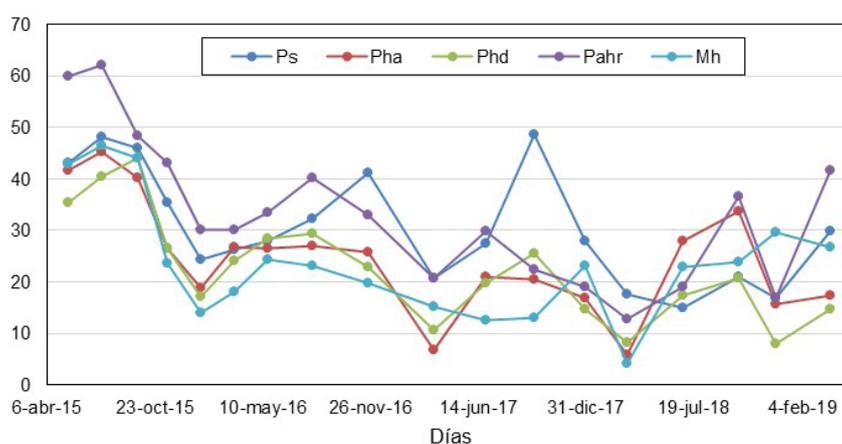
En la Tabla 2 se presentan los parámetros químicos determinados en el agua freática (periodo mayo 2015 a marzo 2019).

**Tabla 2.** Parámetros determinados en la freática: pH, residuo seco (RS, g L<sup>-1</sup>), Conductividad eléctrica (CE, dS m<sup>-1</sup>), CO<sub>3</sub><sup>=</sup>+CO<sub>3</sub>H<sup>-</sup> (mol m<sup>-3</sup>), Cl<sup>-</sup> (mol m<sup>-3</sup>), SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (mol m<sup>-3</sup>), Ca<sup>2+</sup> (mol m<sup>-3</sup>), Mg<sup>2+</sup> (mol m<sup>-3</sup>), Na<sup>+</sup> (mol m<sup>-3</sup>), K<sup>+</sup> (mol m<sup>-3</sup>) y relación de absorción de sodio (RAS). Valor promedio ± desviación estándar y valor máximo y mínimo para el periodo considerado.

**Table 2.** Parameters determined in groundwater: pH, dry residue (RS, g L<sup>-1</sup>), electrical conductivity (CE, dS m<sup>-1</sup>), CO<sub>3</sub><sup>=</sup>+CO<sub>3</sub>H<sup>-</sup> (mol m<sup>-3</sup>), Cl<sup>-</sup> (mol m<sup>-3</sup>), SO<sub>4</sub><sup>=</sup> (mol m<sup>-3</sup>), Ca<sup>2+</sup> (mol m<sup>-3</sup>), Mg<sup>2+</sup> (mol m<sup>-3</sup>), Na<sup>+</sup> (mol m<sup>-3</sup>), K<sup>+</sup> (mol m<sup>-3</sup>) and sodium absorption ratio (RAS). Average value ± standard deviation and maximum and minimum values for the period considered.

Tipo fisonómico	Suelos	pH	RS	CE	CO <sub>3</sub> <sup>=</sup> + CO <sub>3</sub> H <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	RAS
Playa Salina		8,3±0,3	34,0±14,5	30,5±10,6	15,2±5,2	144,5±56,6	359,2±169,1	45,6±15,5	63,7±38,1	406,2±175,7	4,0±1,5	53,4±15,6
		7,79-8,81	14,5-60,3	15,0-48,7	7,2-27,7	76,7-289,9	112,8-680,7	81,7-22,3	137,4-20,3	166,6-720,3	1,8-8,5	25,1-70,9
Pradera halófila abierta		8,2±0,3	26,0±13,2	24,7±10,5	16,0±7,7	119,8±51,8	265,5±148,7	40,4±18,6	53,0±30,7	302,5±165,2	3,3±1,8	41,3±17,8
Pradera halófila densa	Typic	7,4-8,6	3,9-49,2	5,9-45,3	5,3-25,6	7,38-8,57	25,8-540,9	83,0-18,4	116,8-10,8	24,5-599,1	0,7-7,5	5,2-65,9
	Epiacuent	8,3±0,4	23,2±11,4	22,7±10,0	13,5±6,7	108,5±49,8	236,2±126,1	35,8±12,2	45,1±27,4	272,7±141,8	2,8±1,4	39,7±15,2
Parches de arbustal halófilo rastrero		7,5-8,8	6,7-49,4	8,1-44,0	6,7-27,3	41,2-206,5	51,1-549,6	53,0-16,9	118,8-16,6	61,9-581,6	0,7-5,2	12,4-61,2
		8,2±0,3	36,7±17,2	33,3±13,7	18,6±9,5	167,0±86,7	379,5±186,7	46,7±19,7	76,9±42,7	434,9±226,8	4,7±2,7	53,3±23,0
Matorral halófilo	Typic	7,6-9,1	9,7-72,9	12,9-62,2	6,8-49,7	64,3-442,5	66,5-775,1	24,3-89,6	28,0-144,2	48,9-900,6	1,3-11,0	6,8-100,0
	Ustortent	8,2±0,4	23,0±13,0	23,8±11,0	17,4±9,1	109,4±58,5	230,5±140,4	33,6±17,0	48,5±29,8	268,3±163,0	3,7±2,2	37,4±19,5
		7,5-9,0	1,7-47,4	4,2-46,4	6,1-39,9	13,1-254,1	10,2-540,0	7,0-78,0	4,6-117,1	15,0-587,1	0,2-8,1	3,9-77,8

En la Tabla 2, el pH del agua no presenta diferencias estadísticas en todos los sectores de la depresión durante el periodo considerado; esta uniformidad también se refleja en los valores de la desviación estándar. A lo largo del periodo estudiado los valores de pH aumentaron en unas décimas a partir de sus valores iniciales, entre 1,5% y 8,3% según los sitios. Contrariamente, los valores de residuo seco (RS) y de conductividad eléctrica (CE), presentan un patrón distinto. Ambas determinaciones están relacionadas y sus valores son semejantes; la desviación estándar fue mayor que en los valores de pH. Los valores más elevados se encontraron en los suelos de parches de arbustal halófilo rastrero, seguido de los de la playa salina, pradera halófila abierta, luego pradera halófila densa y matorral halófilo. La Figura 4 muestra que los valores de CE presentaron aumentos en invierno-primavera y disminución en verano-otoño (por mayores precipitaciones), pero con un marcado descenso de sus niveles iniciales desde mayo 2015 a marzo 2019. La disminución de la CE fue, en promedio, del 43 %, con valores más elevados en los suelos de las praderas halófilas y menores en la playa salina. Los valores de RS también disminuyeron en forma similar a la CE, aunque hubo mayores diferencias entre sectores.



**Figura 4.** Promedios de la conductividad eléctrica (CE) para los suelos de diferentes tipos fisonómicos y el periodo considerado. Ps: playa salina, Pha: pradera halófila abierta, Phd: pradera halófila densa, Pahr: parches de arbustal halófilo rastrero, y Mh: matorral halófilo.

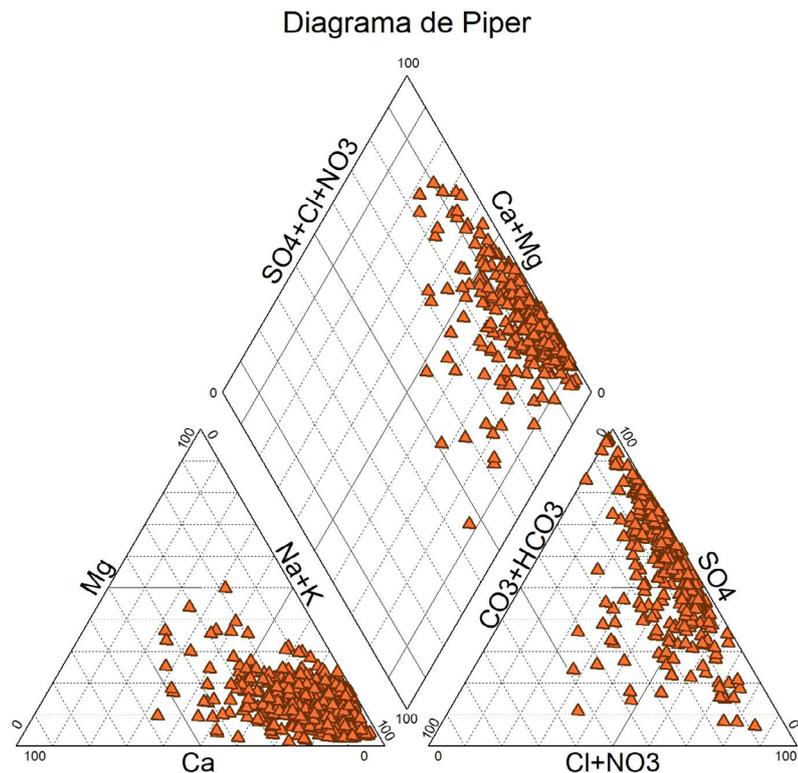
**Figure 4.** Average electrical conductivity (CE) for the soils of the different physiognomic types and sampling dates. Ps: saline beach, Pha: open halophilic meadows, Phd: dense halophilic meadows, Pahr: patches of creeping halophilic scrub, and Mh: halophilic scrub.

La suma de carbonatos y bicarbonatos presenta valores promedios muy semejantes en los suelos de todos los tipos fisonómicos encontrados, siendo alta también su variabilidad. La concentración de los cloruros y sulfatos, por el contrario, mostró un patrón de distribución semejante al del RS y la CE, siendo también alta su variabilidad. Todos los cationes presentaron el mismo patrón de distribución semejante al del RS y la CE, siendo el sodio el catión predominante en todos los casos, seguido por el magnesio, el calcio y finalmente el potasio.

Tomando en cuenta los promedios de los aniones en las aguas freáticas, se puede advertir que las aguas freáticas poseen alrededor del 30% de cloruros, 4% de carbonatos y bicarbonatos, y 66% de sulfatos, con variaciones según los sectores. La concentración de los aniones disminuyó en los suelos de diferentes sectores del paisaje, en todos los casos. Los cloruros descendieron del 76 % hasta el 49 %, los carbonatos y bicarbonatos disminuyeron entre el 55 % y el 18%, mientras que los sulfatos disminuyeron sus valores entre el 67 % y el 34 %, según los suelos de los distintos sectores. La playa salina fue la excepción, por presentar ligeros aumentos en la concentración, lo que podría deberse a que presenta la cota más baja, acumulando sales, antes de que estas se retiren por el canal de desagüe.

El contenido de cationes de las aguas freáticas en promedio fue de 10% de calcio, 13% magnesio, 77% sodio y 1% de potasio, variando en los diferentes sectores. Los cationes, en forma general disminuyeron sus concentraciones. El calcio, es el que menos disminuyó, con la excepción de la playa salina que aumentó un 64,8%. El magnesio, el sodio y el potasio disminuyeron en toda el área, variando su concentración según los sectores. La RAS también disminuyó, excepto la playa salina donde aumentó un 3,7%.

Los diagramas de Piper (Figura 5) de todos los análisis de agua freática realizados a través del tiempo, muestran que poseen, principalmente, características sulfato-sódicas. Para la región sur de Córdoba (en zona subhúmeda), Cisneros et al. (1999) encontraron el predominio de cloruros sobre sulfatos (56 a 41 % respectivamente), para la freática regional.

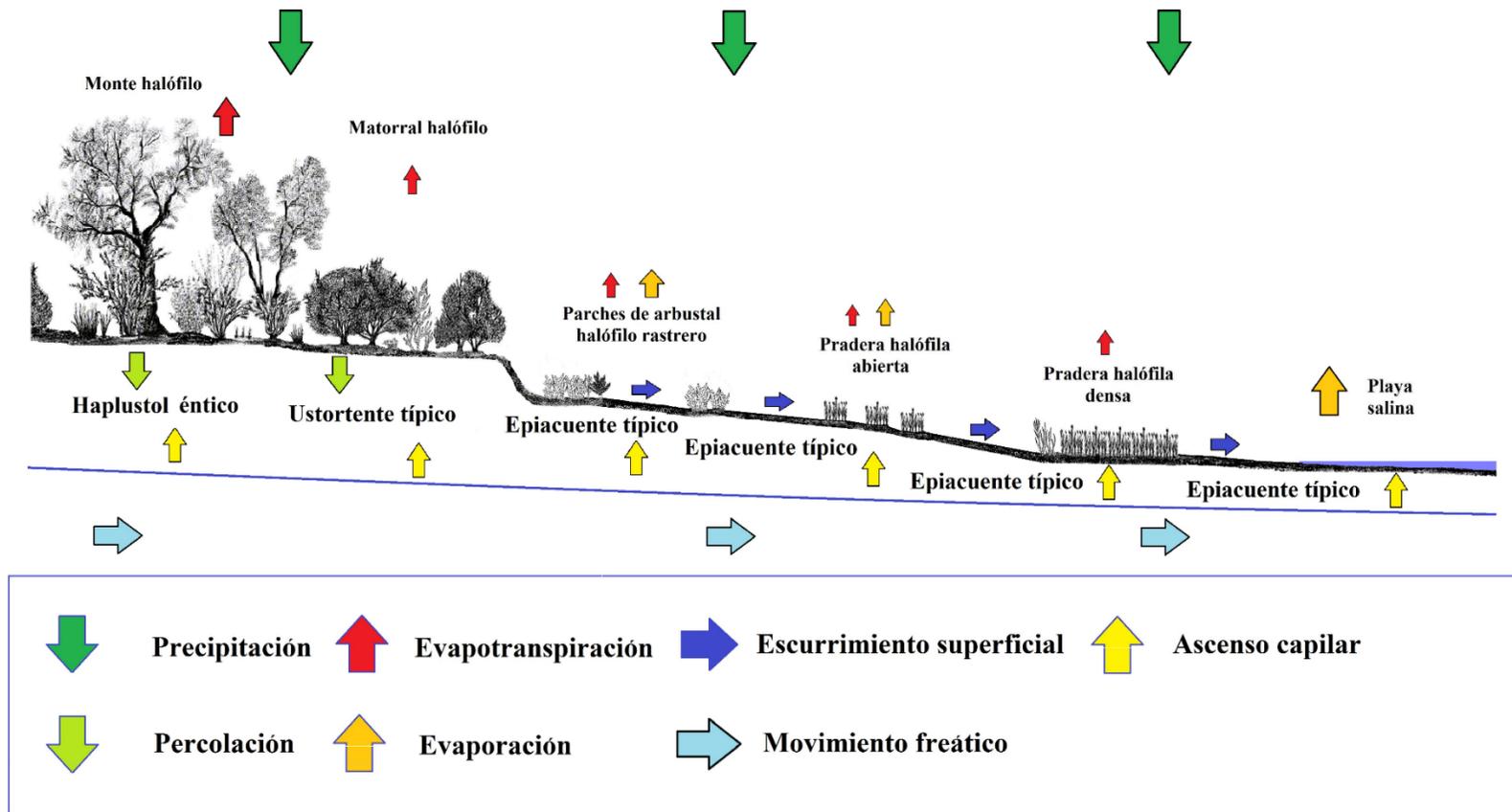


**Figura 5.** Diagrama de Piper de las aguas freáticas en el periodo estudiado.

**Figure 5.** Piper diagram of groundwater in the period under study.

Asimismo, fue encontrada una estrecha relación de los sulfatos con el sodio, cuya ecuación fue:  
 $SO_4 = 0,9025 Na - 11,6395$  ( $R^2 = 0,95$ ).

En la Figura 6 se presenta el modelo conceptual de los movimientos del agua superficial y subsuperficial en los distintos sectores del paisaje, indicando los tipos fisonómicos y los suelos correspondientes. En el sector plano, las precipitaciones en exceso percolan hacia el nivel freático, y si bien existe ascenso capilar, este no sería importante debido a la profundidad de la capa freática y, a lo profundo de los sistemas radicales. Las pérdidas más importantes de agua ocurren por evapotranspiración de la gran biomasa del monte halófilo manteniendo las sales lejos de la superficie. Sería un proceso semejante al que encontraron Jobbagy et al. (2021), en el sentido de que el sistema radical profundo en los ecosistemas leñosos en el Chaco y Espinal, limita la profundidad del nivel freático y que este asciende cuando esta vegetación es reemplazada por cultivos anuales.



**Figura 6.** Modelo conceptual de la dinámica del agua superficial y subsuperficial en cada posición del relieve. Se indican los distintos tipos fisonómicos y su correspondiente suelo.  
**Figure 6.** Conceptual model of the dynamics of surface and subsurface water in each position of the relief. The different physiognomic types and their corresponding soil types are indicated.

En el sector alto de la depresión salina, la capa freática más elevada determina un ascenso capilar que genera mayor nivel salino a menor profundidad en el suelo. Asimismo, las pérdidas por transpiración son menores por la menor biomasa de este tipo fisonómico. En épocas húmedas, especialmente cuando el sector alto termina en forma de barranca, en la base de esta aparecen afloramientos de agua freática. También es importante la cobertura de los suelos, ya que en los lugares en donde el matorral halófilo se encontraba abierto, es notable la presencia de sales en superficie (Figura 7), mostrando la envergadura de este movimiento vertical ascendente de agua.



**Figura 7.** Formación de cristales de sales (tenardita) en la playa salina.

**Figure 7.** Formation of salt crystals (thenardite) on the saline beach.

Cuando se producen las lluvias, los suelos del sector bajo sufren el sellado superficial, relacionado posiblemente con la alcalinidad presente. Este sellado provoca un escurrimiento superficial importante, debido a que causa la inundación periódica de los sectores más planos cóncavos ocupados por las playas salinas. En algunas oportunidades se forman lagunas temporales. Todos estos procesos se correlacionan perfectamente con la aparición de rasgos redoximórficos en todos estos perfiles (gley, revestimientos de poros y masas de hierro, manchas de dispersión y fuerte olor desagradable producto de procesos de sulfato-reducción) (Barbosa et al., 2022).

En síntesis, por poseer escasa pendiente, la depresión salina se caracteriza por que predominan dos tipos de movimientos de agua. El vertical, especialmente el ascenso capilar del agua freática, naturalmente salina, que de esta manera llega a la superficie en donde finalmente se evapora, y deja sobre ella eflorescencias salinas. Y el horizontal, dominado por escurrimiento superficial y el movimiento lateral de la freática, hecho que puede corroborarse con la Figura 3. Por lo tanto, estos movimientos del agua tienen especial importancia en el movimiento de las sales en estos tipos de ambientes, destacando las diferencias entre periodos secos y húmedos.

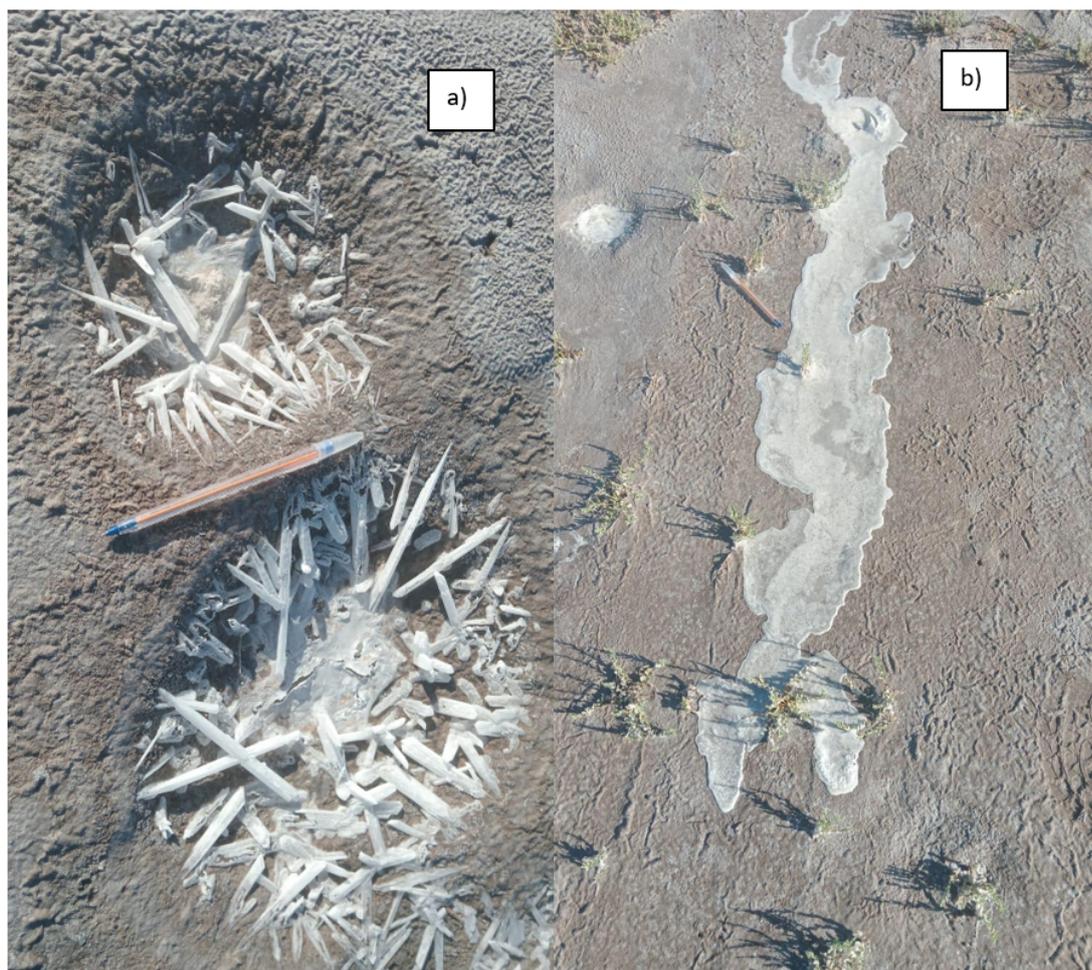
Durante las épocas secas, especialmente a la salida del invierno (agosto y septiembre) con predominio de vientos generalmente del norte, por lo tanto, secos y cálidos, en el sector bajo, donde el suelo desnudo abarca mucha superficie y la playa salina casi no presenta vegetación, el viento levanta los cristales de sales que han llegado a través de escurrimiento superficial o del ascenso capilar y precipitados en superficie por evaporación. Estas sales son trasladadas a otros tipos fisonómicos, algunas veces en forma de torbellinos blancos (Figura 8).



**Figura 8.** Sal movilizada por el viento en la playa salina de la zona de estudio.

**Figure 8.** Salt mobilized by the wind on the saline beach of the study area.

En los periodos más lluviosos, las sales son lavadas de las hojas y ramas y percolan hacia el nivel freático y en el sector bajo escurren superficialmente. En la playa salina, hacia donde escurren las sales de los sectores más elevados, cuando el agua finalmente es evaporada, la sal aparece de nuevo en superficie por evaporación para iniciar nuevamente todo el proceso (Figura 9).



**Figura 9.** a) Presencia de cristales de tenardita y mirabilita (sales de  $\text{SO}_4\text{Na}_2$ ), b) escurrimiento de sales en las primeras lluvias después del invierno.

**Figure 9.** a) Presence of thenardite and mirabilite crystals ( $\text{SO}_4\text{Na}_2$  salts), b) runoff of salts resulting from the first rainfalls after winter.

Como se observó, el  $\text{Na}^+$  y el  $\text{SO}_4^{2-}$  son los iones en mayor concentración en los suelos y freática y el  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  es la sal más frecuente. Esta sal varía su grado de hidratación en función de la humedad del suelo, originando dos especies minerales:



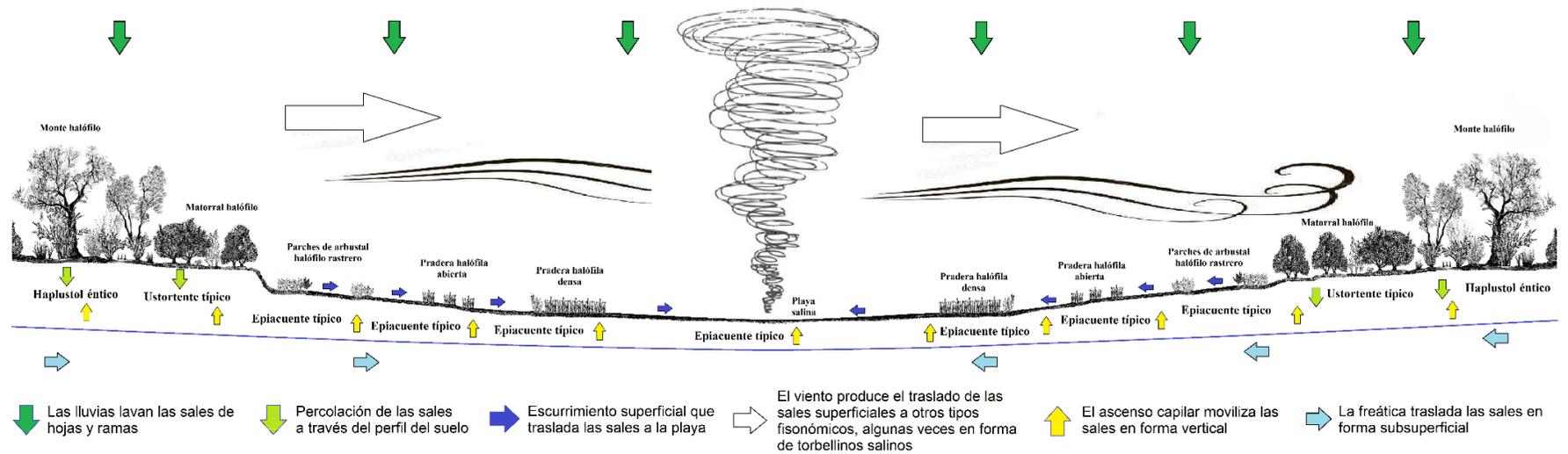
- 1.- Tenardita (períodos de sequía)
- 2.- Mirabilita (períodos húmedos)

La tenardita (Figura 7) y la mirabilita pertenecen al grupo de sales fácilmente solubles (solubilidad de la tenardita a  $20\text{ }^\circ\text{C}$ :  $3,7\text{ mol kg}^{-1}$ ) y, por lo tanto, se movilizan en solución. Por efecto de la evaporación, esta sal es transportada a la superficie del suelo con el resto de las sales, pero la influencia de la temperatura sobre su solubilidad condiciona su presencia en superficie. Durante la época fría, especialmente si es húmeda, cuando las otras sales pueden moverse hacia la profundidad o escurrir fuera del humedal, la mirabilita permanece en superficie debido a que su insolubilidad aumenta con el descenso de temperatura. En épocas de fuerte evaporación se forma tenardita. Los cambios, en la temperatura y la humedad, entonces, pueden hacer variar la especie cristalizada, aunque se encuentran muchas veces ambas especies en el humedal.

En la playa salina fueron encontrados algunos ejemplares de "rosa del desierto" (roca evaporítica, compuesta de yeso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), de pequeño tamaño (<https://es.geologyscience.com/gemstone/desert-rose/>). La cristalización de rosas del desierto se asocia con ambientes fuertemente evaporíticos ricos en aguas sulfatadas. Esta agua se dispersa en el sedimento arenoso, se evapora y precipita yeso en numerosos cristales que se intersecan y crecen entre ellos.

Biglia et al. (2013), encontraron cristales de tenardita y mirabilita en precipitados químicos litorales de la Laguna Mar Chiquita (Córdoba) y estos se relacionaron con el flujo de agua salada del lago al nivel freático, durante la estación seca (invierno y principios de primavera).

La Figura 10 muestra una conceptualización de los movimientos de sales en el humedal salino, a través del agua y el aire. En este último caso, coincide la época seca con la mayor frecuencia de vientos, que ocurre en agosto-septiembre, combinado con una dirección norte predominante, por lo cual son cálidos y secos. En esta época, la parte superior expuesta de la playa salina se encuentra seca y el viento produce la deflagración de las sales que se depositan en otros tipos de sectores de la depresión, renovando el ciclo salinización/desalinización.



**Figura 10.** Modelo conceptual de la dinámica de las sales en el humedal salino estudiado. Se indican los distintos tipos fisonómicos y su correspondiente suelo.

**Figure 10.** Conceptual model of the dynamics of salts in the saline wetland under study. The different physiognomic types and their corresponding soil types are indicated.

En una depresión salina del NO de la provincia de Buenos Aires, Lavado y Reinaudi (1986) encontraron predominio de sulfatos en los cristales de las eflorescencias salinas y que estas eran removidas por el viento. A diferencia de otros autores que establecieron que esos cristales se trasladan grandes distancias, observaron que las sales transportadas por el viento se depositaban principalmente en las hojas de la vegetación de la propia depresión. En concordancia, la concentración de sodio en las hojas de la vegetación de 3 unidades fisiográficas, siguió el siguiente orden: praderas halófilas abiertas 27.200 mg kg<sup>-1</sup> materia seca; parches de arbustal halófilo rastrero 47.400 mg kg<sup>-1</sup> materia seca y matorral halófilo 67.600 mg kg<sup>-1</sup> materia seca (Barbosa, 2023). Si bien existen diversas especies consideradas, el orden de concentración de Na<sup>+</sup> en los tejidos sigue un orden desde el centro y hacia la periferia del área y, relativamente, un patrón inverso a la salinidad del suelo. Este hecho puede acreditarse, al menos parcialmente, a deposición atmosférica de sales de la propia depresión, levantadas por el viento.

### CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que un mismo suelo sostiene varios tipos fisonómicos, lo cual indica que, las características edáficas de los análisis y determinaciones utilizadas regularmente en la ciencia del suelo, no se vinculan en detalle con la vegetación. Por el contrario, los tipos fisonómicos presentan asociación con la profundidad al nivel freático.

El agua freática presenta flujos superficiales y subsuperficiales, que se orientan hacia un canal excavado en la década de 1960 siguiendo el desagüe natural del área. En esas aguas freáticas predominan los sulfatos como muestra el triángulo de Piper. La proporción de éstos y los restantes cationes y aniones varía en forma leve según los sectores de la depresión y a lo largo del tiempo. Las aguas se presentan como sulfato sódicas, particularmente en los cristales que se observan en la superficie de los suelos desnudos. Estos se distinguen en sus dos variables cristalográficas: Tenardita y Mirabilita.

Finalmente, los modelos conceptuales acerca del movimiento del agua y de las sales explican los procesos de salinización/desalinización que ocurren en el humedal estudiado. Particularmente se destaca el modelo referido a las sales, donde se muestra la importancia del pasaje de los cristales superficiales a la atmósfera y su posterior deposición en otros sectores de la depresión.

### AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen los aportes efectuados por los revisores anónimos.

### REFERENCIAS

- Álvarez-Rogel, J. (1999). *Relaciones suelo-vegetación en saladares del SE de España* [Tesis Doctoral]. Universidad de Murcia.
- Álvarez-Rogel, J., Alcaraz Ariza, F. y Ortiz Silla, R. (2000). Soil salinity and moisture gradients and plant zonation in Mediterranean salt marshes of Southeast Spain. *Wetlands*, 20, 357-372. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2000\)020\[0357:SSAMGA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2000)020[0357:SSAMGA]2.0.CO;2)
- Ballantyne, A.K. (1978). Saline soils in Saskatchewan due to wind deposition. *Canadian Journal of Soil Science*, 58, 105-109. <https://doi.org/10.4141/cjss78-012>
- Barbosa, O. A. (2020). *Relaciones entre los tipos fisonómicos de vegetación y los suelos de un bajo salino del centro este de San Luis (Argentina)*. [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Río Cuarto].
- Barbosa, O. A., Álvarez-Rogel, J., Lavado, D. S. y Riscosa, D. A. (2022). Variaciones estacionales de salinidad y humedad y su influencia en la génesis de los suelos de un humedal salino del centro de San Luis. *Ciencia de Suelo*, 40(1), 237-256.
- Barbosa, O. A., Álvarez-Rogel, J. y Lavado, R. S. (2023). Forage offer from a saline wetland of central Argentina (San Luis Province). *Wetlands Ecology and Management*, 32, 703–712 <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09945-0>
- Biglia, H. O., Colombo, F., Piovano, E. y Córdoba, F. (9-12 de octubre de 2013). *Tenardita y mirabilita en precipitados químicos litorales de la Laguna Mar Chiquita, Córdoba (Argentina)*. 11º Congreso de Mineralogía y Metalogía, San Juan, San Juan, Argentina.
- Bless, A. E., Colin, F., Crabit, A., Devaux, N., Philippon, O. y Follain, S. (2018). Landscape evolution and agricultural land salinization in coastal area: A conceptual model. *Science of The Total Environment*, 625, 647-656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.083>
- Cisneros, J. M., Cantero, J. y Cantero, A. (1999). Vegetation, soil hydrophysical properties, and grazing relationships in saline-sodic soils of Central Argentina. *Canadian Journal of Soil Science*, 79, 399–409. <https://doi.org/10.4141/S98-055>
- Costa, C., Ortíz-Suárez, A., Miró, R. C., Chiesa, J., Gardini, C., Carugno, A., Ojeda, G., Guerststein, P., Tognelli, G., Morla, P. y Strasser, E. (2005). Hoja Geológica 3366-IV Villa Mercedes. Servicio Geológico Minero Argentino.
- Crase, B., Liedloff, A., Vesk, P. A., Burgman, M. y Wintle, B. A. (2013). Hydroperiod is the main driver of the spatial pattern of dominance in

- mangrove communities. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 806-817. <https://doi.org/10.1111/geb.12063>
- Dangavs, N. V. (2005) Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. En: R. de Barrio, R. O. Etcheverry, M. F. Caballé, y E. Llam-bias (Eds.), *Geología y recursos minerales de la provincia de Buenos Aires* (pp 219–236). Asociación Geológica Argentina.
- Davidson, N. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 936-941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Davidson, N., Fluet-Chouinard, E. y Finlayson, C. (2018). Global extent and distribution of wetlands: Trends and issues Institute for Land, Water and Society. *Journal Marine and Freshwater Research*, 69(4), 620-627. [http://dx.doi.org/10.1071/MF17019\\_AC](http://dx.doi.org/10.1071/MF17019_AC)
- Degioanni, A., Cisneros, J., Cantero, A. G. y Videla, H. (2006). Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda. *Ciencia del Suelo*, 24(1), 29-38.
- Diagrammes. (2024). Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon de la Université D'Avignon (Francia). Software libre. <https://terre-et-eau.univ-avignon.fr/equipements-de-terrain-et-de-laboratoire/logiciels/>
- Díaz, G. M. (2015). *Ajuste de un modelo de humedad del suelo unidimensional en localidades de Entre Ríos utilizando observaciones in situ y sensoramiento remoto*. [Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires]. Biblioteca Digital Dr Luis Federico Leloir. [https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/seminario/seminario\\_nATM000001\\_Diaz.pdf](https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/seminario/seminario_nATM000001_Diaz.pdf)
- Donado-Garzón, L. (1999). Hidrogeoquímica. En G. Pulido Silva (Ed.), *Hidrogeología con Aplicaciones y Casos de Estudio Latinoamericanos* (Chapter 3). Colombia. <https://doi.org/10.13140/2.1.4318.3684>
- Gouveia, M. M., Magni, N. N., Lopes, C. L., Ribeiro, A. S., Dias, J. M. y Silva, H. (2023). The Importance of Soil Elevation and Hydroperiods in Salt Marsh Vegetation Zonation: A Case Study of Ria de Aveiro. *Applied Science*, 13, 4605. <https://doi.org/10.3390/app13074605>
- Instituto Argentino de Normalización y Certificación y Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (IRAM-SAGyP). (2021). *Calidad del suelo. Determinación de pH en suelo para uso agropecuario*. Norma 29574.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y Gobierno de la provincia de San Luis. (2000). Carta de suelos de la República Argentina. Hoja Villa Mercedes. INTA-Gobierno de la provincia de San Luis.
- Imbellone, P. A., Taboada, M. A., Damiano, F. y Lavado, R. S. (2021). Genesis, Properties and Management of Salt-Affected Soils in the Flooding Pampas, Argentina. En E. Taleisnik y R. S. Lavado (Eds.) *Saline and Alkaline Soils in Latin America Natural Resources, Management and Productive Alternatives*. (pp 191-208). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-52592-7>
- Jobbágy, E. G., Giménez, R., Marchesini, V., Díaz, V., Jayawickreme, D. H. y Nosetto, M. D. (2021). Salt Accumulation and Redistribution in the Dry Plains of Southern South America: Lessons from Land Use Changes. En E. Taleisnik y R. S. Lavado (Eds.) *Saline and Alkaline Soils in Latin America Natural Resources, Management and Productive Alternatives*. (pp 51-70). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-52592-7\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-030-52592-7_3)
- Kandus, P. y Minotti, P. (2019). Conceptos y enfoques metodológicos para un inventario de humedales a escala nacional: el paisaje como organizador. Volumen Especial VII Jornadas y IV Congreso AEP: "Paisajes de cambio: la planificación posible y el consumo de suelos". *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 9(1):84-89.
- Kovda, V. y Szabolcs, I. (1979). Soil salinization and alkalization processes. Modelling of soil salinization and alkalization. *Agrokemia es Talajtan*, 28:11-32.
- Lavado R. S. y Reinaudi, N. B. (1986). Wind-blown dust from salty areas as a source of fluoride for plants. *Fluoride*, 19(1):14-18.
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (2007). *Wetlands*. John Wiley and Sons.
- Moffett, K. B., Robinson, D. A. y Gorelick, S. M. (2010). Relationship of salt marsh vegetation zonation to spatial patterns in soil moisture, salinity, and topography. *Ecosystems*, 13: 1287–1302. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9385-7>
- Mondino, G. M. (2014). Modelos conceptuales y mentales, Elementos para repensar la enseñanza y aprendizaje. *Enfoques: revista de la Universidad Adventista del Plata*, 26(1):57-78.
- Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., Barbati, A., Corona, P., Vaz, P., Xanthopoulos, G., Mouillot, F. y Bilgili, E. (2011). Landscape-wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *Journal of Environmental Management*, 92, 2389-2402. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.028>
- Moreira, M. A., Greca, I. M. y Rodríguez-Palmero, M. L. (2002). Modelos mentales y modelos conceptuales en la enseñanza y aprendizaje de las ciencias. *Revista Brasileira de Investigação em Educação em Ciências*, 2(3):84-96.
- Peck, A. J. (1978). Note on the role of a shallow aquifer in dryland salinity. *Australian Journal of Soil Research*, 16, 237-240. <https://doi.org/10.1071/SR9780237>
- Pye, K. (1987). *Aeolian dust and dust deposits*. Academic Press.
- Richards, L. A. (1974). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. USDA. U.S. Government Printing Office.
- Rincón-Pérez, M., Infante-Mata, D., Moreno-Casasola, P., Hernández-Alarcón, M. E., Barbas-Macías, E. y García-Alfaro, J. R. (2020). Patrones de distribución y estructura de la vegetación en el gradiente de humedales costeros El Castaño, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 68(1):242-259. <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68i1.37616>
- Simon, S., Mádl-Szőnyi, J., Müller, I. y Pogácsás, G. (2011). Conceptual model for surface salinization in an overpressured and a superim-

posed gravity-flow field, Lake Kelemenszék area, Hungary. *Hydrogeology Journal*, 19(3):701-717. <https://doi.org/10.1007/s10040-011-0711-8>

Soil Survey Laboratory. (2004). *Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 42 Version 4.0*, USDA-SCS, National Soil Survey Center.

Zhurbas, V. y Vali, G. (2022). Wind-Controlled Transport of Saltwater in the Southeastern Baltic Sea: A Model Study. *Frontiers in Marine Science, Section Coastal Ocean Processes*, 9, 835656. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.835656>

## TRANSPORTE DE GLIFOSATO EN DOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL ESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA

Laura Inés Mas<sup>1,\*</sup> , Margarita María Alconada Magliano<sup>2</sup>, Virginia Carolina Aparicio<sup>3</sup> 

<sup>1</sup> INTA, Estación Experimental Agropecuaria Quimilí, Quimilí, Santiago del Estero, Argentina.

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup> INTA, Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

### RESUMEN

El glifosato puede lixiviar con el agua de drenaje a capas más profundas del suelo. Con el objetivo de evaluar el riesgo de contaminación del agua subterránea con glifosato en dos suelos del este de Santiago del Estero, se realizó un ensayo con columnas de suelo sin disturbar de los horizontes A, Bt1, Bt2 y Ck de un Argiustol ácuico y A, AC y C de un Haplustol éntico. Las curvas de paso de glifosato se ajustaron con el paquete CXTFIT, utilizando como base los parámetros velocidad ( $v$ ) y coeficiente de dispersión ( $D$ ) obtenidos previamente del ensayo de transporte de un soluto inerte. Se determinó el factor de retardo ( $R$ ), la fracción de retardo instantáneo de soluto ( $\beta$ ) y el coeficiente de transferencia de masa entre fases ( $\omega$ ). Luego del ensayo se cuantificó el glifosato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) retenido en las columnas y se realizó un balance para determinar porcentajes de lixiviación, retención y disipación. La lixiviación fue muy limitada y variable entre las columnas de cada horizonte. La aparición temprana del glifosato en los efluentes fue un indicador de flujo preferencial, mientras que las curvas asimétricas, los picos de concentración a valores mayores a 1 volumen de poros y un factor de retardo muy superior a 1 indicaron condiciones de no equilibrio químico. La adsorción fue más importante que la lixiviación y se comprobó una mayor retención de glifosato total en el Argiustol ácuico. Finalmente, la mayor parte del glifosato aplicado no se encontró en los lixiviados ni retenido en las columnas, sino que se disipó durante el ensayo. Esto podría deberse a la formación de residuos no extractables o la mineralización completa del herbicida.

**Palabras clave:** flujo preferencial, siembra directa, perfil de suelo, disipación.

## GLYPHOSATE TRANSPORT IN TWO AGRICULTURAL SOILS FROM EASTERN SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA

\* Autor de contacto:  
laurainesmas@gmail.com

Recibido:  
28-08-24

Recibido con revisiones:  
07-11-24

Aceptado:  
25-11-24

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de autor/a es de los/as Autores/as.

### ABSTRACT

Glyphosate can leach into deeper soil layers with drainage water. The objective of this research was to evaluate the risk of underground water contamination with glyphosate in two soils from the east of Santiago del Estero, Argentina. Experiments were conducted with undisturbed soil columns from the A, Bt1, Bt2, and Ck horizons of an Aquic Argiustoll and the A, AC, and C horizons of an Entic Haplustoll. Glyphosate breakthrough curves were fitted with the CXTFIT package, using the parameters velocity ( $v$ ) and dispersion coefficient ( $D$ ) obtained from the transport experiment of an inert molecule. Retardation coefficient ( $R$ ), fraction of instantaneous solute retardation ( $\beta$ ) and mass transfer coefficient ( $\omega$ ) were determined. After the study, the amount of glyphosate and aminomethylphosphonic acid adsorbed to the soil columns was quantified, and a mass balance was performed to determine leaching, retention, and dissipation percentages. Leaching

was very limited and variable between the columns of each horizon. The early appearance of glyphosate in effluents was an indicator of preferential flow, while asymmetric curves, concentration peaks greater than one pore volume and a retardation factor greater than 1 indicated unbalanced chemical conditions. Adsorption was more important than leaching and greater retention of total glyphosate was found in the Aquic Argiustoll soil. Finally, most of the applied glyphosate was not found in the leachate or the columns, but rather dissipated during the experiment. This could be due to the formation of non-extractable residues or complete mineralization of the herbicide. The Entic Haplustoll soil, however, is located in a water flow recharge zone and would thus present a greater risk of regional groundwater contamination with glyphosate.

**Keywords:** preferential flow, no tillage, soil profile, dissipation.

## INTRODUCCIÓN

La siembra directa (SD) es un sistema de cultivo que abarca el 91 % de la superficie agrícola de Argentina (Aapresid, 2020). En la provincia de Santiago del Estero la SD se aplica en más del 95 % del área agrícola (Bolsa de Cereales de Buenos Aires, 2024), siendo la soja y el maíz los principales cultivos (Secretaría de Bioeconomía, 2024). El paquete tecnológico conformado por la SD y los cultivos transgénicos incluye el uso de plaguicidas, con una fuerte dependencia del uso de herbicidas para el control de malezas, especialmente el glifosato (Pampas Group, 2015). En el este de Santiago del Estero, en la campaña 2017/18 se emplearon aproximadamente 10 L ha<sup>-1</sup> de glifosato en el cultivo de soja y 6 L ha<sup>-1</sup> en maíz, junto a otros herbicidas como atrazina, acetoclor y 2,4-D, con dosis de 3,7, 1,8 y 1 L ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Bolsa de Cereales de Buenos Aires, 2018).

El glifosato es un herbicida postemergente de amplio espectro, no selectivo, usado en cultivos agrícolas, forestales y ambientes urbanos. El ingrediente activo (ácido N-(fosfonometil) glicina) es un compuesto polar con tres grupos funcionales (amino, carboxilato y fosfonato) que originan reacciones de adsorción específicas como puentes de hidrógeno y enlaces coordinados con cationes polivalentes libres o adsorbidos en los planos basales del complejo de intercambio (McBride y Kung, 1989). Es una molécula anfótera: puede estar cargada positivamente, tener carga neta cero o tener varias cargas negativas dependiendo del pH (McConnell y Hossner, 1985). A valores de pH entre 4 y 8, forma aniones mono y bivalentes con una afinidad particularmente alta por los cationes trivalentes como Fe<sup>+3</sup> y Al<sup>+3</sup> (Sheals et al., 2002).

El glifosato se adsorbe fuertemente al suelo y esta interacción se ve afectada principalmente por el contenido de arcilla y de óxidos de Fe<sup>3+</sup> y Al<sup>3+</sup>, la capacidad de intercambio catiónico y el pH, mientras que la adsorción a la materia orgánica pareciera ser de menor importancia (Borggaard y Gimsing, 2008; De Gerónimo et al., 2018a; Okada et al., 2016; Padilla y Selim, 2018). La capacidad de adsorción de un suelo se caracteriza normalmente utilizando coeficientes de retención que reflejan la distribución del herbicida entre las fases sólida y líquida. Gonzalo Mayoral et al. (2022) cuantificaron coeficientes de adsorción de 291,1; 589,2 y 277,8 L kg<sup>-1</sup> para los horizontes A, B y C de un Argiudol típico de la provincia de Buenos Aires, mientras que De Gerónimo et al. (2018a) determinaron coeficientes de 24,9 a 397,4 L kg<sup>-1</sup> para los 5 cm superficiales de doce suelos de distintas regiones de la Argentina, variabilidad que también se vio reflejada en los trabajos de Gómez Ortiz et al. (2017) y Okada et al. (2016), quienes estudiaron el proceso en los 15 cm superficiales de diversos suelos del país.

La degradación del glifosato en el suelo es un proceso microbiológico de naturaleza cometabólica (Luzzi et al., 2024): una enzima producida por un organismo para catalizar la degradación de un sustrato, del que obtiene energía y carbono, también es capaz de degradar el glifosato, pero sin obtener de él lo necesario para su crecimiento (Dalton et al., 1997). Los microorganismos degradan el glifosato a través de dos vías: una conduce a la formación intermedia de ácido aminometilfosfónico (AMPA) y la otra conduce a la formación de sarcosina y glicina. La primera suele considerarse la vía de disipación principal, pues el AMPA es fácilmente detectable en el suelo debido a que se adsorbe fuertemente a través del grupo fosfonato y esto lo protege contra la degradación microbiana (Simonsen et al., 2008).

A pesar de su alta adsorción en el suelo, el glifosato puede transportarse a las capas más profundas y lixiviarse con el agua que infiltra (Borggaard y Gimsing, 2008; Kjær et al., 2005; Vereecken, 2005), habiéndose detectado su presencia en aguas subterráneas de nuestro país (Aparicio y De Gerónimo, 2024; Caprile et al., 2017; Lutri et al., 2020; Mas et al., 2020; Okada et al., 2018). El transporte vertical de glifosato se ha estudiado en ensayos de laboratorio con columnas de suelo, pero pocos trabajos evalúan el fenómeno a través del perfil de suelo (Gonzalo Mayoral et al., 2021) y la mayoría se refieren sólo a los

horizontes superficiales (Dousset et al., 2004; Gjettermann et al., 2009; Okada et al., 2016). En general se plantea que el transporte se produce por flujo preferencial en suelos bien estructurados, donde el tiempo de contacto con la matriz del suelo no es suficiente para llegar al equilibrio (Borggaard y Gimsing, 2008; Vereecken, 2005). El flujo preferencial se define como el transporte rápido de agua y solutos a través de una fracción reducida del volumen total del suelo (Jury y Roth, 1990). Su ocurrencia se atribuye principalmente al flujo a través de los macroporos, que se forman debido a una diversidad de procesos, e. g. la actividad de la fauna del suelo y el crecimiento de las raíces de las plantas (Beven y Germann, 2013; Cey y Rudolph, 2009; Qiu et al., 2023). Consecuentemente, el tipo de suelo influye fuertemente en la lixiviación al condicionar los mecanismos de transporte (Cueff et al., 2020), a lo que se suman otros factores como la intensidad de la lluvia, la fecha de aplicación del plaguicida en relación con la ocurrencia de precipitaciones y la humedad del perfil edáfico (Kjær et al., 2003).

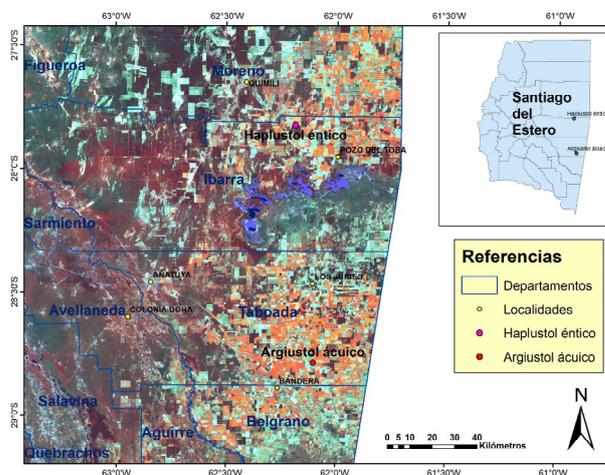
Dados los antecedentes presentados y el alto uso del herbicida glifosato en la región, resulta esencial comprender los mecanismos de transporte que pueden ocurrir en estos suelos, a fin de establecer el potencial de contaminación de este plaguicida en una de las zonas agrícolas más importantes del Norte argentino. El estudio del proceso de transporte del glifosato y de las tasas de pérdida del herbicida contribuirá a comprender la forma en que el uso del herbicida minimiza el riesgo de contaminación del agua subterránea. El objetivo de este trabajo fue evaluar el transporte vertical de glifosato en los horizontes de dos suelos representativos del Este de Santiago del Estero: un Haplustol éntico y un Argiustol ácuico.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio y muestreo de suelos

El Este de Santiago del Estero se caracteriza por un clima continental cálido, con precipitaciones estivales. Para el período 1961-2014 el promedio anual de la localidad de Bandera rondó los 800 mm, mientras que en la zona de Quimilí se ubicó entre los 700 y 750 mm (Van Meer y Domínguez, 2021). La temperatura media anual es de 19,6 °C, la temperatura media mensual del mes más cálido (enero) es de 26,9 °C y la del mes más frío (julio), de 12,4 °C; los vientos predominantes son del Sur y Norte, siendo los más fuertes en los meses de julio, agosto y septiembre (Boletta et al., 1989; Boletta et al., 2006).

Para este trabajo se seleccionaron dos suelos de la zona con características morfológicas contrastantes: un Haplustol éntico (27° 49' 22,9" S, 62° 11' 19,7" W) y un Argiustol ácuico (28° 46' 59,8" S, 62° 05' 55,0" W) (Soil Survey Staff, 2022). El primer suelo sería el predominante en el centro-este de la provincia, ocupando el 40% de la superficie (Peña Zubiarte y Maldonado Pinedo, 1979), mientras que otros suelos, como los Haplustoles típicos, Argiustoles típicos y Argiustoles údicos, presentarían proporciones menores. Aunque en ese informe no se mencionan Argiustoles ácuicos, trabajos más recientes lo encontraron entre los suelos predominantes en el noreste del Departamento Belgrano, Santiago del Estero (Vizgarra et al., 2023). En la Figura 1 se muestra la ubicación de los sitios de estudio.



**Figura 1.** Ubicación de los sitios de muestreo.

**Figure 1.** Location of sampling sites.

Ambos suelos se encuentran en la Cuenca de los Bajos Submeridionales, que posee un relieve con muy escasa pendiente, sin una red de escurrimiento definida, y con una dirección predominante del flujo de NO a SE (Subsecretaría de Recursos Hídricos, 2010). El Haplustol éntico (HE) se ubica en un sector más elevado de la cuenca, donde la superficie freática se encuentra por debajo de los 20 m de profundidad. El Argiustol ácuico (AA) se localiza en la parte media, con una superficie freática que fluctuó entre 1 y 3 metros hace aproximadamente 3 años, aunque actualmente se encuentra por debajo de esa profundidad. Ambos sitios corresponden a lotes agrícolas bajo siembra directa con una rotación soja - maíz.

Se realizaron 3 calicatas de 1,5 m de profundidad en cada sitio. En cada calicata se tomó una muestra sin disturbar por horizonte para el ensayo de transporte con cilindros de acero inoxidable de 15 cm de altura por 8,5 cm de diámetro y muestras disturbadas compuestas a fin de medir variables físico-químicas. Los cilindros para el ensayo de transporte se guardaron refrigerados a 4 °C hasta su uso. Además, se tomaron muestras para la determinación de densidad aparente ( $\rho_b$ ) con cilindros de 5 cm de altura por 5,3 cm de diámetro, a partir de la cual se calculó la porosidad total ( $\varphi$ ) mediante la siguiente ecuación:

$$\varphi = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_p}$$

donde  $\varphi$  es la porosidad total,  $\rho_b$  es la densidad aparente y  $\rho_p$  es la densidad de partículas (considerada 2,65 g cm<sup>-3</sup>). Los horizontes muestreados para este estudio fueron: A, Bt1, Bt2, Ck en el suelo AA y A, AC, C en el HE.

Con las muestras disturbadas se determinó textura por el método de la pipeta (Soil Conservation Service, 1972), pH en agua 1:2,5 (Conyers y Davey, 1988), conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CE<sub>s</sub>) (Richards, 1954), carbono orgánico (CO) por oxidación con dicromato de potasio (Walkley y Black, 1934) y capacidad de intercambio catiónico (CIC) por desplazamiento con acetato de amonio 1N a pH 7 (Sparks et al., 1996).

#### Ensayo de transporte

El estudio de transporte vertical se realizó bajo condiciones controladas de laboratorio, a temperatura constante de 24 °C, siguiendo la metodología de Montoya et al. (2006) y Okada et al. (2014, 2016). Antes de iniciar el ensayo, las columnas fueron presaturadas por capilaridad con una solución de CaCl<sub>2</sub> 0,01 M y selladas en ambos extremos con una membrana porosa de nylon, un plato poroso de acero inoxidable y una tapa con un orificio de entrada. Posteriormente, en el extremo superior de cada columna se conectó a una bomba peristáltica multicanal alimentada con una solución de CaCl<sub>2</sub> 0,01 M a flujo constante de 3,82 mm h<sup>-1</sup>, y en el extremo inferior se conectó a una cámara de vacío a una presión constante de -4,9 kPa, dentro de la cual se ubicó un colector de fracciones (Spectra/Chrom® CF-2, Spectrum Chromatography, Houston, TX, USA).

En una primera etapa, se evaluó el movimiento del agua a través de las columnas mediante el uso de un trazador inerte, que permitió luego identificar las diferencias con el transporte del glifosato, que es una sustancia reactiva. Para ello, se inyectó un pulso de 15 minutos de una solución de bromuro de potasio (Br) disuelto en CaCl<sub>2</sub> 0,01 M, con una dosis equivalente a 150 kg ha<sup>-1</sup>, e inmediatamente después se volvió a conectar el flujo de inyección a la solución de CaCl<sub>2</sub> 0,01 M. Las muestras se recolectaron cada 30 mL y se guardaron en heladera a 4 °C hasta su análisis. La concentración de Br se determinó con un electrodo selectivo para iones (Orion EA940, Orion Research Inc., Beverly, MA, USA, límite de detección de 0,0005 mmol L<sup>-1</sup>). Luego de la lixiviación del Br, se inyectó un pulso de 15 minutos de glifosato comercial (granulado soluble, 792 g kg<sup>-1</sup>, Roundup® ControlMax, Agro Bayer) disuelto en una solución de CaCl<sub>2</sub> 0,01 M, equivalente a una dosis de 6 kg ha<sup>-1</sup> de i.a. Las muestras se recolectaron cada 30 mL y se conservaron a -20 °C hasta su análisis con un equipo UHPLC-MS/MS (Waters Corporation, Milford, MA, USA) siguiendo la metodología de cuantificación para glifosato y AMPA en muestras de agua desarrollada por Aparicio et al. (2013).

Terminado el ensayo, las columnas se fraccionaron en 4 segmentos (0-2, 2-5, 5-10 y 10-15 cm) y se colocaron en estufa a 30 °C hasta peso constante. Una submuestra se secó a 105 °C para determinar humedad gravimétrica y calcular el volumen de poros (VP). Un VP corresponde al volumen del medio poroso que es ocupado por el fluido (Kirkham, 2014). El VP se estimó determinando el volumen ocupado por la masa de suelo (VS) y restando este valor al volumen total del cilindro (VT). VS se calculó como la masa del suelo (Ms) dividida por la densidad de partículas (2,65 g cm<sup>-3</sup>), y Ms se obtuvo restando el contenido de agua gravimétrica del peso total de las columnas. Con las muestras secadas a 30 °C y tamizadas por malla de 2 mm se determinó la concentración de glifosato y AMPA según la metodología descripta por De Gerónimo

et al. (2018b). Las concentraciones de AMPA se multiplicaron por el factor de conversión estequiométrica (peso molecular de glifosato/peso molecular de AMPA), y se sumaron a las del herbicida para obtener la concentración de glifosato total (Coupe et al., 2011). Esto permitió realizar un balance entre el glifosato lixiviado, retenido en las columnas y disipado.

### Ajuste del modelo

El cociente entre la concentración del Br o el glifosato en el efluente ( $C$ ) y la concentración inyectada en el pulso ( $C_0$ ) es la concentración relativa ( $C/C_0$ ). Al graficar  $C/C_0$  en función del número de los volúmenes de poros (VP) se obtuvieron las curvas de paso (CP). Partiendo de las CP de Br experimentales se estimaron los parámetros dispersión hidrodinámica ( $D$ ), contenido de agua móvil ( $\beta$ ) y el coeficiente de transferencia de masa ( $\omega$ ), utilizando el paquete CXTFIT del programa STANMOD versión 2.08.1130 (Šimůnek et al., 1999). Los datos de entrada consistieron en la velocidad media del agua entre los poros ( $v$ ) calculada a partir de los datos experimentales, la relación  $C/C_0$  y el tiempo en que eluyó cada muestra. Para el caso del glifosato, sólo en algunas columnas fue posible ajustar las CP con el paquete CXTFIT, tomando los parámetros  $v$  y  $D$  de las CP de Br para determinar el factor de retardo ( $R$ ), la fracción de retardo instantáneo de soluto ( $\beta$ ) y la tasa de tiempo de residencia hidrodinámica según un tiempo de sorción dado ( $\omega$ ).

El paquete CXTFIT estima los parámetros de transporte en el marco del transporte de solutos unidimensional en condiciones de flujo estacionario mediante la Ecuación Convección-Dispersión (ECD) (Toride et al., 1995). Esta ecuación incluye dos modelos de transporte determinísticos, el modelo de equilibrio ( $ECD_{eq}$ ) y el modelo de no equilibrio ( $ECD_{neq}$ ) (Parker y van Genuchten, 1984). El modelo  $ECD_{eq}$  evalúa el transporte de solutos en un suelo homogéneo, sujetos a adsorción y degradación de primer orden (Toride et al., 1995). La fórmula matemática de este modelo es simple y contiene sólo dos parámetros a estimar, el coeficiente de dispersión hidrodinámica  $D$  y la velocidad  $v$ :

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x}$$

donde  $C$  es la concentración en la fase móvil ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ),  $D$  es el coeficiente de dispersión hidrodinámico del soluto ( $\text{mm}^2 \text{h}^{-1}$ ),  $v$  es la velocidad media del agua entre poros del suelo ( $\text{mm h}^{-1}$ ),  $x$  es la distancia (mm),  $t$  es el tiempo (h), y  $R$  es el factor de retardo (adimensional), que se obtiene de la siguiente ecuación:

$$R = 1 + \frac{\rho_b K_d}{\theta}$$

donde  $\rho_b$  es la densidad aparente del suelo ( $\text{mg mm}^{-3}$ ),  $K_d$  es un coeficiente de distribución empírico para la adsorción ( $\text{mm}^3 \text{mg}^{-1}$ ) y  $\theta$  es el contenido volumétrico de agua.

En el modelo  $ECD_{neq}$ , el transporte de solutos en el suelo se encuentra afectado por una variedad de procesos químicos y físicos: las condiciones de no equilibrio químico se pueden producir como resultado de la cinética de adsorción mientras que las de no equilibrio físico son causadas por un régimen de flujo heterogéneo (Toride et al., 1995). Si se utilizan parámetros adimensionales, ambos modelos de no equilibrio se expresan con la siguiente ecuación (Montoya et al., 2006):

$$\beta R \frac{\partial C_1}{\partial T} = \frac{1}{Pe} \frac{\partial^2 C_1}{\partial Z^2} - \frac{\partial C_1}{\partial Z} - \omega (C_1 - C_2) - \mu_1 C_1$$

donde  $T = vt/L$ ,  $Z = x/L$ ,  $Pe = vL/D$  es el número de Peclet,  $L$  es el largo de la columna (mm) y los subíndices 1 y 2 hacen referencia a los sitios de equilibrio y no equilibrio, respectivamente. El parámetro  $\beta$  es el coeficiente de partición entre las regiones de equilibrio y no equilibrio y  $\omega$  es el coeficiente de transferencia de masa (adimensionales).

En el modelo  $ECD_{neq}$  físico el volumen de agua es dividido en dos regiones, una móvil y la otra inmóvil; el transporte de solutos en la región móvil se describe mediante la ecuación de convección-dispersión, mientras que en la región inmóvil es exclusivamente de tipo difusivo, estableciéndose un coeficiente de transferencia de materia entre las dos regiones. En este modelo,  $\beta$  describe la fracción de agua móvil y  $\omega$  es el coeficiente de transferencia de masa entre las regiones (Toride et al., 1995). Ambos se calculan mediante las siguientes ecuaciones:

$$\beta = \frac{\theta_m + f \rho_b K_d}{\theta + \rho_b K_d}$$

$$\omega = \frac{\alpha L}{\theta v}$$

donde  $\theta_m$  es el contenido de agua volumétrica de la fracción móvil,  $f$  es la fracción de los sitios de adsorción en la región móvil (adimensional), y  $\alpha$  ( $\text{h}^{-1}$ ) es un coeficiente de transferencia de masa de primer orden entre las regiones móvil e inmóvil.

Las CP de Br se ajustaron con el modelo ECD<sub>neq</sub> físico, dado que no reacciona con la matriz edáfica, por lo cual además el factor  $R$  se consideró 1 (Bedmar et al., 2008). A partir de los parámetros obtenidos, se calculó la dispersividad ( $\lambda$ ) despejando la siguiente ecuación:

$$D = \lambda v + D_0$$

donde  $D_0$  es la difusión molecular. Al asumir que  $D_0 = 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ , la  $\lambda$  se puede expresar como  $\lambda = D/v$  (Vanderborght y Vereecken, 2007).

Para ajustar los parámetros de transporte de glifosato se usó el modelo ECD<sub>neq</sub> químico, en el que el medio poroso se divide en dos tipos de sitios de adsorción: los sitios tipo 1 con adsorción instantánea, reversible y descrita por isothermas de equilibrio, y los sitios tipo 2 donde la sorción depende del tiempo y está controlada por cinéticas de primer orden de no equilibrio (Pignatello, 1999; Toride et al., 1995).  $\beta$  es la fracción de retardo instantáneo del soluto y  $\omega$  describe la relación entre el tiempo de residencia hidrodinámico y la escala de tiempo característica para la sorción. Se calculan según las ecuaciones:

$$\beta = \frac{\theta + f \rho_b K_d}{\theta + \rho_b K_d}$$

$$\omega = \frac{\alpha(1-\beta)R L}{v}$$

donde  $f$  es la fracción del sorbente para la cual la sorción es instantánea (sitios tipo 1),  $\rho_b$  es la densidad aparente ( $\text{mg mm}^{-3}$ ),  $K_d$  es el coeficiente de distribución para la adsorción lineal ( $\text{mm}^3 \text{ mg}^{-1}$ ), y  $\alpha$  es un coeficiente de velocidad cinética de primer orden para los sitios tipo 2. Si se asume que la descomposición es despreciable en la fase adsorbida, entonces la tasa de degradación de la fase líquida  $\mu_{\text{liq}}$  se relaciona con tasa de degradación de primer orden de la fase en equilibrio  $\mu_1$  por la siguiente ecuación (Montoya et al., 2006):

$$\mu_1 = \frac{L \mu_{\text{liq}}}{v}$$

### Análisis estadísticos

Los resultados se analizaron mediante modelos lineales mixtos o modelos lineales generalizados mixtos con el programa Infostat (Di Rienzo et al., 2020). En los parámetros con diferencias significativas entre horizontes ( $p < 0,05$ ), se compararon las medias aplicando la prueba de Di Rienzo, Guzmán y Casanoves (DGC) (Di Rienzo et al., 2002), con el mismo nivel de significancia ( $\alpha = 0,05$ ). Se realizaron matrices de correlación de Pearson o Spearman, según correspondiese, entre los parámetros obtenidos y las propiedades físicas y químicas de los suelos. Además, dado que los porcentajes de las fracciones granulométricas y de glifosato total lixiviado, retenido y disipado en el ensayo son datos composicionales, se transformaron antes de incluirlos en los análisis estadísticos. Se aplicó la transformación log-cociente centrada, propuesta por Aitchison (1986), que prevalece en estudios geoquímicos ya que ha sido usada exitosamente en análisis de correlación y de componentes principales. La transformación de los datos se realizó con el programa CoDaPack (Comas-Cufí y Thió-Henestrosa, 2011). Dentro de las matrices de correlación se incluyeron los datos clr-transformados de las fracciones granulométricas y del balance de masa del ensayo de transporte de glifosato.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Propiedades de los suelos

Las propiedades químicas y físicas de los suelos AA y HE se presentan en la Tabla 1. Las principales diferencias encontradas entre ambos suelos se refieren al pH, CO,  $\rho_b$  y a los contenidos de arcilla y limo.

**Tabla 1.** Propiedades químicas y físicas de los suelos bajo estudio.

**Table 1.** Chemical and physical properties of soils under study.

Suelo	H <sub>z</sub>	Prof. (cm)	CE <sub>e</sub> (dS m <sup>-1</sup> )	pH	CO (%)	CIC (cmol kg <sup>-1</sup> )	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	$\rho_b$ (g cm <sup>-3</sup> )	$\phi$ (%)
AA	A	0-21	0,53 b	6,16 d	1,39 a	25,40 a	27,14 b	58,79 a	14,19 c	1,16 b	56 a
	Bt1	33-60	0,44 b	6,70 c	0,40 c	26,80 a	30,73 a	54,49 b	14,77 c	1,33 a	50 b
	Bt2	60-95	0,71 b	7,25 c	0,14 d	27,78 a	31,85 a	52,03 b	16,25 c	1,28 a	52 b
	Ck	116-145	1,24 a	8,40 a	0,09 d	12,74 c	14,03 d	53,44 b	29,83 a	1,21 a	54 b
HE	A	0-27	0,61 b	7,09 c	1,15 a	27,78 a	26,60 b	59,60 a	13,57 c	1,30 a	51 b
	AC	27-50	0,58 b	7,51 b	0,62 b	25,93 a	24,48 c	62,56 a	13,04 c	1,15 b	56 a
	C	50-90	0,62 b	7,82 a	0,36 c	24,41 b	16,71 d	61,96 a	21,39 b	1,14 b	57 a

Letras diferentes indican diferencias significativas entre horizontes ( $p < 0,05$ ), según test DGC. H<sub>z</sub>: horizonte; CE<sub>e</sub>: conductividad eléctrica del extracto de saturación; CO: carbono orgánico; CIC: capacidad de intercambio catiónico;  $\rho_b$ : densidad aparente;  $\phi$ : porosidad total.

La CE<sub>e</sub> sólo se diferenció en el horizonte Ck del suelo AA, mientras que el pH de este suelo aumentó marcadamente con la profundidad, en coincidencia con un incremento en el contenido de Na<sup>+</sup> (datos no presentados) y la presencia de carbonatos en el Ck. Sumado a rasgos hidromórficos hallados a partir del Bt2, los valores de pH y Na<sup>+</sup> revelan la influencia de una superficie freática que en algún momento alcanzó al menos los 60 cm de profundidad. En el suelo HE el aumento de pH con la profundidad fue menos evidente pero también significativo, no atribuible a la forma en que incide la superficie freática. Este aumento del pH en profundidad no siempre ha sido observado en estos suelos, tal como indican Tévez y dos Santos Afonso (2015).

El contenido de CO fue levemente superior en superficie en el suelo AA respecto del suelo HE (diferencia no significativa), pero el descenso en profundidad fue más marcado en el primer suelo. Estos valores se corresponden con los reportados por otros autores para suelos de la región (Koritko et al., 2019; Tévez y dos Santos Afonso, 2015).

La CIC se vinculó, en el suelo AA, con el contenido de arcilla: los mayores porcentajes de arcilla se asociaron a CIC superiores a 25 cmol kg<sup>-1</sup>, disminuyendo en el horizonte Ck (12,74 cmol kg<sup>-1</sup>) con menor contenido de arcilla (14 %). En el HE, la CIC fue elevada incluso en el horizonte C, lo que no se explica por el contenido de arcilla (< 17 %), pudiendo deberse al tipo de arcilla que prevalece.

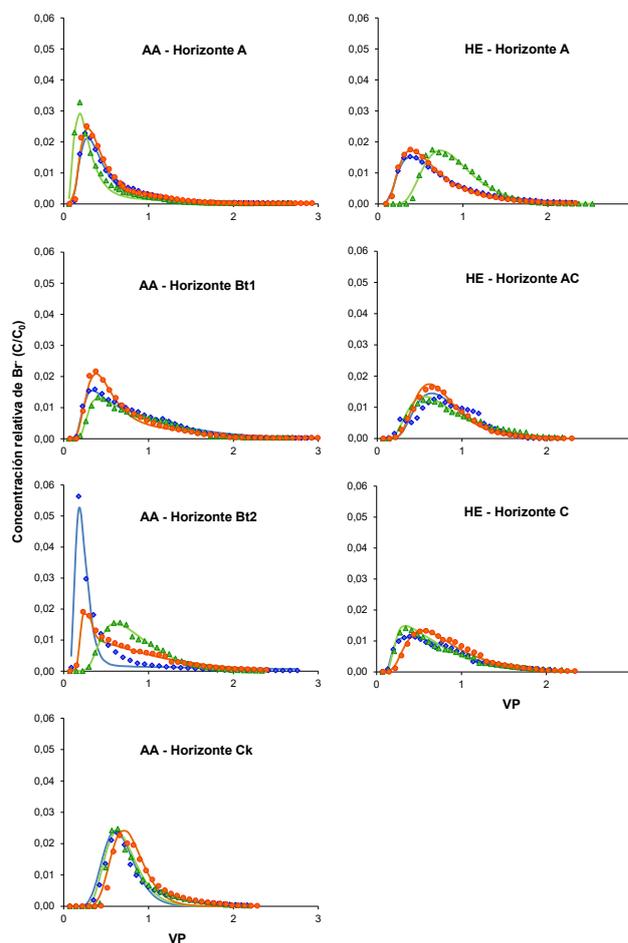
En relación con la textura, el contenido de arcilla en los horizontes A no difirió entre suelos, pero los horizontes subsuperficiales, como es de prever, sí mostraron un comportamiento distinto: los horizontes Bt1 y Bt2 del suelo AA presentaron el porcentaje de arcilla más alto, mientras que en el HE el contenido de arcilla disminuyó con la profundidad. Por el contrario, el porcentaje de limo fue mayor en el suelo HE y en el horizonte A del AA. El contenido de arena exhibió el mismo patrón en ambos suelos, con menores valores en los horizontes superiores.

La  $\rho_b$  del suelo AA fue menor en el horizonte A. Por el contrario, la mayor  $\rho_b$  del HE se encontró en el horizonte superficial. Una de las causas probables de la mayor densificación que se visualizó en algunos horizontes podría ser un fenómeno común en toda la zona agrícola de Santiago del Estero, que es la compactación de los horizontes superficiales (el horizonte A del HE) o subsuperficiales (el horizonte Bt1 en el AA), por efecto de la pérdida de materia orgánica que se produce tras el desmonte y el tránsito de maquinarias agrícolas cada vez más pesadas, que generan en el largo plazo un aumento de la  $\rho_b$  y de la resistencia a la penetración. A pesar de los contenidos de arcilla de los horizontes subsuperficiales del AA, el elemento predominante sigue siendo el limo, de escasa capacidad de formación de agregados estables, lo que, sumado

a su menor contenido de CO, los hace susceptibles a la compactación antrópica. Koritko et al. (2019) encontraron valores de densidad aparente en los primeros 20 cm de suelos Haplustoles típicos, con al menos 10 años de desmonte, similares a los del horizonte A del suelo AA. Dado que la porosidad total ( $\phi$ ) deriva de la  $\rho_b$ , los horizontes de menor  $\rho_b$  fueron los que presentaron mayor  $\phi$ .

#### Transporte vertical de Bromuro

En la Figura 2 se muestran las CP experimentales y aquellas ajustadas mediante el CXTFIT. Todos los picos de concentración de Br se dieron antes de 1 VP, con un rango de 0,17 a 0,74 VP.



**Figura 2.** Curvas de paso (CP) de Br experimentales (símbolos) y ajustadas (líneas continuas) para los horizontes de los suelos AA y HE. Los puntos de diferente color representan las 3 calicatas de cada suelo. VP: volumen de poros.

**Figure 2.** Experimental (symbols) and fitted (solid lines) Br breakthrough curves (BTC) for AA and HE soil horizons. Different colored dots represent the 3 test pits of each soil. VP: pore volume.

Los picos tempranos de Br, la forma asimétrica de las CP y sus largas colas indican condiciones de transporte de no equilibrio (Ersahin et al., 2002; Okada et al., 2014). Si el transporte hubiera sido sólo convectivo, los picos de Br habrían ocurrido alrededor de 1 VP, mientras que los picos tempranos evidencian un flujo preferencial (Bedmar et al., 2008). El flujo a través de los macroporos es la principal causa de aparición temprana del soluto, y la difusión intra-agregados, la que provoca largas colas de elución (Ersahin et al., 2002). En la Tabla 2 se presentan los parámetros obtenidos experimentalmente ( $v$ ), y los ajustados a partir del modelo de  $ECD_{neq}$  físico ( $D$ ,  $\beta$ ,  $\omega$  y  $\lambda$ ), con el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), que muestra el ajuste del modelo.

**Tabla 2.** Parámetros de transporte de Br ajustados con el modelo  $ECD_{neq}$  físico.**Table 2.** Bromide transport parameters fitted with physical  $CDE_{neq}$  model.

Suelo	H <sub>z</sub>	Prof. (cm)	v (mm h <sup>-1</sup> )	D (mm <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> )	β (adimensionales)	ω	λ (mm)	R <sup>2</sup>
AA	A	0-21	8,71 a	176,67 a	0,50 b	0,34 b	20,17 a	0,97-0,98
	Bt1	33-60	8,16 a	84,47 b	0,52 b	1,44 b	10,09 b	0,98-0,99
	Bt2	60-95	8,88 a	64,94 b	0,43 b	1,28 b	7,29 b	0,95-0,99
	Ck	116-145	9,94 a	52,96 b	0,75 a	73,42 a	5,34 b	0,90-0,93
HE	A	0-27	8,61 a	213,81 a	0,87 a	0,004 c	25,05 a	0,98-0,99
	AC	27-50	8,62 a	130,10 a	0,99 a	0,02 c	15,22 b	0,83-0,99
	C	50-90	9,23 a	119,27 a	0,63 a	1,65 b	13,24 b	0,97-0,98

Letras diferentes indican diferencias significativas entre horizontes ( $p < 0,05$ ), según test DGC. Hz: horizonte; v: velocidad del agua de los poros; D: coeficiente de dispersión hidrodinámica; β: fracción de agua móvil; ω: coeficiente de transferencia de masa entre el agua móvil e inmóvil; λ: dispersividad.

La velocidad del agua de los poros (v) no difirió entre horizontes, aunque presentó una tendencia a aumentar en los horizontes más profundos, correlacionada positivamente con la  $CE_e$  ( $r = 0,51$ ;  $p < 0,05$ ), el pH ( $r = 0,56$ ;  $p < 0,05$ ) y el contenido de arena ( $r = 0,63$ ;  $p < 0,01$ ), y negativamente con la CIC ( $r = -0,58$ ;  $p < 0,05$ ) y el contenido de arcilla ( $r = -0,65$ ;  $p < 0,01$ ). Estas correlaciones con los porcentajes de arena y arcilla también fueron encontradas por Shaw et al. (2000), mientras que otros trabajos mostraron una correlación positiva con la arcilla (Bedmar et al., 2008; Okada et al., 2014). Este contraste en las correlaciones con el contenido de arcilla podría ser explicado por diferencias en los tipos de arcillas presentes, que definen la microporosidad y, por lo tanto, el movimiento del agua (Bressan, 2013).

El coeficiente de dispersión hidrodinámica (D) explica el flujo de solutos debido a un gradiente de concentración. Valores altos de D están asociados a CP asimétricas, con picos tempranos y largas colas causadas por condiciones de no equilibrio, como el flujo a través de macroporos y la difusión intra-agregados (Ersahin et al., 2002). Los mayores D se asociaron con los horizontes con mayor CO (los horizontes A), pero no con los que poseían los mayores contenidos de arcilla (Bt1 y Bt2), indicando que el contenido de CO tuvo mayor peso en el comportamiento hidrodinámico de los horizontes. De hecho, D se correlacionó positivamente con el contenido de CO ( $r = 0,70$ ;  $p < 0,001$ ) y el porcentaje de limo ( $r = 0,45$ ;  $p < 0,05$ ), y negativamente con el porcentaje de arena ( $r = -0,43$ ;  $p < 0,05$ ), pero la correlación con arcilla no fue significativa, debido posiblemente a que los horizontes no presentan grandes diferencias en este parámetro, salvo por los horizontes C. Otros estudios también detectaron una correlación negativa con el contenido de arena y positiva con el CO (Bedmar et al., 2008; Gonzalo Mayoral et al., 2021), pero algunos autores detectaron una correlación positiva con el porcentaje de arcilla (Gonzalo Mayoral et al., 2021; Okada et al., 2014; Shaw et al., 2000).

La fracción de agua móvil (β) asume valores de cero a uno, con mayores condiciones de no equilibrio cuanto menor sea β (Rodríguez et al., 2006). Los menores valores se hallaron en los horizontes A, Bt1 y Bt2 del suelo AA. El mayor valor del Ck puede deberse a una distribución del tamaño de poros más homogénea que determinó una mayor fracción de agua móvil, mientras que la menor fracción de agua móvil de los otros horizontes se explica por la mayor microporosidad generada por su textura más arcillosa. Otros autores determinaron correlaciones negativas entre β y los contenidos de arcilla y CO, y positivas con el porcentaje de arena (Bedmar et al., 2008; Shaw et al., 2000), sin embargo en este estudio, β sólo correlacionó con el porcentaje de limo ( $r = 0,50$ ;  $p < 0,05$ ). En el suelo HE, el mayor valor de β en el AC indicaría que en este horizonte prácticamente toda el agua del suelo es móvil y la falta de equilibrio físico tendría un impacto menor en la migración de solutos (Montoya et al., 2006).

El coeficiente de transferencia de masa entre el agua móvil e inmóvil (ω) indica la velocidad con que se alcanza el equilibrio; si ω tiende a infinito el fenómeno de no equilibrio se minimiza ya que la transferencia entre las dos regiones es muy elevada (Rodríguez et al., 2006). El mayor valor hallado en el horizonte Ck implica una atenuación del fenómeno de no equilibrio debido posiblemente a un mayor tiempo de residencia del soluto (Ersahin et al., 2002), lo cual coincide con su pico de concentración más tardío que los horizontes superiores. Estos valores coinciden con los encontrados en otros estudios (Gonzalo Mayoral et al., 2021;

Porfiri et al., 2015). Este parámetro correlacionó positivamente con el contenido de arena ( $r = 0,53$ ;  $p < 0,05$ ), y negativamente con CO ( $r = -0,68$ ;  $p < 0,01$ ), CIC ( $r = -0,49$ ;  $p < 0,05$ ) y porcentaje de limo ( $r = -0,47$ ;  $p < 0,05$ ).

La dispersividad ( $\lambda$ ) describe la dispersión de un pulso de soluto aplicado superficialmente; mayor dispersividad indica un sistema de poros más heterogéneo o trayectorias del flujo más largas (Shaw et al., 2000), y valores por encima de 10 mm indican que el transporte de Br es dominado por la dispersión (Ersahin et al., 2002). Generalmente,  $\lambda$  es mayor en suelos estructurados con textura fina porque los pequeños poros texturales son efectivos para dispersar el soluto (Thevenot y Dousset, 2015). Sin embargo,  $\lambda$  fue mayor en los horizontes A, con un contenido de CO superior. Los horizontes subsuperficiales presentaron  $\lambda$  menores, con una tendencia a disminuir en profundidad y a mayores valores en el suelo HE, que posee menor contenido de arcilla, pero menor porcentaje de arena y más limo que el AA. Bedmar et al. (2008) determinaron que  $\lambda$  fue mayor en los horizontes A y B de dos Argiudoles típicos con respecto al C, mientras que Okada et al. (2014) y Porfiri et al. (2015) determinaron que  $\lambda$  era mayor en suelos de textura más fina porque aumentaba la amplitud de la distribución del tamaño de poros.

Los resultados muestran que el movimiento del agua se rigió por condiciones de no equilibrio físico. Sin embargo, dos horizontes mostraron indicios de condiciones de equilibrio: el horizonte Ck del suelo AA exhibió CP más simétricas y un valor de  $\omega$  más elevado que el resto, mientras que en el horizonte AC  $\beta$  fue de 0,99. Esto podría explicarse por una distribución de tamaño de poros más estrecha en comparación con los demás horizontes. De todas maneras, ambos presentaron un buen ajuste utilizando el modelo ECD<sub>neq</sub> físico.

#### Transporte vertical de Glifosato

La lixiviación de glifosato fue muy limitada y presentó una alta variabilidad entre columnas en todos los horizontes, lo que impidió detectar diferencias entre horizontes o suelos, como fuera reportado en estudios previos (Fomsgaard et al., 2003; Okada et al., 2016). Esta disparidad estaría relacionada a diferencias en la estructura de los poros. En varias columnas no se detectó glifosato y/o AMPA en los efluentes, y en las que sí hubo detección, los porcentajes de lixiviación de glifosato total estuvieron por debajo del 1 % del glifosato aplicado, con excepción de una columna del horizonte C del suelo HE (3,18 %). Gonzalo Mayoral et al. (2021) encontraron porcentajes similares en columnas de los horizontes A, B y C de un Argiudol típico del sureste de Buenos Aires, que presentaba valores de CO de 3, 1 y 0,2 %, y de arcilla de 25, 40 y 24 % para los horizontes A, B y C, respectivamente. Por su parte, Okada et al. (2016) obtuvieron tasas de lixiviación menores a 0,24 % en columnas de los 15 cm superficiales de 3 suelos agrícolas: un Haplustol éntico con 1,1 % de CO y 16 % de arcilla, un Argiudol ácuico con 1,6 % de CO y 37 % de arcilla, y un Argiudol típico con 1,8 % de CO y 23 % de arcilla.

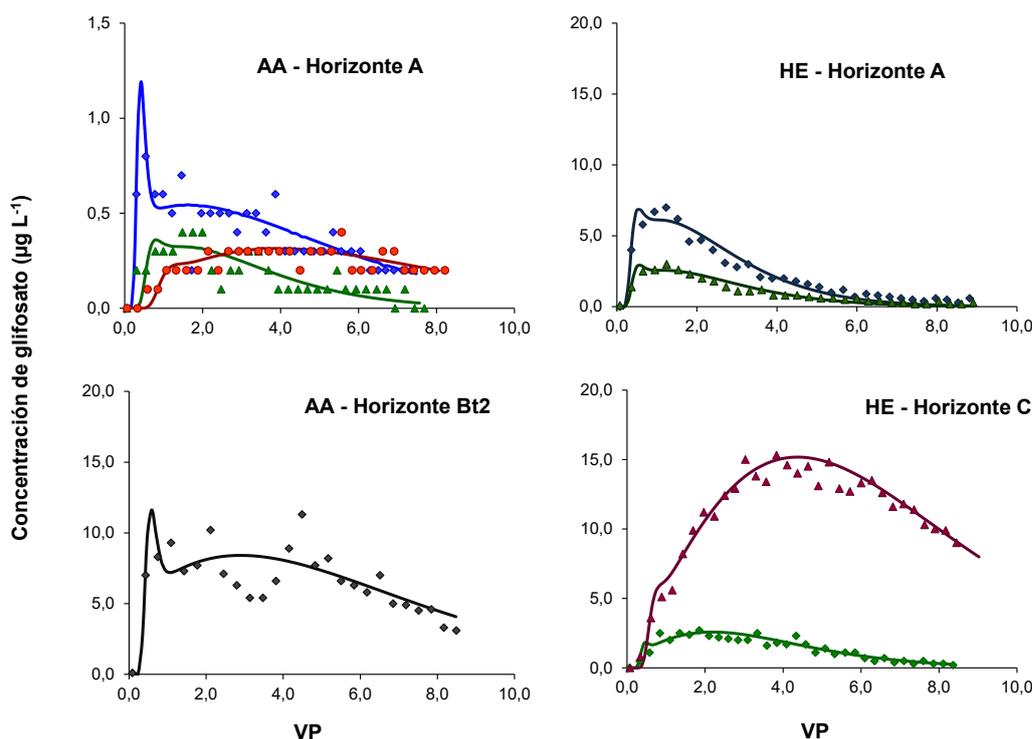
La presencia de AMPA en los efluentes generalmente acompañó a la de glifosato. Se observaron diferencias entre suelos respecto a la proporción de cada molécula, no así entre horizontes. El suelo AA presentó mayor porcentaje de glifosato que el HE (78,8 versus 26,4 %,  $p < 0,05$ ), mientras que en el HE la mayor proporción correspondió al AMPA (73,6 versus 21,2 % del AA,  $p < 0,0001$ ). Esto podría deberse a condiciones más favorables para la degradación del glifosato en el suelo HE, mientras que en el AA, por su mayor contenido de arcilla, se habría propiciado la retención que lo protegió de este proceso. Gonzalo Mayoral et al. (2021), en el trabajo mencionado anteriormente, hallaron AMPA sólo en los efluentes de una columna del horizonte B. Por el contrario, un estudio con lisímetros con tres suelos de texturas diferentes (franco arcilloso, limo arcilloso y franco arenoso) en el este de Francia reveló un claro predominio del AMPA por sobre el glifosato (Al-Rajab et al., 2008). Su aparición se explica por la rápida biodegradación del glifosato en condiciones tanto aeróbicas como anaeróbicas (Maillard et al., 2011) y la fuerte adsorción del AMPA a través del grupo fosfonato (Borggaard y Gimsing, 2008) que se traduciría en una mayor persistencia por su más lenta biodegradación (Lewis et al., 2016).

La aparición del glifosato se dio entre 0,07 y 0,67 VP, sin diferencias entre suelos ni horizontes debido a la alta variabilidad entre las columnas de cada horizonte. La manifestación temprana del glifosato demuestra la presencia de flujo preferencial (Al-Rajab et al., 2008; Kjær et al., 2011; Napoli et al., 2015). El momento de aparición del AMPA fue mucho más variable (0,06 a 5,12 VP). Diversos estudios mostraron una detección temprana de glifosato y AMPA, sugiriendo una alta conectividad en un pequeño número de macroporos, que permitió que ambas moléculas se movieran con rapidez (Dousset et al., 2007; Padilla y Selim, 2018). Por ello, es necesario considerar la estructura del suelo al evaluar el riesgo de lixiviación de glifosato: los suelos arenosos no estructurados donde el glifosato puede adsorberse durante el transporte hacia abajo presentan bajo riesgo, mientras que en suelos arcillosos y estructurados el glifosato puede lixiviar con ra-

pidez debido a la presencia de vías de flujo preferencial por las que se mueve sin entrar en contacto con la matriz del suelo, especialmente después de fuertes lluvias (Borggaard y Gimsing, 2008; Vereecken, 2005).

Las concentraciones máximas de glifosato estuvieron entre 0,1 y 15,3  $\mu\text{g L}^{-1}$ , mientras que las de AMPA variaron de 0,2 a 24,9  $\mu\text{g L}^{-1}$ , dando una concentración máxima promedio de 2,6  $\mu\text{g L}^{-1}$  y 3,38  $\mu\text{g L}^{-1}$  para glifosato y AMPA respectivamente, valores similares a los reportados por otros estudios (Al-Rajab et al., 2008; Kjær et al., 2011; Napoli et al., 2015). Nuevamente, la alta variabilidad entre las columnas de cada horizonte impidió detectar diferencias entre suelos u horizontes. Una posible explicación para el movimiento del glifosato a través del suelo es el transporte asociado a partículas coloidales ( $< 0,24 \mu\text{m}$ ) (Kjaergaard et al., 2004). Si bien este mecanismo no pudo ser evaluado porque se utilizó una solución de  $\text{CaCl}_2$  0,01 M para prevenir el colapso del suelo, diversos autores indican que no sería relevante en suelos estructurados bajo siembra directa ya que la mayor parte del glifosato lixiviado estaría en forma disuelta, es decir como ión en la solución del suelo (Bergström et al., 2011; Gjettermann et al., 2009; Kjær et al., 2011).

Sólo en 8 columnas fue posible modelar las CP y ajustar los parámetros de transporte (Figura 3), ya que en 5 columnas no se detectó glifosato en los efluentes y en otras 8 columnas lixivió una cantidad muy limitada que no permitió ajustar un modelo. Puede observarse que son curvas asimétricas, desplazadas hacia la derecha con respecto a las de Br y con largas colas de elución, indicando condiciones de no equilibrio químico (Doussset et al., 2007). Las largas colas de elución revelan la dominancia de los sitios tipo 2, lo que disminuye la disponibilidad de los pesticidas en la solución del suelo, aumenta su persistencia, retrasa el transporte y favorece la formación de residuos no extractables (RNE) (Portocarrero et al., 2019). Curvas similares se encuentran en trabajos referidos a otros plaguicidas (Marín-Benito et al., 2013, 2018), mientras que las bajas concentraciones lixiviadas de glifosato y otros herbicidas imposibilitaron el ajuste de las CP en otros casos (Gonzalo Mayoral et al., 2021; Okada et al., 2016; Portocarrero et al., 2019).



**Figura 3.** Curvas de paso (CP) de glifosato experimentales (símbolos) y estimadas (líneas continuas) de los suelos AA y HE. Nótese que la escala del primer gráfico es distinta. Los puntos de diferente color una columna distinta. VP: volumen de poros.

**Figure 3.** Experimental (symbols) and estimated (solid lines) glyphosate breakthrough curves (BTC) for AA and HE soils. Note the different concentration scale in the first graph. Different colored dots represent a different experimental column. VP: pore volume.

En la Tabla 3 se presentan los parámetros ajustados para glifosato de aquellas columnas en las que se logró un ajuste aceptable ( $R^2 > 0,4$ ). Además, se muestran los parámetros calculados  $\alpha$  y  $f$ .

**Tabla 3.** Parámetros de transporte de glifosato ajustados con el modelo  $ECD_{neq}$  químico.

**Table 3.** Glyphosate transport parameters fitted with chemical  $CDE_{neq}$  model.

Suelo	Hz	$R$	$\beta$	$\omega$	$\mu_1$	$\alpha$	$f$	$R^2$
		(adimensionales)			( $h^{-1}$ )	( $h^{-1}$ )		
AA	A	15,17	0,13	8,28	14,72	0,03	0,06	0,77
		16,45	0,30	10,52	20,54	0,06	0,12	0,61
		24,20	0,23	11,18	15,37	0,04	0,10	0,74
	Bt2	10,07	0,13	6,07	6,59	0,04	0,07	0,62
HE	A	9,88	0,28	10,99	14,30	0,08	0,14	0,95
		10,97	0,27	10,40	15,57	0,07	0,13	0,94
	C	7,48	0,15	6,67	8,14	0,06	0,08	0,89
		13,99	0,16	8,01	4,97	0,05	0,07	0,97

*Hz:* horizonte; *R:* factor de retardo;  *$\beta$ :* fracción de retardo instantáneo;  *$\omega$ :* coeficiente de transferencia de masa entre fases;  *$\mu_1$ :* constante de degradación de primer orden;  *$\alpha$ :* coeficiente de cinética de primer orden para sitios tipo 2; *f:* fracción de sitios tipo 1.

El factor de retardo ( $R$ ) fue mucho mayor a uno, indicando que el movimiento del glifosato fue más lento que el de Br, lo que también se advierte de los picos de concentración posteriores a los de Br (Figura 2). Candela et al. (2007) manifestaron que  $R$  representa el efecto de la adsorción sobre el transporte, ajustando valores de  $R$  entre 16,3 y 29,5 para columnas disturbadas del horizonte superficial de un suelo arenoso franco procedente de Barcelona. Por el contrario, en columnas disturbadas de los primeros 5 cm de dos suelos del estado de Luisiana (EEUU), las estimaciones de  $R$  fueron menores: 6,65 y 8,69 para un suelo franco limoso y uno arcilloso, respectivamente (Padilla y Selim, 2018). Mayor  $R$  indicaría menor movilidad del compuesto (Bedmar et al., 2004), por lo que el horizonte A del AA presentaría una menor movilidad que el resto de los horizontes.

La fracción de retardo instantáneo ( $\beta$ ) menor a la unidad revela condiciones de no equilibrio que serán mayores cuanto menor sea  $\beta$  (Portocarrero et al., 2019). En las CP ajustadas los valores oscilan entre 0,13 y 0,30 indicando que menos del 13-30 % de los sitios de adsorción se encuentran en equilibrio, coincidiendo con estudios referidos a glifosato y otros herbicidas (Candela et al., 2007; Marín-Benito et al., 2013, 2018; Montoya et al., 2006).

El coeficiente de transferencia de masa entre las fases de equilibrio y no equilibrio ( $\omega$ ) también demostró condiciones de no equilibrio químico (Marín-Benito et al., 2018). Candela et al. (2007) determinaron valores de  $\omega$  de 0,45 a 45 dependiendo de la tasa de flujo utilizada; los valores más altos correspondieron a las velocidades más bajas, donde el mayor tiempo de residencia del herbicida propició una mayor retención y menores pérdidas a través del lixiviado.

La tasa de degradación de primer orden ( $\mu_1$ ) fue elevada en todas las columnas, pero presentó mayores valores en los horizontes superficiales. Las tasas aquí determinadas son mucho más altas que las observadas por Padilla y Selim (2018), que registraron tasas de 0,4-0,9 en el estudio antes mencionado. Sin embargo, es importante considerar que  $\mu_1$  se toma como una tasa de degradación de primer orden en el programa CXTFIT y no como un coeficiente de velocidad para reacciones de retención irreversible, por lo que la baja recuperación de glifosato en los efluentes se traduce en valores relativamente altos de  $\mu_1$ , ya que el glifosato que queda dentro de la columna se toma como pérdida de masa del sistema (Padilla y Selim, 2018; van Genuchten et al., 2012).

El coeficiente de cinética de primer orden para sitios tipo 2 ( $\alpha$ ) presentó valores muy bajos, sugiriendo que muchos sitios de sorción no están en equilibrio (Martínez Cordón et al., 2015; Porfiri et al., 2015). Asimismo, la fracción de sitios tipo 1 ( $f$ ) indicó que menos del 14 % de los sitios de sorción participaron en el retardo

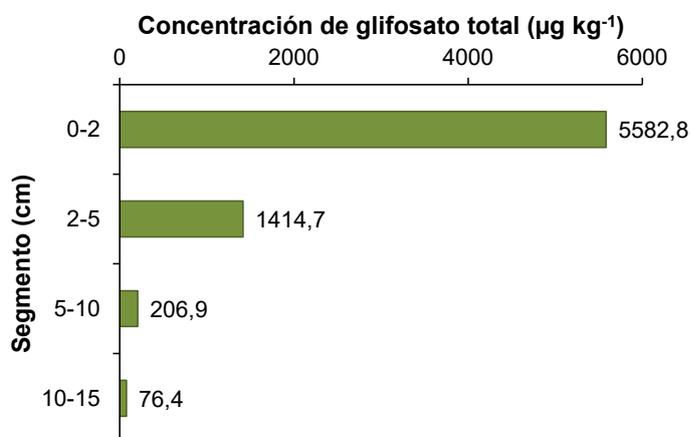
instantáneo, es decir que muy pocos fueron accesibles para la adsorción instantánea, siendo mayoritarios los sitios de difícil acceso, y eso se reflejó en la cola de elución (Martínez Cordón et al., 2015). Otros estudios también reflejan valores de  $f$  menores a 0,5 en ensayos con glifosato y otros principios activos (Lei et al., 2018; Magga et al., 2008; Thevenot y Dousset, 2015). Según Porfiri et al. (2015), suelos bajo SD con alto CO pueden favorecer la agregación del suelo limitando el acceso del herbicida a los sitios de sorción.

#### Retención de glifosato en el suelo

Una vez finalizado el ensayo de transporte, se cuantificó la cantidad de glifosato y AMPA retenidos en el suelo. Con el promedio ponderado de las concentraciones de cada sección se estimó la concentración de glifosato total de las columnas, que no difirió entre suelos ni horizontes. El promedio general fue de 1174,14  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . En contraste con estos resultados, Gonzalo Mayoral et al. (2021) detectaron la mayor concentración de glifosato total en el horizonte C de un Argiudol típico y la menor, en el horizonte B.

Con respecto a las concentraciones por segmento, para la mayoría de los horizontes, entre el 60 y el 83 % del glifosato total retenido se encontró en la primera porción (0-2 cm), asociándose los mayores valores a aquellos horizontes con mayor contenido de CO o arcilla. Sin embargo, los segmentos de 0-2 y 2-5 cm de los horizontes Ck y C, presentaron concentraciones similares entre sí, debido a una menor atracción del herbicida y el AMPA por el suelo y, por lo tanto, mayor profundización por infiltración a través de la columna. El porcentaje de glifosato total retenido para estos dos horizontes fue de 45 % en el segmento de 0-2 cm y 38 % en el de 2-5 cm. El mayor porcentaje de arena y menor contenido de arcilla, CO y CIC de los horizontes C y Ck, explicaría esa menor retención en los primeros centímetros (Padilla y Selim, 2018).

Promediando todas las columnas, el 67 % del glifosato total se encontró en los primeros 2 cm, 25 % se detectó en el tramo de 2-5 cm, 6 % en el de 5-10 cm y 2 % entre los 10 y 15 cm, en coincidencia con otros estudios (Okada et al., 2016; Zhao et al., 2009). En la Figura 4 se muestra la concentración promedio de glifosato total para cada segmento.



**Figura 4.** Concentración promedio de glifosato total ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) por segmento de columna (cm).

**Figure 4.** Average concentration of total glyphosate ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) per column segment (cm).

**Balance de glifosato**

Con la masa lixiviada y retenida de glifosato y AMPA, se realizó un balance donde se determinó la cantidad de glifosato recuperada y cuánto se disipó (Tabla 4).

**Tabla 4.** Porcentajes de glifosato, AMPA y glifosato total retenidos, lixiviados y disipados.

**Table 4.** Adsorbed, leached and dissipated glyphosate, AMPA and total glyphosate percentages.

Suelo	Hz	Lixiviación			Retención			Glifosato total recuperado	Glifosato disipado
		Glifosato	AMPA	Total	Glifosato	AMPA	Total		
AA	Ap	0,033 a	0,072 a	0,100 a	10,81 a	27,54 a	39,28 a	39,39 a	60,61 a
	Bt1	0,002 a	0,000 a	0,002 a	16,34 a	22,93 a	40,73 a	40,74 a	59,26 a
	Bt2	0,222 a	0,078 a	0,300 a	11,96 a	23,78 a	38,51 a	38,81 a	61,19 a
	Ck	0,001 a	0,000 a	0,001 a	16,08 a	24,39 a	39,57 a	39,57 a	60,43 a
HE	A	0,137 a	0,155 a	0,290 a	7,11 a	24,01 a	31,94 b	32,23 a	67,77 a
	AC	0,002 a	0,009 a	0,010 a	2,82 b	23,25 a	26,66 b	26,67 a	73,33 a
	C	0,539 a	0,687 a	1,230 a	4,93 a	27,82 a	32,98 b	34,20 a	65,80 a

Letras diferentes indican diferencias significativas entre horizontes ( $p < 0,05$ ), según test DGC.

La lixiviación representó un porcentaje muy bajo del glifosato aplicado, sin diferencias entre horizontes ni entre los porcentajes de glifosato y AMPA. Los resultados coinciden con otros estudios con porcentajes de recuperación por debajo del 0,5 % (Bergström et al., 2011; Gjettermann et al., 2009; Okada et al., 2016), habiendo antecedentes en los que no hubo lixiviación de glifosato (Gros et al., 2020; Zhao et al., 2009).

La retención constituyó un porcentaje importante del glifosato aplicado. El porcentaje de glifosato sólo fue menor en el horizonte AC ( $p < 0,05$ ), mientras que el AMPA no presentó diferencias significativas. Sin embargo, hubo una menor retención de glifosato total en el suelo HE ( $p < 0,05$ ). Esta diferencia en la retención de glifosato total se correlacionó negativamente con CO ( $r = -0,61$ ;  $p < 0,0001$ ) y limo ( $r = -0,48$ ;  $p < 0,05$ ), pero no se encontró correlación con el contenido de arcilla, algo señalado también por Gonzalo Mayoral et al. (2021). La falta de correlación con la arcilla puede deberse a que las diferencias en el contenido de arcillas entre los horizontes no son tan marcadas, salvo en los horizontes C (Tabla 1); aquí posiblemente influya la presencia de una mayor cantidad de microporos en el suelo AA que favorezcan un mayor contacto de las moléculas de glifosato y AMPA con el suelo y, por ende, mayor retención. Otros autores reportaron mayores porcentajes de retención, como Okada et al. (2016), quienes encontraron una retención de 71,4 a 97,5 % del glifosato aplicado. Por otra parte, fue mayor el porcentaje de AMPA retenido que el de glifosato ( $p < 0,01$ ). Esto se repite en otros estudios: a los dos años de iniciado un ensayo de lixiviación en lisímetros bajo labranza reducida se recuperó 1-3 % del glifosato añadido como glifosato y 34-94 % como AMPA (Fomsgaard et al., 2003). También se ha reportado mayor retención de AMPA en estudios de laboratorio (Gonzalo Mayoral et al., 2022).

Finalmente, el glifosato disipado fue muy superior al retenido y lixiviado ( $p < 0,0001$ ). Aunque no hubo diferencias significativas, puede observarse una tendencia a mayor disipación en el suelo HE. Candela et al. (2007) reportaron pérdidas de hasta el 85 % del glifosato aplicado en columnas disturbadas con suelo de 0-20 cm y 1,5 m de profundidad, en tanto que en ensayos a campo el 99 % del glifosato se había disipado al cabo de un año y el remanente se encontraba como AMPA (Landry et al., 2005; Napoli et al., 2015). También en lisímetros a campo en los cuales no se detectó glifosato en los lixiviados, Gros et al. (2020) determinaron que a los 165 días quedaba 4-6 % del glifosato aplicado en el suelo, mientras que a los 360 días aún se detectaba 1-3 % del glifosato inicial en los primeros 30 cm de profundidad. La disipación del glifosato puede atribuirse a dos fenómenos: a reacciones fisicoquímicas que provocan la formación de compuestos con sorción lentamente reversible o irreversible (RNE), o a la mineralización completa de la molécula ocurrida durante el ensayo (Candela et al., 2007; Landry et al., 2005; Napoli et al., 2015). Dada la presencia

de AMPA en los efluentes y las columnas, la vía de degradación que conduce a la formación intermedia de AMPA debe haber sido la que ocurrió mayoritariamente (Gros et al., 2020). Al-Rajab et al. (2008) cuantificaron los RNE en un ensayo de lixiviación con glifosato marcado isotópicamente en lisímetros: poco después de la aplicación representaron 67 % del glifosato aplicado en un suelo franco arenoso, 56 % en un suelo franco arcilloso limoso, y 73 % en un suelo franco arcilloso. Estos valores cayeron a 41, 25 y 21 % después de 15 días, y luego disminuyeron gradualmente hasta 21, 16 y 11 % a los 11 meses. Esta lenta caída de la concentración de RNE implica que probablemente volvieron a estar disponibles para la degradación por los microorganismos del suelo y para el transporte por el agua, lo que explicaría la presencia de residuos en los lixiviados 11 meses después de la aplicación.

En resumen, el movimiento de agua estuvo gobernado principalmente por condiciones de no equilibrio físico, con picos de concentración que se produjeron a VP menores que 1 indicando la ocurrencia de flujo preferencial a través de macroporos, y largas colas de elución que dieron cuenta de la difusión intra-agregados. Con respecto al transporte del glifosato, su lixiviación fue muy limitada en ambos suelos, asociada a una alta retención en las columnas y su degradación parcial o total. A pesar de ello, pudo determinarse que el movimiento del glifosato se dio en condiciones de no equilibrio químico, con un movimiento del glifosato mucho más lento que el del trazador inerte. Esta lenta circulación del glifosato estaría asociada a isoterms no lineales y a la pérdida de masa por la presencia de algún sumidero, ya sea degradación microbiana o formación de residuos no extractables (RNE). Sin embargo, la aparición temprana del glifosato en los efluentes fue un indicador concluyente de la existencia de flujo preferencial, remarcando la importancia de la estructura del suelo y los macroporos para el movimiento incluso de moléculas con alta capacidad de adsorción como el glifosato. En este sentido, la labranza conservacionista mejora la transferencia vertical de agua y solutos, por lo que en suelos bajo SD la ocurrencia de flujo preferencial es de prever, y debería considerarse al planificar aplicaciones de glifosato, ya que habría mayor riesgo que en suelos bajo labranza convencional. Esto implica, por ejemplo, evitar la aplicación del herbicida cuando existan pronósticos de precipitaciones, especialmente si el milimetraje esperado es abundante, y el uso de aplicaciones dirigidas para reducir las dosis.

La adsorción fue más relevante que la lixiviación, y el hecho de que la mayor parte de los compuestos adsorbidos se encontraran en los primeros centímetros de las columnas, ratifica la altísima capacidad de adsorción de ambas moléculas. A su vez, se detectó una mayor proporción de AMPA retenido que de glifosato, demostrando que la degradación de glifosato también ha sido un fenómeno importante.

Por último, la disipación fue el proceso que comprendió la mayor parte del glifosato aplicado. Dado que las posibles vías de disipación son la mineralización o la formación de RNE, queda el interrogante de cuál de estos fenómenos predominó ya que, en el caso del segundo, el glifosato retenido como RNE podría ser desorbido y movilizarse provocando contaminación subterránea en fechas muy posteriores a su aplicación.

Por lo expuesto, aunque la lixiviación de glifosato fue muy baja, el hecho de que haya ocurrido indica que existe riesgo de contaminación de aguas subterráneas con esta molécula o su metabolito AMPA. Dado que no hubo diferencias significativas entre horizontes ni suelos en el transporte del herbicida, el mayor o menor riesgo de contaminación del agua subterránea no estaría dado únicamente por las características del suelo, sino que cobraría importancia su ubicación en el paisaje. Para ello, deberá evaluarse en próximos estudios el funcionamiento de la recarga del acuífero en cada sitio. Además, resta evaluar también si la mayor retención de glifosato total detectada en el suelo AA podría implicar un riesgo de contaminación del agua subterránea a más largo plazo a partir de su desorción.

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de la Tesis de Doctorado en la Escuela de Posgrado de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, de la primera autora, y fue financiado con fondos otorgados por el Programa de Formación de Posgrado del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Se agradece la colaboración de E. De Gerónimo, N. Gulle y A. Mosca en las actividades de laboratorio, y de A. Vizgarra, C. Berton y M. Lacorte en las tareas de campo.

## REFERENCIAS

- Aapresid. (2020). *Evolución de Siembra Directa en Argentina, Campaña 2019-2020*. <https://www.aapresid.org.ar/archivos/evolucion-siembra-directa2019-2020.pdf>
- Aitchison, J. (1986). *The statistical analysis of compositional data. Monographs on Statistics and Applied Probability*. Chapman & Hall Ltd., London.
- Al-Rajab, A. J., Amellal, S., y Schiavon, M. (2008). Sorption and leaching of 14C-glyphosate in agricultural soils. *Agronomy for Sustainable Development*, 28(3), 419–428. <https://doi.org/10.1051/agro:2008014>
- Aparicio, V., y De Gerónimo, E. (2024). Pesticide pollution in argentine drinking water: A call to ensure safe access. *Environmental Challenges*, 14, 100808. <https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2023.100808>
- Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P., y Costa, J. L. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93(9), 1866–1873. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.041>
- Bedmar, F., Costa, J. L., y Giménez, D. (2008). Column tracer studies in surface and subsurface horizons of two Typic Argiudolls. *Soil Science*, 173(4), 237–247. <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e31816a1e42>
- Bedmar, F., Costa, J. L., Suero, E., y Gimenez, D. (2004). Transport of Atrazine and Metribuzin in Three Soils of the Humid Pampas of Argentina. *Weed Technology*, 18(1), 1–8. <https://doi.org/DOI:10.1614/WT-02-056>
- Bergström, L., Börjesson, E., y Stenström, J. (2011). Laboratory and Lysimeter Studies of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in a Sand and a Clay Soil. *Journal of Environmental Quality*, 40(1), 98–108. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0179>
- Beven, K., y Germann, P. (2013). Macropores and water flow in soils revisited. *Water Resources Research*, 49(6), 3071–3092. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/wrcr.20156>
- Boletta, P., Acuña, L., y Juárez De Moya, M. (1989). *Análisis de las características climáticas de la Provincia de Santiago del Estero*. Convenio INTA -UNSE. Santiago del Estero.
- Boletta, P. E., Ravelo, A. C., Planchuelo, A. M., y Grilli, M. (2006). Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 228(1–3), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.02.045>
- Bolsa de Cereales de Buenos Aires. (2018). *Relevamiento de Tecnología Aplicada: Campaña 2017/2018*.
- Bolsa de Cereales de Buenos Aires. (2024). *Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada*. <https://www.bolsadecereales.com/tecnologia-informes>
- Borggaard, O. K., y Gimsing, A. L. (2008). Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Management Science*, 64, 441–456. <https://doi.org/10.1002/ps.1512>
- Bressan, E. M. (2013). *Interacciones entre propiedades físicas y composición mineralógica y granulométrica de suelos Argiudoles de la Pampa Ondulada*. Tesis de Maestría, Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires. <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/6272?locale-attribute=en>
- Candela, L., Álvarez-Benedí, J., Condesso de Melo, M. T., y Rao, P. S. (2007). Laboratory studies on glyphosate transport in soils of the Maresme area near Barcelona, Spain: Transport model parameter estimation. *Geoderma*, 140(1–2), 8–16. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.02.013>
- Caprile, A. C., Aparicio, V. C., Portela, S. I., Sasal, M. C., y Andriulo, A. E. (2017). Drenaje y transporte vertical de herbicidas en dos molisoles de la pampa ondulada Argentina. *Ciencia Del Suelo*, 35(1), 147–159. <https://www.suelos.org.ar/publicaciones/v35n1-html/vol35n1-html/v35n1a13.htm>
- Cey, E. E., y Rudolph, D. L. (2009). Field study of macropore flow processes using tension infiltration of a dye tracer in partially saturated soils. *Hydrological Processes*, 23(12), 1768–1779. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.7302>
- Comas-Cufi, M., y Thió-Henestrosa, S. (2011). CoDaPack 2.0: a stand-alone, multi-platform compositional software. En J. J. Egozcue, R. Tolosana-Delgado, y M. I. Ortego (Eds.), *Proceedings of the 4th International Workshop on Compositional Data Analysis*. <http://congress.cimne.com/codawork11/Admin/Files/FilePaper/p28.pdf>
- Conyers, M. K., y Davey, B. G. (1988). Observations on some routine methods for soil pH determination. *Soil Science*, 145(1), 29–36.
- Coupe, R. H., Kalkhoff, S. J., Capel, P. D., y Gregoire, C. (2011). Fate and transport of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters of agricultural basins. *Pest Management Science*, 68(1), 16–30. <https://doi.org/10.1002/ps.2212>
- Cueff, S., Alletto, L., Bourdat-Deschamps, M., Benoit, P., y Pot, V. (2020). Water and pesticide transfers in undisturbed soil columns sampled from a Stagnic Luvisol and a Vermic Umbrisol both cultivated under conventional and conservation agriculture. *Geoderma*, 377, 114590. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2020.114590>
- Dalton, H., Stirling, D. I., Quayle, J. R., Higgins, I. J., Quayle, J. R., y Bull, A. T. (1997). Co-metabolism. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 297(1088), 481–496. <https://doi.org/10.1098/rstb.1982.0056>
- De Gerónimo, E., Aparicio, V. C., y Costa, J. L. (2018a). Glyphosate sorption to soils of Argentina. Estimation of affinity coefficient by pedo-transfer function. *Geoderma*, 322, 140–148. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.037>

- De Gerónimo, E., Lorenzón, C., Iwasita, B., y Costa, J. L. (2018b). Evaluation of Two Extraction Methods to Determine Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in Soil. *Soil Science*, 183(1), 34–40. <https://doi.org/10.1097/ss.0000000000000225>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. (2020). *InfoStat versión 2020* (versión 20). Universidad Nacional de Córdoba.
- Di Rienzo, J. A., Guzman, A. W., y Casanoves, F. (2002). A multiple-comparisons method based on the distribution of the root node distance of a binary tree. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 7(2), 129–142. <https://doi.org/10.1198/10857110260141193>
- Dousset, S., Chauvin, C., Durlot, P., y Thévenot, M. (2004). Transfer of hexazinone and glyphosate through undisturbed soil columns in soils under Christmas tree cultivation. *Chemosphere*, 57(4), 265–272. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.06.007>
- Dousset, S., Jacobson, A., Dessogne, J. B., Guichard, N., Baveye, P. C., y Andreux, F. (2007). Facilitated Transport of Diuron and Glyphosate in High Copper Vineyard Soils. *Environmental Science & Technology*, 41(23), 8056–8061. <https://doi.org/10.1021/es071664c>
- Ersahin, S., Papendick, R. I., Smith, J. L., Keller, C. K., y Manoranjan, V. S. (2002). Macropore transport of bromide as influenced by soil structure differences. *Geoderma*, 108(3), 207–223. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00131-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00131-3)
- Fomsgaard, I. S., Spliid, N. H. H., y Felding, G. (2003). Leaching of Pesticides Through Normal-Tillage and Low-Tillage Soil - A Lysimeter Study. II. Glyphosate. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 38(1), 19–35. <https://doi.org/10.1081/PFC-120016603>
- Gjettermann, B., Petersen, C. T., Koch, C. B., Spliid, N. H., Grøn, C., Baun, D. L., y Styczen, M. (2009). Particle-facilitated Pesticide Leaching from Differently Structured Soil Monoliths. *Journal of Environmental Quality*, 38(6), 2382–2393. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0417>
- Gómez Ortiz, A. M., Okada, E., Bedmar, F., y Costa, J. L. (2017). Sorption and desorption of glyphosate in Mollisols and Ultisols soils of Argentina. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(10), 2587–2592. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.3851>
- Gonzalo Mayoral, E., Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., y Costa, J. L. (2021). Metsulfuron-methyl and glyphosate transport in a mollisol soil in the Pampean region of Argentina. *Soil & Environment*, 40(2), 127–140. <http://dx.doi.org/10.25252/SE/2021/202578>
- Gonzalo Mayoral, E. S., Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Fernandes, G., Rheinheimer dos Santos, D., y Costa, J. L. (2022). Glyphosate, AMPA, and metsulfuron-methyl retention in the main horizons of a Typic Argiudoll. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 57(7), 526–540. <https://doi.org/10.1080/03601234.2022.2069982>
- Gros, P., Meissner, R., Wirth, M. A., Kanwischer, M., y Rupp, H. (2020). Leaching and degradation of  $^{13}\text{C}_2\text{-}^{15}\text{N}$ -glyphosate in field lysimeters. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 127. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8045-4>
- Jury, W. A., y Roth, K. (1990). Evaluating the Role of Preferential Flow on Solute Transport Through Unsaturated Field Soils. En K. Roth, W. A. Jury, H. Flüher, y J. C. Parker (Eds.), *Field-Scale Water and Solute Flux in Soils* (pp. 23–28). Birkhäuser Basel. [https://doi.org/10.1007/978-3-0348-9264-3\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-0348-9264-3_5)
- Kirkham, M. B. (2014). Pore Volume. In *Principles of Soil and Plant Water Relations* (pp. 229–241). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-420022-7.00014-8>
- Kjær, J., Ersten, V., Jacobsen, O. H., Hansen, N., De Jonge, L. W., y Olsen, P. (2011). Transport modes and pathways of the strongly sorbing pesticides glyphosate and pendimethalin through structured drained soils. *Chemosphere*, 84(4), 471–479. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.029>
- Kjær, J., Olsen, P., Ullum, M., y Grant, R. (2005). Vadose Zone Processes and Chemical Transport Leaching of Glyphosate and Amino-Methylphosphonic Acid from Danish Agricultural Field Sites. *Journal of Environmental Quality*, 34, 608–620. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0608>
- Kjær, J., Ullum, M., Olsen, P., Sjelborg, P., Helweg, A., Mogensen, B., Plauborg, F., Grant, R., Fomsgaard, I., y Brüsch, W. (2003). *The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme: Monitoring Results May 1999-June 2002*. <https://www.vap.dk/wp-content/uploads/Rapporter/2002/Monitoring-results-May-1999%E2%80%93June-2002.pdf>
- Kjaergaard, C., Poulsen, T. G., Moldrup, P., y De Jonge, L. W. (2004). Colloid Mobilization and Transport in Undisturbed Soil Columns. I. Pore Structure Characterization and Tritium Transport. *Vadose Zone Journal*, 3(2), 413–423. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/vzj2004.0413>
- Koritko, L. M., Suárez, R. A., Anriquez, A. L., Pece, M., y Albanesi, A. S. (2019). Efecto de la siembra directa en la estabilización del carbono orgánico del suelo a escala de sitio en Santiago del Estero, Argentina. *Revista Agronómica Del Noroeste Argentino*, 39(1), 9–18. <http://www.scielo.org.ar/pdf/ranar/v39n1/v39n1a01.pdf>
- Landry, D., Dousset, S., Fournier, J. C., y Andreux, F. (2005). Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne-Romanée, 21-France). *Environmental Pollution*, 138(2), 191–200. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.007>
- Lei, W., Tang, X., y Zhou, X. (2018). Transport of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol (a main pesticide degradation product) in purple soil: Experimental and modeling. *Applied Geochemistry*, 88, 179–187. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.07.010>
- Lewis, K. A., Tzivilikakis, J., Warner, D. J., y Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 1050–1064. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>
- Lutri, V. F., Matteoda, E., Blarasin, M., Aparicio, V., Giacobone, D., Maldonado, L., Becher Quinodoz, F., Cabrera, A., y Giuliano Albo, J. (2020). Hydrogeological features affecting spatial distribution of glyphosate and AMPA in groundwater and surface water in an agroecosystem, Córdoba, Argentina. *Science of the Total Environment*, 711, 134557. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134557>
- Luzzi, J. I., Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Ledda, A., Sauer, V. M., y Costa, J. L. (2024). Degradation of atrazine, glyphosate, and 2,4-D in

- soils collected from two contrasting crop rotations in Southwest Chaco, Argentina. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 59(3), 98–111. <https://doi.org/10.1080/03601234.2024.2305596>
- Magga, Z., Tzovolou, D. N., Theodoropoulou, M. A., Dalkarani, T., Pikios, K., y Tsakiroglou, C. D. (2008). Soil column experiments used as a means to assess transport, sorption, and biodegradation of pesticides in groundwater. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 43(8), 732–741. <https://doi.org/10.1080/03601230802388868>
- Maillard, E., Payraudeau, S., Favre, E., Grégoire, C., Gangloff, S., y Imfeld, G. (2011). Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland collecting runoff from a vineyard catchment. *Science of The Total Environment*, 409(11), 2317–2324. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2011.01.057>
- Marín-Benito, J. M., Brown, C. D., Herrero-Hernández, E., Arienzo, M., Sánchez-Martín, M. J., y Rodríguez-Cruz, M. S. (2013). Use of raw or incubated organic wastes as amendments in reducing pesticide leaching through soil columns. *Science of the Total Environment*, 463–464, 589–599. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.051>
- Marín-Benito, J. M., Sánchez-Martín, M. J., Ordax, J. M., Draoui, K., Azejjel, H., y Rodríguez-Cruz, M. S. (2018). Organic sorbents as barriers to decrease the mobility of herbicides in soils. Modelling of the leaching process. *Geoderma*, 313, 205–216. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.033>
- Martínez Cordón, M. J., Castañeda, M. I. A., y Dallos, J. A. G. (2015). Modelación matemática del transporte de oxadixyl en suelos de cultivo de cebolla. *Revista Ambiente & Agua*, 10, 327–337. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1565>
- Mas, L. I., Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., y Costa, J. L. (2020). Pesticides in water sources used for human consumption in the semiarid region of Argentina. *SN Applied Sciences*, 2(4), 691. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2513-x>
- McBride, M., y Kung, K.-H. (1989). Complexation of Glyphosate and Related Ligands with Iron (III). *Soil Science Society of America Journal*, 53(6), 1668–1673. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300060009x>
- McConnell, J. S., y Hossner, L. R. (1985). pH-Dependent adsorption isotherms of glyphosate. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 33(6), 1075–1078. <https://doi.org/10.1021/jf00066a014>
- Montoya, J. C., Costa, J. L., Liedl, R., Bedmar, F., y Daniel, P. (2006). Effects of soil type and tillage practice on atrazine transport through intact soil cores. *Geoderma*, 137(1–2), 161–173. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.007>
- Napoli, M., Cecchi, S., Zanchi, C. A., y Orlandini, S. (2015). Leaching of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid through Silty Clay Soil Columns under Outdoor Conditions. *Journal of Environmental Quality*, 44(5), 1667–1673. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0104>
- Okada, E., Costa, J. L., y Bedmar, F. (2016). Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma*, 263, 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.009>
- Okada, E., Costa, José. L., Bedmar, F., Barbagelata, P., Irizar, A., y Rampoldi, E. A. (2014). Effect of conventional and no-till practices on solute transport in long term field trials. *Soil and Tillage Research*, 142, 8–14. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2014.04.002>
- Okada, E., Pérez, D., De Gerónimo, E., Aparicio, V. C., Massone, H., y Costa, J. L. (2018). Non-point source pollution of glyphosate and AMPA in a rural basin from the southeast Pampas, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15), 15120–15132. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1734-7>
- Padilla, J. T., y Selim, H. M. (2018). Glyphosate transport in two louisiana agricultural soils: Miscible displacement studies and numerical modeling. *Soil Systems*, 2(3), 1–18. <https://doi.org/10.3390/soilsystems2030053>
- Pampas Group. (2015). *Estudio de Mercado 2014 de Productos de Protección de Cultivos*. <http://www.casafe.org/pdf/2018/ESTADISTICA/Informe-Mercado-Fitosanitarios-2014.pdf>
- Parker, J. C., y van Genuchten, M. T. (1984). Determining Transport Parameters from Laboratory and Field Tracer Experiments. *Virginia Agricultural Experiment Station Bulletin*, 84–3, 1–96.
- Peña Zubiate, C. A., y Maldonado Pinedo, D. (1979). *Carta de suelos del centro este de Santiago del Estero (compilación) - Escala 1:500.000*. Convenio INTA - Gobierno de la Provincia de Santiago del Estero para el Desarrollo Agropecuario de la Región Centro-este.
- Pignatello, J. J. (1999). The Measurement and Interpretation of Sorption and Desorption Rates for Organic Compounds in Soil Media. *Advances in Agronomy*, 69, 1–73. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60946-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60946-3)
- Porfiri, C., Montoya, J. C., Koskinen, W. C., y Azcarate, M. P. (2015). Adsorption and transport of imazapyr through intact soil columns taken from two soils under two tillage systems. *Geoderma*, 251–252, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.016>
- Portocarrero, R., Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., y Costa, J. L. (2019). Soil properties of sugarcane fields controlling triazine leaching potential. *Soil Research*, 57(7), 729–737. <https://doi.org/10.1071/SR18342>
- Qiu, D., Xu, R., Wu, C., Mu, X., Zhao, G., y Gao, P. (2023). Effects of vegetation restoration on soil infiltrability and preferential flow in hilly gully areas of the Loess Plateau, China. *CATENA*, 221, 106770. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106770>
- Richards, L. A. (1954). *Diagnosis and Improvement of Saline Alkali Soils*. US Department of Agriculture. Agricultural Handbook No. 60, Washington DC.
- Rodríguez, R., Martínez-Landa, L., Candela, L., y Sánchez Vila, X. (2006). Modelos de flujo y transporte de solutos en los medios porosos: Aplicaciones prácticas. En R. Rodríguez, Á. García-Cortés, y R. R. Fernández (Eds.), *Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente* (pp. 473–516). Instituto Geológico y Minero de España.

- Secretaría de Bioeconomía. (2024). *Estimaciones Agrícolas*. <https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/estimaciones/>
- Shaw, J. N., West, L. T., Radcliffe, D. E., y Bosch, D. D. (2000). Preferential Flow and Pedotransfer Functions for Transport Properties in Sandy Kandiudults. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 670–678. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642670x>
- Sheals, J., Sjöberg, S., y Persson, P. (2002). Adsorption of glyphosate on goethite: Molecular characterization of surface complexes. *Environmental Science and Technology*, 36(14), 3090–3095. <https://doi.org/10.1021/es010295w>
- Simonsen, L., Fomsgaard, I. S., Svensmark, B., y Spliid, N. H. (2008). Fate and availability of glyphosate and AMPA in agricultural soil. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 43(5), 365–375. <https://doi.org/10.1080/03601230802062000>
- Šimůnek, J., van Genuchten, M. Th., Šejna, M., Toride, N., y Leij, F. J. (1999). *The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection-dispersion equation, Versions 1.0 and 2.0*.
- Soil Conservation Service. (1972). *Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples. Soil Survey Investigations Report 1*. USDA.
- Soil Survey Staff. (2022). *Keys to Soil Taxonomy, 13th edition*. USDA Natural Resources Conservation Service.
- Sparks D. L., Page, A. L., Helmke, P. A. Loeppert, R. H., Soltanpour, P. N., Tabatabai, M. A., Johnston, C. T. y Sumner, M. E. (Eds.). (1996). *Methods of Soil Analysis. Part 3 - Chemical Methods*. ASA, SSSA.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos. (2010). *Atlas Digital de los Recursos Hídricos Superficiales de la República Argentina*.
- Tévez, H. R., y dos Santos Afonso, M. (2015). pH dependence of Glyphosate adsorption on soil horizons. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 67, 509–516.
- Thevenot, M., y Dousset, S. (2015). Compost Effect on Diuron Retention and Transport in Structured Vineyard Soils. *Pedosphere*, 25(1), 25–36. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60073-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60073-4)
- Toride, N., Leij, F. J., y van Genuchten, M. T. (1995). The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments, Version 2.1. En *Research Report No 137* (p. 140). Agricultural Research Service, USDA, Riverside, California.
- van Genuchten, M. T., Šimunek, J., J. Leij, F., Toride, N., y Šejna, M. (2012). STANMOD: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1355. <https://doi.org/https://doi.org/10.13031/2013.42247>
- Van Meer, H., y Domínguez, N. J. (2021). *Mapas de isolíneas de precipitación de la provincia de Santiago del Estero. Series de datos 1961-2014*. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/9735>
- Vanderborght, J., y Vereecken, H. (2007). Review of Dispersivities for Transport Modeling in Soils. *Vadose Zone Journal*, 6(1), 29–52. <https://doi.org/10.2136/vzj2006.0096>
- Vereecken, H. (2005). Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Management Science*, 61(12), 1139–1151. <https://doi.org/10.1002/ps.1122>
- Vizgarra, L. A., Mas, L. I., Moretti, L. M., Contreras, J., Schefer, E. C., Faule, L., Lanfranco, M., Escobar, D. C., Cejas, P. D., Salas, D. G., Linch, M. A., Tamer, A. R., Continelli, N. M., Cáceres, J. de D., Rodríguez, D. M., Schulz, G. A., Renaudeau, S., Giménez, R., Puig, O., ... Lagos, M. (2023). *Cartografía de Suelos y Evaluación de Tierras del sector Norte del Departamento Belgrano – Santiago del Estero* (L. A. Vizgarra y L. I. Mas, Eds.). [https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2024/03/carta\\_suelos\\_n\\_belgrano\\_informe-final.pdf](https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2024/03/carta_suelos_n_belgrano_informe-final.pdf)
- Walkley, A., y 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 Science*, 37(1), 29–38.
- Zhao, B., Zhang, J., Gong, J., Zhang, H., y Zhang, C. (2009). Glyphosate mobility in soils by phosphate application: Laboratory column experiments. *Geoderma*, 149(3–4), 290–297. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.12.006>

Trabajo científico – Contaminación del Suelo y Calidad del Medio Ambiente

## METAL CONTAMINATION IN SOILS OF THE JUNIN NATIONAL RESERVE - PERU

Miguel Angel Abregú Gonzales<sup>1,\*</sup> , Jose Menly Castro Tejeda<sup>1</sup> , Anyheluz Nicole Varea Carbajal<sup>1</sup> , Olga Primavera Huari Huaman<sup>1</sup> , Alan Freddy Chamorro Cuestas<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Universidad Continental, Huancayo, Perú

<sup>2</sup> Asociación Ecosistemas Andinos - ECOAN, Junín, Perú

### ABSTRACT

Improper dumping of tailings from nearby mining companies into the rivers that flow into Lake Junín as well as improper management and discharge of the Upamayo hydroelectric dam can cause soil contamination. The aim of the study was to analyze metal pollution in the soils of the Junín National Reserve in Peru. Samples were taken at 10 points within the study area at 2 depths (0-15 and 15-30 cm) to assess the impact of metals on the soil. Concentrations of As, Cd, Cu, Hg, Pb, and Zn have exceeded the thresholds of the soil quality guidelines for the protection of the environment and human health according to Canadian regulations. Similarly, the ecological risk index revealed that the risk level for Cd, Cu, Hg, and Pb is severe and/or serious at both depths. The geoaccumulation index indicates that an accumulation of Cu, Zn, Pb, and Hg in the soils of the study area, indicating they are persistent pollutants. Furthermore, spatial distribution shows that the nearest sites to the pollutant sources were the most contaminated. Likewise, pH, texture and EC are factors influencing metal concentrations in soil. In conclusion, mining activity and other human actions have contaminated the soils near Lake Junín, impacting the environment and local communities. Although metal concentrations vary, the uniformity in their vertical distribution highlights the complexity of pollution.

**Keywords:** ecological risk index; geoaccumulation index; spatial distribution.

## CONTAMINACIÓN CON METALES EN LOS SUELOS DE LA RESERVA NACIONAL DE JUNÍN – PERÚ

\* Autor de contacto:  
72223151@continental.edu.pe

Recibido:  
11-09-24

Recibido con revisiones:  
14-12-24

Aceptado:  
15-12-24

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

### RESUMEN

El objetivo del estudio fue analizar la contaminación por metales en los suelos de la Reserva Nacional de Junín, Perú. Esta contaminación se debe a la descarga de relaves de empresas nacionales mineras en los ríos que desembocan en el Lago Junín, así como a la gestión inadecuada del embalse y las descargas en la represa Upamayo, que opera con fines energéticos. Se tomaron muestras en 10 puntos a diferentes profundidades (0-15 y 15-30 cm) para evaluar el impacto de los metales en el suelo. Se encontró que los niveles de As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn superan las normas de "Soil quality guidelines for the protection of the environment and human health" de la regulación canadiense. El índice de riesgo ecológico indicó que los niveles de Cd, Cu, Hg y Pb representan un riesgo severo y/o grave en las dos profundidades. El índice de geoacumulación sugiere que Cu, Zn, Pb y Hg se están acumulando en los suelos, indicándose como contaminantes persis-

tentes. La distribución espacial muestra que los primeros puntos fueron los más contaminados. Asimismo, el pH, la textura y la conductividad eléctrica son factores que influyen en las concentraciones de metales en el suelo. En conclusión, la actividad minera y otras acciones humanas han contaminado los suelos cercanos al Lago Junín, afectando al medio ambiente y a las comunidades locales.

**Palabras clave:** índice de riesgo ecológico; índice de geoacumulación; distribución espacial.

## INTRODUCTION

Lake Junin, also known as Chinchaycocha, is part of the Junín National Reserve (JNR) in Peru which hosts numerous endemic species and some endangered ones. According to the Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA, 2015), this lake has been subjected to a series of anthropogenic activities, including the construction of hydroelectric dams, railway lines, extraction of natural resources, discharge of mining tailings and sewage, and accumulation of garbage from adjacent towns. In this regard, it is important to recapitulate the historical events that have led to the contamination of Lake Junín and the surrounding soils.

In 2011, the Mayor of the Junín province denounced four mining companies (Volcán, Aurex, El Brocal, Doe Run) and public entities (Lira, 2023) since they were dumping their tailings into the San Juan, Blanco, and Colorado rivers, leading to metal deposition on the lake bottom, altering water quality, and affecting flora and fauna as specified by the Comisión de Pueblos Andinos, Amazónicos y Afroperuanos, Ambiente y Ecología (CPAAAAE, 2008). This ecological disaster contaminated the lake and affected the communities of Ondores, San Pedro, Carhuamayo, Ninacaca, Cochamarca, Churo, and Santa Clara, home to an estimated 20,000 to 30,000 residents (Castro et al., 2022). It resulted in the infertility of five thousand hectares of agricultural land and mass death of livestock, which negatively affected meat and wool business (CPAAAAE, 2008). Additionally, the Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería (OSINERGMIN) reported that the lake's water flow is managed by Electroandes and Electroperú which operates the hydroelectric Upamayo dam (CPAAAAE, 2008), without considering the environmental impact. Inadequate monitoring of these operations led to floodings and sediment accumulation in soils (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, 2011).

In 2015, an environmental assessment of the San Juan River basin was conducted (García et al., 2015), where concentrations of free cyanide, Cr, As, Cd, Hg, and Pb in soils were analyzed. In all sampling points, their concentrations exceeded the Environmental Quality Standards of Peru (Ministerio del Ambiente, 2017), and the presence of metals was associated with mining tailings from Pasco. As evidenced, Lake Junín and the surrounding soils are heavily contaminated with metals, prompting the need to analyze the presence of these contaminants in the soils adjacent to the lake, in order to ensure the quality of the receiving body. This survey will enrich and contribute new information to the existing knowledge of metal contamination in the soils surrounding Lake Junín.

## MATERIALS AND METHODS

### Study area

The study area is located on the shores of the northwest zone of Lake Junín (Figure 1). The selection of the 10 sampling points was made based on the "Inventory of mining-related environmental liabilities in the Junín National Reserve" (Ministerio del Ambiente, 2023), a study that identifies various areas affected by tailings. Five points (P1-P5) were taken from this inventory. The remaining sampling sites (P6-10) were determined based on the lake course (northwest-southeast) to assess contaminant dispersion. Table 1 shows the geographical location of each sampling site. Additionally, background level samples were taken at 3 sites that are far from the other sites, for calculating the ecological risk index; Table 2 indicates their geographical location.

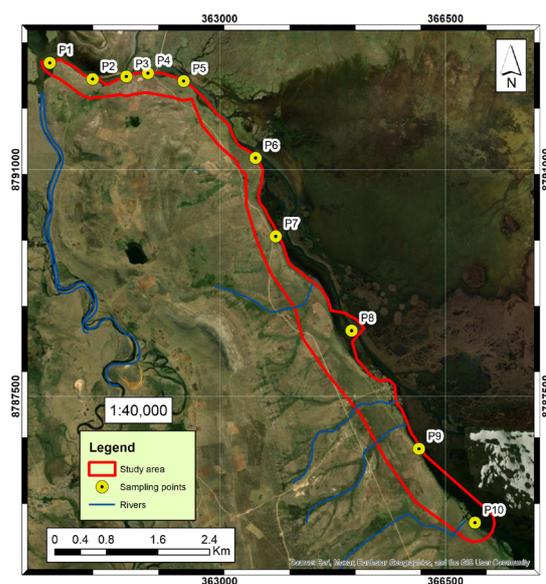
**Table 1.** Coordinates of the 10 sampling sites**Tabla 1.** Coordenadas de los 10 puntos de muestreo

Point	X Coordinate (m)	Y Coordinate (m)
P1	360372 E	8792646 N
P2	361036 E	8792395 N
P3	361557 E	8792434 N
P4	361892 E	8792485 N
P5	362444 E	8792364 N
P6	363558 E	8791177 N
P7	363870 E	8789969 N
P8	365048 E	8788514 N
P9	366090 E	8786690 N
P10	366959 E	8785552 N

**Table 2.** Coordinates of the 3 background level points**Tabla 2.** Coordenadas de los 3 puntos de nivel de fondo

Point	X Coordinate (m)	Y Coordinate (m)
P11	386879 E	8765982 N
P12	386902 E	8766008 N
P13	386918 E	8765946 N

Figure 1 shows the map of the study area (red outline), as well as the 10 sampling sites.

**Figure 1.** Map with the location of the sampling sites within the study area**Figura 1.** Mapa de la ubicación de los puntos de muestreo dentro del área de estudio

### Soil sampling

A soil auger was used for sample collection; soil samples were taken at 2 depths (0-15 cm, and 15-30 cm) at 10 points, with soil auger. Additionally, based on the guide for soil sampling (Ministerio del Ambiente, 2014) composite samples of both depths were collected at each sampling site. Similarly, composite samples were collected from the 3 background level sites. Samples were placed in ziplock bags and stored until analysis.

### Soil physicochemical parameters

The pH and electrical conductivity (EC) of each soil sample were measured using a multiparameter device HANNA HI991301. Conductimetry was measured in three soil suspension dilutions ( $EC_{1:1}$ ,  $EC_{1:2}$ ,  $EC_{1:5}$ ) using 10 mg of soil and 0.01 M KCl, as appropriate, in each dilution (10 mL, 20 mL, and 50 mL, respectively) (Carter & Gregorich, 2008).

### Soil texture

Soil texture was determined using the Bouyoucos method. Composite samples from the 0-30 cm layer from all sites were used to determine the content of sand, clay, and silt. Fifty grams of soil sample and 100 mL of distilled water were added to a dispersion cup and mixed with 5 mL of sodium oxalate solution and 5 mL of sodium hydroxide solution. After that, distilled water was added to fill two-thirds of the cup's capacity. Next, the suspension was transferred to a sedimentation cylinder, and distilled water was added to reach 1000 mL. The suspension was then stirred for 5 minutes with a circular base wooden rod with holes. Subsequently, two readings were taken using a hydrometer and a thermometer, the first after 40 seconds and the second after 2 hours. With the collected data, the sand, clay, and silt content were determined using the following formulas (Beretta et al., 2014):

$$\text{thermometer correction factor (FC): } FC = (LT - 20) * 0.2 \quad (1)$$

$$\text{hydrometer correction factor (LHC): } LHC = LH + FC \quad (2)$$

$$\text{calculation of \% sand, silt, and clay: } \%sand = 100 - (LHC1 * 2) \quad (3)$$

$$\%clay = LHC2 * 2 \quad (4)$$

$$\%silt = 100 - (\%Sand + \%Clay) \quad (5)$$

where LCH1 is the hydrometer correction factor at 40 seconds, and LCH2 is the soil texture was determined hydrometer correction factor at 2 hours. Finally, soil texture was determined with the soil texture triangle (Beretta et al., 2014).

### Metal concentration analysis

The samples were sent to the laboratory of Servicios Analíticos Generales S.A.C., to determine the total concentrations of Al, As, Ba, Be, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Ti, V, and Zn at 0-15 cm and 15-30 cm soil depths. Method 200.7 Rev. 4.4 EMMC Version (1994) of EPA 3050-B (1996) was used, employing the Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils technique for the Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry. In the case of Hg, the Mercury in Solid or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique) 2007, EPA Method 7571B, was used. The results were compared with the guidelines established by the Canadian Environmental Quality Guidelines (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2024), whose reference values (all expressed in  $mg\ kg^{-1}$ ) for agricultural soils as those of this study are as follows: As = 12, Ba = 750, Be = 4, Cd = 1.4, Co = 40, Cr = 64, Cu = 63, Hg = 6.6, Ni = 45, Pb = 70, Sb = 20, V = 130, and Zn = 250.

### Statistical analysis

The data were statistically analyzed using the IBM SPSS Statistics 25 software. Descriptive statistics were calculated, and the correlation between metal concentrations and both pH and EC was investigated.

**Normality test:** In order to perform the data analysis, it is first necessary to determine whether the data has a symmetric distribution; this is to decide whether to use parametric or non-parametric tests. Therefore, the Shapiro-Wilk test was used for each metal at the 2 considered depths, with a p-value = 0.05.

**Correlation tests:** A linear correlation analysis was performed between the concentrations of metals at the both sampling depths and the parameters pH and EC to determine the linear relationship and proportionality that exists between these variables. The Pearson correlation test (parametric data) and the Spearman correlation test (non-parametric data) were used for the 0-15 cm and 15-30 cm soil depths, respectively. Analyses of EC were performed with the Spearman test. For the present study, the following ranges will be considered:  $R < 0.3$  indicates no correlation,  $0.3 < R < 0.5$  indicates low correlation,  $0.5 < R < 0.7$  indicates medium correlation, and  $0.7 < R < 1$  indicates strong correlation.

#### Indexes

**Ecological Risk Index:** It is a tool used to measure the level of danger or threat faced by an ecosystem or a particular region due to various human influences and environmental factors. Its purpose is to provide a deeper understanding of how human activities, such as urban expansion, intensive agriculture, deforestation, pollution, and climate change, impact the health and stability of ecosystems (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2024). The calculation formula is as follows:

$$E_r^i = T_r^i \frac{C_i}{S_i} \quad (6)$$

where  $E_r^i$  is the parameter for heavy metal contamination;  $C_i$  is the measured value and  $S_i$  is the reference value (in general, background values are taken as reference values);  $T_r^i$  is the toxicity coefficient of the heavy metal. Previous studies have determined the toxicity coefficients of various metals, indicating values as follows: Zn = 1, Ce = 1, Ti = 1, Mn = 1.5, V = 2, Cr = 2, Cu = 5, Co = 5, Pb = 5, Ni = 5, As = 10, Sb = 19, Cd = 30, Hg = 40 (Chen et al., 2023; Suseela et al., 2023; Wang et al., 2018; Zhou et al., 2020; Chen et al., 2020). The ecological risk index is classified into 5 grades:  $E_r^i < 30$  it is low grade,  $30 \leq E_r^i < 60$  it is mild grade,  $60 \leq E_r^i < 120$  it is moderate grade,  $120 \leq E_r^i < 240$  it is moderate severe grade and  $E_r^i \geq 240$  is a severe grade (Yang et al., 2022).

**Geoaccumulation Index:** It is a tool that has been developed and employed by the scientific community specializing in environmental geochemistry and soil and sediment quality assessment. Its purpose is to identify the accumulation of chemical elements and assess their potential influence on the environmental surroundings (Hui et al., 2021). The basic formula for the Geoaccumulation Index ( $I_{geo}$ ) is as follows:

$$I_{geo} = \log_2 \left( \frac{C_n}{1.5 * B_n} \right) \quad (7)$$

where  $C_n$  it is the measured concentration of the contaminant metal n ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) in the soil,  $B_n$  the background geochemical value ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) of the element. The geoaccumulation index is classified into 7 grades:  $I_{geo} \leq 0$  (class 0) indicates an uncontaminated grade,  $0 < I_{geo} \leq 1$  (class 1) indicates uncontaminated to moderately contaminated grade,  $1 < I_{geo} \leq 2$  (class 2) indicates moderately contaminated grade,  $2 < I_{geo} \leq 3$  (class 3) it is from moderately to highly contaminated grade,  $3 < I_{geo} \leq 4$  (class 4) indicates highly contaminated grade,  $4 < I_{geo} \leq 5$  (class 5) indicates highly to extremely contaminated grade, and  $I_{geo} > 5$  (class 6) indicates an extremely contaminated grade (Hui et al., 2021).

#### Spatial distribution of the dispersion of pollutants

For the spatial distribution and dispersion of contaminants, the kriging tool available in the ArcMap 10.8 application of the ARCGIS Desktop software, was used.

## RESULTS

### Metal concentrations and compliance with Canadian regulations

Table 3 shows the metal concentrations that exceed Canadian regulations, listed for each sampling site and soil depth.

**Table 3.** Metal concentrations exceeding regulations**Tabla 3.** Concentraciones de metales que exceden las regulaciones

Sampling site	Soil depth	
	0-15 cm	15-30 cm
P1	As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn	As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn
P2	As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn	As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn
P3	As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn	As, Cd, Cu, Pb and Zn
P4	As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn	As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn
P5	As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn	As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb and Zn
P6	As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn	As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb and Zn
P7	As, Cd, Cu, Pb and Zn	As, Cd, Cu, Pb and Zn
P8	As, Cd and Zn	As, Cd and Zn
P9	As, Cd, Cu, Pb and Zn	As and Cd
P10	As, Cd, Pb and Zn	-

At 0-15 cm soil depth, metals such as As, Cd, and Zn exceed soil quality guidelines at all sites, while Hg only exceeds from the first to the sixth point. Copper is evident in 8 out of 10 sites, and Pb in 9 out of 10. On the other hand, at 15-30 cm soil depth, As and Cd exceed up to the 9<sup>th</sup> site, Zn up to the 8<sup>th</sup> site, while Cu and Pb exceed up to the 7<sup>th</sup> site, and Hg up to the 6<sup>th</sup> site. It is worth mentioning that Sb was also identified in excess at 15-30 cm only at sites 5 and 6.

#### Soil texture

The texture of each sampling site was determined, and the results are shown in Table 4.

**Table 4.** Soil texture at each sampling site**Tabla 4.** Textura del suelo de los puntos de muestreo

Sampling point	% Sand	% Clay	% Silt	Soil Texture Classes
P1	59.04	19.52	21.44	Sandy Loam
P2	44.36	27.64	28.00	Loam
P3	58.16	3.64	38.20	Sandy Loam
P4	74.36	13.52	12.12	Sandy Loam
P5	57.36	19.76	22.88	Sandy Loam
P6	52.56	21.52	25.92	Sandy Clay Loam
P7	60.76	25.52	13.72	Sandy Clay Loam
P8	68.48	23.60	7.92	Sandy Clay Loam
P9	80.92	15.48	3.60	Sandy Loam
P10	60.16	25.52	14.32	Sandy Clay Loam

Sand is the predominant particle size at all sites, reaching up to 80% at P9. Clay had a maximum value of 27%, while silt reached a maximum content of 38%. Thus, soils are "Sandy Loam" (5 sites), "Silty Clay Loam" (4 sites), and "Loam" (1 site). This implies that the soil in the study area has large particles and exhibits macropores, leading to greater drainage and aeration capacity.

#### Statistical analysis

Table 5 presents descriptive mean, standard deviation and the results of the Shapiro-Wilk test.

**Normality test:** The results of the Shapiro-Wilk test indicated that the concentrations of metals Al, Ba, Be, Cd, Ce, Co, Cr, Mn, Ni, Pb, Ti, and V at both depths follow a symmetric distribution. On the other hand, for metals As, Cu, Hg, Sb, and Zn, the values did not exhibit a symmetric distribution.

**Table 5.** Normality test results

**Tabla 5.** Resultados de la prueba de normalidad

Metal	Soil Depth (cm)	Mean	Standard deviation	Shapiro - Wilk test	
				W	p value
Al	0-15	12525.20	5447.52	0.95	0.63
	15-30	14035.66	6841.20	0.89	0.16
As	0-15	166.98	89.91	0.95	0.64
	15-30	308.81	305.75	0.89	0.16
Ba	0-15	239.34	45.86	0.93	0.44
	15-30	307.33	89.26	0.86	0.07
Be	0-15	0.59	0.31	1.00	0.97
	15-30	0.57	0.36	0.91	0.27
Cd	0-15	17.78	12.74	0.90	0.23
	15-30	17.42	12.98	0.94	0.52
Ce	0-15	32.75	12.14	0.93	0.48
	15-30	31.98	15.84	0.93	0.46
Co	0-15	7.46	3.71	0.95	0.70
	15-30	5.25	3.83	0.96	0.73
Cr	0-15	8.56	4.02	0.98	0.98
	15-30	17.19	12.55	0.86	0.07
Cu	0-15	581.44	370.38	0.88	0.13
	15-30	850.50	753.70	0.90	0.19
Hg	0-15	15.53	15.81	0.90	0.20
	15-30	16.53	22.79	0.77	0.01
Mn	0-15	1726.40	469.85	0.97	0.88
	15-30	1144.79	851.49	0.94	0.50
Ni	0-15	14.66	7.08	0.98	0.95
	15-30	10.13	6.61	0.95	0.71
Pb	0-15	824.11	696.2	0.91	0.30
	15-30	1677.85	1801.19	0.85	0.05
Sb	0-15	5.80	5.29	0.84	0.04
	15-30	9.45	10.45	0.86	0.09
Ti	0-15	28.00	12.00	0.95	0.62
	15-30	30.06	11.92	0.92	0.37
V	0-15	34.75	11.34	0.96	0.76
	15-30	44.25	19.68	0.92	0.36
Zn	0-15	3516.33	1774.28	0.83	0.03
	15-30	2663.72	2296.52	0.82	0.03

**Correlation tests:** Results of the Pearson and Spearman normality tests are presented in Tables 6, 7, and 8; negative signs indicate an inverse relationship. A low inverse correlation was observed between pH and Cu, Sb, and V, while a moderate inverse correlation was found between pH and Cd, Mn, Pb, and Zn at 0-15 cm soil depth. At 15-30 cm soil depth, Ba, Cd, Cr, Cu, Sb, Co, and Mn showed a low correlation with pH, while As, Pb, V, Be, and Ce have a moderate correlation. A strong correlation was observed between pH and Ni.

Regarding EC, it was found that at the depth of 0-15 cm, metals As, Cu, Hg, Mn, Ti, V, Co, Cr, and Ni have a low correlation, while metals Cd, Pb, Sb, and Zn showed a moderate correlation. For the depth of 15-30 cm, metals Cr, Sb, Zn, and Ce had a low correlation; metals As, Cd, Cu, Pb, and Ni had a moderate correlation, and V was the only metal one showing a strong correlation with this parameter.

**Table 6.** Correlation results for the metals Al, As, Ba, Be, Cd, and Ce

**Tabla 6.** Resultados de correlación para los metales Al, As, Ba, Be, Cd y Ce

Soil parameter	Soil Depth (cm)	Metals					
		Al	As	Ba	Be	Cd	Ce
pH	0-15	0.01	-0.25	-0.01	-0.05	-0.65	0.15
	15-30	0.14	-0.52	-0.31	0.52	-0.39	0.53
EC	0-15	0.11	0.43	-0.21	-0.23	0.67	-0.16
	15-30	0.24	0.60	0.14	-0.18	0.56	-0.39

**Table 7.** Correlation results for the metals Co, Cr, Cu, Hg, Mn and Ni

**Tabla 7.** Resultados de correlación para los metales Co, Cr, Cu, Hg, Mn y Ni

Soil parameter	Soil Depth (cm)	Metals					
		Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni
pH	0-15	-0.07	0.20	-0.33	-0.26	-0.50	-0.07
	15-30	0.30	-0.46	-0.43	-0.20	0.38	0.72
EC	0-15	-0.33	-0.35	0.45	0.46	0.43	-0.36
	15-30	-0.15	0.49	0.68	0.17	0.09	-0.62

**Table 8.** Correlation results for the metals Pb, Sb, Ti, V and Zn

**Tabla 8.** Resultados de correlación para los metales Pb, Sb, Ti, V y Zn

Soil parameter	Soil Depth (cm)	Metals				
		Pb	Sb	Ti	V	Zn
pH	0-15	-0.70	-0.48	-0.12	-0.30	-0.50
	15-30	-0.67	-0.43	-0.15	-0.50	-0.27
EC	0-15	0.62	0.62	0.43	0.47	0.57
	15-30	0.62	0.41	0.12	0.87	0.35

**Ecological Risk Index**

Tables 9 and 10 indicate the distribution of the ecological risk index of metals at the two soil depths, also showing the average risk level and its degree at each sampling site.

**Table 9.** *Statistics of the ecological risk index of metals (0-15 cm)*

**Tabla 9.** *Estadísticas del índice de riesgo ecológico de metales (0-15 cm)*

Metal	Distribution of ecological risk levels					Medium risk level	
	Low	Mild	Moderate	Serious	Severe		
As	10	-	-	-	-	16.19	Low
Cd	-	-	2	3	5	288.28	Severe
Ce	10	-	-	-	-	9.63	Low
Co	6	4	-	-	-	24.21	Low
Cr	10	-	-	-	-	2.83	Low
Cu	2	1	-	7	-	127.56	Serious
Hg	-	2	1	-	7	6212	Severe
Mn	10	-	-	-	-	11.95	Low
Ni	10	-	-	-	-	10.11	Low
Pb	8	1	1	-	-	22.08	Low
Sb	10	-	-	-	-	5.95	Low
Ti	10	-	-	-	-	2.5	Low
V	10	-	-	-	-	1.28	Low
Zn	4	6	-	-	-	38.34	Mild

At the depth of 0-15 cm, Cu presented a severe level of risk, while Cd and Hg were the most concerning metals as they pose a severe risk. Similarly, each metal identifies carries a certain risk level, with the least concerning being As, Ce, Co, Cr, Mn, Ni, Pb, Sb, Ti, and V. This implies that minor ecological risk exists at the depth of 0-15 cm as most metals are at a low-risk level.

**Table 10.** *Statistics of the ecological risk index of metals (15-30 cm)*

**Tabla 10.** *Estadísticas del índice de riesgo ecológico de metales (15-30 cm)*

Metal	Distribution of ecological risk levels					Medium risk level	
	Low	Mild	Moderate	Serious	Severe		
As	4	3	3	-	-	44.47	Mild
Cd	-	1	-	2	7	533.39	Severe
Ce	6	4	-	-	-	5.33	Low
Co	7	3	-	-	-	21.99	Low
Cr	10	-	-	-	-	5.45	Low
Cu	3	-	1	-	6	432.17	Severe
Hg	-	2	1	-	7	8264.50	Severe
Mn	9	1	-	-	-	16.45	Low
Ni	10	-	-	-	-	4.99	Low
Pb	3	1	-	-	6	732.68	Severe

Sb	5	3	2	-	-	31.82	Mild
Ti	10	-	-	-	-	1.29	Low
V	10	-	-	-	-	2.69	Low
Zn	3	2	-	5	-	88.41	Moderate

At the depth of 15-30 cm, metals Cd, Cu, Hg, and Pb pose the greatest danger to ecosystems, as they present severe risk levels. Zn is considered moderate, while Cd is categorized as mild. The other metals do not have significant values that could pose ecological risk; these include Ce, Co, Cr, Mn, Ni, Ti, and V. Therefore, at the depth of 15-30 cm, there is a considerable ecological risk, raising environmental concerns.

#### Geoaccumulation Index

Tables 11, and 12 display the geoaccumulation index of metals at both soil depths, also indicating the average risk level and its degree at each sampling point.

**Table 11.** Statistics of the geoaccumulation index of metals (0-15 cm)

**Tabla 11.** Estadísticas del índice de geoacumulación de metales (0-15 cm)

Metal	Distribution of geoaccumulation level							Average geoaccumulation index	
	Class	Class	Class	Class	Class	Class	Class		
	0	1	2	3	4	5	6		
As	4	6	-	-	-	-	-	-0.17	Unpolluted
Cd	-	2	1	4	3	-	-	2.32	Moderately to heavily polluted
Ce	-	-	2	7	1	-	-	2.58	Moderately to heavily polluted
Co	1	1	4	4	-	-	-	1.49	Moderately polluted
Cr	6	4	-	-	-	-	-	0.33	Unpolluted
Cu	-	2	-	1	-	7	-	3.49	Heavily polluted
Hg	2	1	-	-	1	-	6	4.73	Heavily to extremely polluted
Mn	-	-	1	9	-	-	-	2.36	Moderately to heavily polluted
Ni	3	5	2	-	-	-	-	0.24	Unpolluted to moderately polluted
Pb	3	-	5	1	1	-	-	0.81	Unpolluted to moderately polluted
Sb	10	-	-	-	-	-	-	-2.95	Unpolluted
Ti	3	4	3	-	-	-	-	0.60	Unpolluted to moderately polluted
V	10	-	-	-	-	-	-	-1.29	Unpolluted
Zn	-	-	-	1	2	2	5	4.43	Heavily to extremely polluted

As shown in Table 11, values of geoaccumulation range from uncontaminated to extremely contaminated. Metals with the highest contamination range are Cu, Zn, and Hg, while Ce and Mn are moderately contaminated, and the rest of the metals show minimal geoaccumulation. This depth is less concerning due to the low amount of geoaccumulation.

**Table 12.** Statistics of the geoaccumulation index of metals (15-30 cm)

**Tabla 12.** Estadísticas del índice de geoacumulación de metales (15-30 cm)

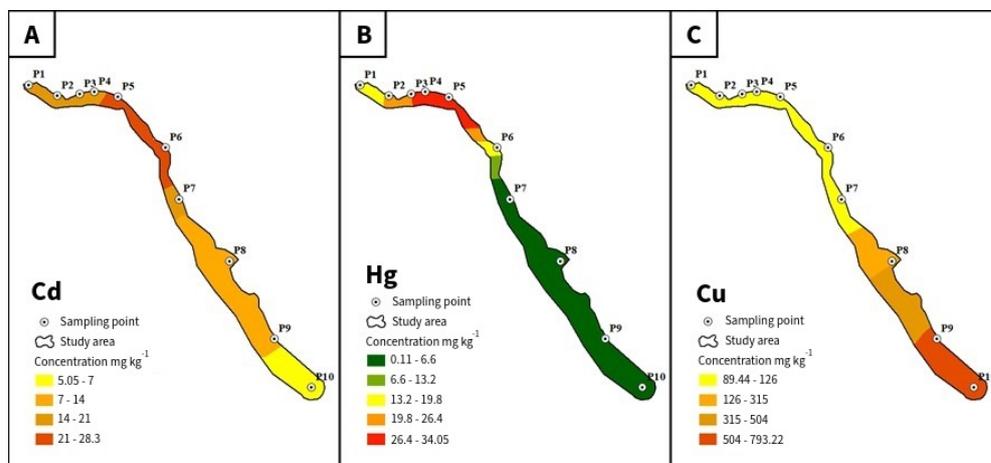
Metal	Distribution of geoaccumulation level							Average geoaccumulation index	
	Class	Class	Class	Class	Class	Class	Class		
	0	1	2	3	4	5	6		
As	4	-	3	2	1	-	-	0.22	Unpolluted to moderately polluted
Cd	1	-	2	1	2	4	-	2.98	Moderately to heavily polluted
Ce	1	1	4	4	-	-	-	1.60	Moderately polluted
Co	2	1	4	3	-	-	-	0.61	Unpolluted to moderately polluted
Cr	4	3	2	1	-	-	-	0.51	Unpolluted to moderately polluted
Cu	-	2	1	-	1	-	6	4.45	Heavily to extremely polluted
Hg	2	1	-	-	1	-	6	4.57	Heavily to extremely polluted
Mn	2	1	-	1	5	1	-	2.08	Moderately to heavily polluted
Ni	8	2	-	-	-	-	-	-1.51	Unpolluted
Pb	1	1	1	1	-	-	6	4.72	Heavily to extremely polluted
Sb	5	3	2	-	-	-	-	-1.60	Unpolluted
Ti	8	2	-	-	-	-	-	-0.31	Unpolluted
V	6	4	-	-	-	-	-	-0.28	Unpolluted
Zn	1	-	1	-	1	2	6	4.74	Heavily to extremely polluted

Table 12 shows four metals that are present in extremely contaminated soils, or have the highest geoaccumulation, namely Cu, Hg, Pb, and Zn. There is also geoaccumulation of other soils classified as "moderately contaminated" or "uncontaminated". Therefore, at this depth 15 cm to 30 cm, there is already a metal geoaccumulation.

#### Spatial distribution

The analysis of the spatial distribution of metals presenting a severe or high ecological risk index was conducted. This was done to gain a deeper understanding of the contaminants distributed in the study area,

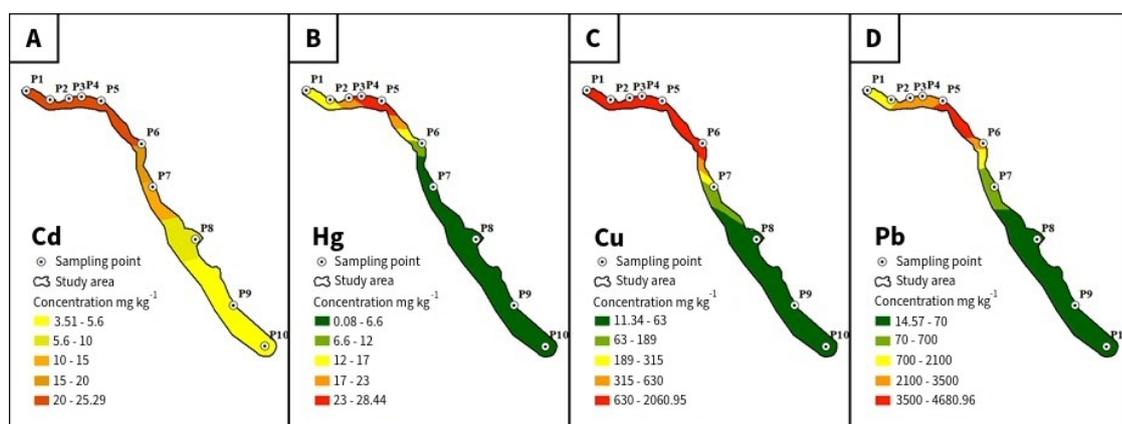
which in turn allows the identification of zones with higher contamination levels, thereby facilitating the development of efficient remediation strategies. Firstly, Figure 2 illustrates the spatial distribution of metals Cd, Hg, and Cu at the soil depth of 0-15 cm.



**Figure 2.** Spatial distribution of (A) Cd, (B) Hg, and (C) Cu, at a sampling depth of 0-15 cm.

**Figura 2.** Distribución espacial de (A) Cd, (B) Hg y (C) Cu, a una profundidad de muestreo de 0-15 cm

The concentration of Cd in the first four sites exceeds Canadian soil quality standards by fifteen times, reaching up to 20 times in sites 5 and 6. In the latter sites, there is a reduction, but still not in compliance with the regulations, as in site 10 it is five times higher than the established limit according to Figure 2A. On the other hand, Hg exceeds the maximum allowed concentration by up to five times, but only in the first five sites. From site 7 onwards, the concentrations of Hg do not exceed the maximum levels, as shown in Figure 2B. As for Cu, it exceeds Canadian guidelines by two times in the first seven sites, reaching up to twelve times the allowed limit in the last point, as shown in Figure 2C. Secondly, Figure 3 shows the distribution of metals Cd, Hg, Pb, and Cu in the soil depth of 15-30 cm.



**Figure 3.** Spatial distribution of (A) Cd, (B) Hg, (C) Cu, and (D) Pb, at a sampling depth of 15-30 cm.

**Figura 3.** Distribución espacial de (A) Cd, (B) Hg, (C) Cu y (D) Pb, a una profundidad de muestreo de 15-30 cm.

In the second sampling depth, Cd concentration continues to exceed the standards by eighteen times in the first six sites, surpassing by seven times at site 8, and reaching four times in the last two sites, as shown in

Figure 3A. As for Hg, it exceeds four times in the first five sites, and similarly to the first depth, the soil quality guidelines are met from point 7 onwards, as depicted in Figure 3B. For Cu, there is a significant variation because the exceedance is 33 times in the first six sites, and only from site 8 onwards values found are below the maximum allowed, as reflected in Figure 3C. Regarding Pb, as shown in Figure 3D, it exceeds 50 times in the first four sites, reaching 67 times at site 5, and similar to Cu, the standards are met from site 8 onwards.

## DISCUSSION

### Compliance with regulations and relationship with previous studies

Metals such as Ba, Be, Co, Cr, Ni, and V were not detected at significant concentrations in the present study, likely because mine tailings do not contain these contaminants at concerning levels. Similarly, an investigation conducted by OEFA in 2015 (García et al., 2015) found that metals such as Ba, Be, Co, Cr, Ni, and V did not exceed the standards of the Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG) for soils, further supporting the conclusion that the soil in the study area does not exhibit significant contamination by these metals. In contrast, both this study and the OEFA investigation observed that metals such as As, Cd, Cu, Hg, Pb, and Zn exceeded environmental quality standards, indicating substantial soil contamination by these elements. Likewise, a study conducted in China found that soils adjacent to mining facilities exhibited elevated concentrations of As, Cd, and Pb (Di et al., 2023). These findings suggest that mining activity could be a major source of heavy metal contamination, and the Peruvian case may be no exception. It is possible that metal contamination has impacted soils near Lake Junín, potentially damaging local environment.

In the depth of 15-30 cm, the results are related to the soil composition in those areas, given that the first seven sites show a proportion of between 40 and 50% of clay and silt, indicating that metals were absorbed in the surface layers of the soil. In the deeper layers of the soil, in some places concentrations exceeding the limits established by the regulations were found. This suggests that the soil's finer particles, such as clay and silt, play a significant role in metal retention near the surface, while coarser particles at deeper levels may limit the migration of contaminants. However, metal concentrations exceeding regulatory limits at certain points in deeper layers highlights localized contamination events, possibly linked to historical mining activities or fluctuating groundwater levels, which can mobilize metals and transport them to lower soil strata. These findings indicate a complex interaction between soil composition and metal mobility, which deserve further investigation on the potential pathways of contamination in these deeper layers.

### Correlation

At the depth of 0-15 cm, pH had a negligible influence on most metal concentrations, with only Cd, Mn, Pb, and Zn showing a moderate impact. EC had a low influence on several metals but exerted a moderate influence on Cd, Pb, Sb, and Zn. At the depth of 15-30 cm, pH showed a moderate influence on metals such as As, Pb, V, Be, and Ce, but a strong influence on Ni concentrations in the soil. Similarly, EC exhibited a moderate influence on concentrations of As, Cd, Cu, Pb, and Ni, with a strong influence on V. These findings suggest that the relationship between pH and EC and metal concentrations is complex and varies with depth and site. Generally, pH tends to increase slightly with depth, likely due to the leaching of organic acids in the surface layers, while EC often decreases as soluble salts accumulate near the surface.

Such fluctuations may indeed impact the mobility of these elements. For instance, acidic conditions can enhance the solubility of metals, particularly Cd and Pb, while a shift to more neutral pH levels may facilitate the mobility of As. Differences in metal concentrations observed at each sampling depth indicate the necessity to explore correlations between soil texture and metal retention; finer soils rich in clay typically exhibit higher metal adsorption capacity, thereby potentially reducing the mobility of metals compared to coarser soils.

Moreover, the redox status of the soil is crucial in this context. The mobility of elements such as Cr can vary significantly based on their oxidation state – as Cr(III) is less mobile and Cr(VI) is highly soluble and capable of redistributing in deeper soil layers. This highlights the importance of considering the interactions between pH, EC, texture, and redox potential in future studies to fully understand the factors influencing metal availability and contamination in the soil. As the findings align with previous research by Das et al. (2023) and Smedley and Kinniburgh (2002), there is a clear need to further investigate how these parameters collectively influence the ecological risks associated with heavy metal contamination, particularly in areas impacted by mining activities.

Some authors found a strong correlation between pH and Ni, Cd, and Ag, with salinity showing a moderate inverse correlation with Mn and Cu and strong inverse correlations with Cd and Ag (Hui et al., 2021). Similarly, Wang et al. (2017) found a significant inverse correlation between pH and metals Cd, As, Hg, Zn, Cu, and Cr (Wang et al., 2017). No correlation was found between pH and the analyzed metals (Cu, As, Pb and Cr) at a depth of 0 to 20 cm, while strong inverse correlations with the four metals were found at a depth of 20 to 40 cm (Wang et al., 2017).

### Ecological Risk Index

According to the results obtained from the ecological risk index, it is evident that the potential contamination is higher due to metals such as Cd, Hg, Pb, and Cr. These metals have become a significant threat to humanity and the environment (Hoque et al., 2023). First, both Cd and Hg show significantly high concentration values, at 0-15 cm and 15-30 cm soil depths, resulting in a severe risk level in both of them. Additionally, other metals like Cu and Pb also pose severe risks at 15-30 cm soil depth. Following this analysis, soil with high concentrations of both metals could lead to environmental problems (Puga et al., 2006). These results indicate that the presence of Cd and Hg both studied soil depths represents a serious ecological risk in these areas, as mentioned by the Canadian Council of Ministers of the Environment (2018) and Chen et al. (2020).

The high concentration of these metals generates numerous negative effects on ecosystems and humans through damage to the food chain, food quality, and agricultural production (Sheng et al., 2023). In general, metals such as As, Co, Cu, Mn, Ni, Sb, Ti, and V exhibit moderate or low risk levels at the soil depths analyzed in this study. This suggests that although they are present, their concentration does not pose a severe risk to the environment in these specific areas (Hoque et al., 2023). It is important to highlight that the risk levels vary according to the depth of the soil. Overall, it is observed that the risk levels tend to increase as the soil depth increases, suggesting that contamination is more severe in deeper layers (Iyama et al., 2021). This raises an important question as to why contamination appears to be more pronounced at greater depths. One potential explanation is the mobility of these elements. Certain combinations of pH and salinity conditions can promote the mobility of specific metals, particularly in sandy soils, which typically have high infiltration rates and low cation exchange capacity (CEC). The dominant sandy texture may facilitate the downward movement of contaminants, allowing metals to leach deeper into the soil profile. Under these conditions, elements such as As, Cd, and Pb can remain soluble and mobile, further exacerbating contamination at deeper soil layers.

### Geoaccumulation Index

At deeper soil layers, the levels of Cu, Hg, Pb, and Zn are particularly concerning due to their extreme contamination (Hui et al., 2021). Results from this study show moderately high levels of Cd, Ce, and Mn accumulation at different sites which indicates a concerning presence of these metals and underscores the need for immediate action to address their contamination. The rest of the metals represent a low degree of contamination that is not alarming. Therefore, the diversity in metal contamination highlights the complexity of pollution in the area and underscores the need for specific management approaches for each metal (Binici & Pulatsü, 2022).

### Spatial distribution

Regarding the spatial distribution of metals at 0-15 cm, in the case of Cd, an area of 768,800 m<sup>2</sup> exceeded the Canadian soil quality standard by fifteen times, with this concentration occurring in the first four sites, and an area of 716,900 m<sup>2</sup> exceeds the standard by twenty times (at sites 5 and 6). However, for the last site covering 878,200 m<sup>2</sup>, it is five times higher than the standard; these results reflect that the entire study area is contaminated by Cd, which can alter the microbiological soil processes, and affect nearby. A similar pattern was identified for Hg, with metal presence exceeding five times the allowed concentration at sites 3 to 5, covering an area of 470,600 m<sup>2</sup>. However, from site 7 onwards, covering 3,342,300 m<sup>2</sup>, Hg concentrations do not exceed the standard; this represents an area greater than 70% which is free of Hg contamination. Regarding Cu, one-third of the total area under study, corresponding to 1,639,600 m<sup>2</sup>, doubles the maximum Cu concentrations, and the remaining area is contaminated by up to twelve times, generating toxicity in flora and negatively altering soil microbial activity.

On the other hand, as for the spatial distribution of metals at 15-30 cm soil depth, the contamination with Cd was found throughout the whole study area, with an area of 1,011,300 m<sup>2</sup> exceeding the standard by 20 times, being the area of greatest environmental concern. Besides, the contamination with Cd is also present

in an area of 1,975,700 m<sup>2</sup> in which the values exceeded the standard by five times. As for Hg, Cu, and Pb, although much of the area under study no longer shows contamination by these metals (3 422 500 m<sup>2</sup>, 2 859 200 m<sup>2</sup>, and 2 954 700 m<sup>2</sup> for each metal, respectively), small areas were identified where soil quality guidelines are not met; variations are explained due to factors such as rainfall, geography, soil, organic matter, and soil density.

### CONCLUSIONS

In summary, various studies suggest that mining activity, along with other human activities such as the construction of hydroelectric dams and natural resource extraction, may have significantly contributed to the presence of metals in the soils near Lake Junín. However, further research is needed to conclusively confirm the impact of such activities on the contamination in this area, which not only affects the environment but also the local communities that depend on the land for their livelihoods. Despite the variability in metal concentrations between depths, there is uniformity in the vertical distribution of metals in the soil. This suggests that pollution processes have homogeneously affected different soil layers, which could have important implications for pollution management and remediation. The influence of pH, texture, E.C., and other edaphological and geochemical factors on metal concentrations in the soil is highlighted. These results emphasize the importance of considering the interaction of multiple factors in the distribution and availability of metals in the soil, which can complicate remediation processes. The assessment of ecological risk and the geoaccumulation index confirm the presence of Cd, Hg, Pb, and Zn as the most concerning metals for the environment in the study area. These metals present contamination levels that pose a significant risk to human health and local ecosystems. The spatial distribution reveals areas of high metal concentration, especially in the surface layers of the soil, indicating a greater influence of human activities in these regions. On the other hand, areas where contamination is less pronounced are identified, which can be attributed to factors such as local geography, soil-water interaction, physicochemical properties of the soil, and contaminant dynamics. Given the evidence of metal contamination in soils surrounding Lake Junín, it is imperative to implement remediation measures to reduce metal concentrations and mitigate associated environmental and social impacts. These measures must be specific and tailored to the characteristics of the study area, considering factors such as the depth of contamination and the spatial distribution of metals.

### ACKNOWLEDGMENT

The authors thank the staff of ECOAN (Association of Andean Ecosystems) for their support in this research.

### REFERENCES

- Beretta, A., Silbermann, A., Paladino, L., Torres, D., Bassahun, D., Musselli, R., & García, A. (2014). Soil texture analyses using a hydrometer: modification of the Bouyoucos method. *Ciencia e Investigación Agraria*, 41(2), 263-271. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-16202014000200013>
- Binici, A., & Pulatsü, S. (2022). Ecological risk assessment of heavy metals after dredging in Mogan Lake, Turkey. *Ege Journal of Fisheries & Aquatic Sciences (EgeJFAS)/Su Ürünleri Dergisi*, 39(3). <https://doi.org/10.12714/egejfas.39.3.04>
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (2018). *Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health*. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCEM). <https://ccme.ca/en/summary-table>
- Carter, M. R. & Gregorich, E.G. (2008). *Soil Sampling and Methods of Analysis* (2a ed.). Taylor & Francis Group, LLC. <https://doi.org/10.1201/9781420005271>
- Caro, V. & Bartolo, J. (2018, February) Inventario de pasivos ambientales de origen minero en la Reserva Nacional de Junín. Wetlands International. <https://lac.wetlands.org/publicacion/inventario-de-pasivos-ambientales-de-origen-minero-en-la-reserva-nacional-de-junin/>
- Castro, M., Constantín, A., De Miguel, C. J., García, R., Glave, M., Lanegra, I., Pereira, M. & Ballón, E. (2022, July 28<sup>th</sup>). *Minería y desarrollo sostenible: seguimiento de la evaluación del desempeño ambiental del Perú*. REPOSITARIO DIGITAL BETA Comisión Económica para América Latina y el Caribe. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/48026-mineria-desarrollo-sostenible-seguimiento-la-evaluacion-desempeno-ambiental-peru>
- Chen, Y., Zhao, Y., Chen, D., Huang, H., Zhao, Y. & Wu, Y. (2023). Ecological risk assessment and early warning of heavy metal cumulation in the soils near the Luanchuan molybdenum polymetallic mine concentration area, Henan Province, central China. *China Geology*, 6(1), 15-26. <https://doi.org/10.31035/cg2023003>
- Chen, H., Chen, Z., Chen, Z., Ou, X. & Chen, J. (2020). Calculation of Toxicity Coefficient of Potential Ecological Risk Assessment of Rare Earth Elements. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104, 582-587. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02840-x>
- Comisión de Pueblos Andinos, Amazónicos y Afroperuanos, Ambiente y Ecología (CPAAAAE) (2008, June). *Informe del caso del lago Chinchaycocha*. Congreso de la República. 1-21. <https://www2.congreso.gob.pe/Sicr/Comisiones/2007/com2007pueandamaaframbecco>

- nsf/34069c3bb71c123b05256f470062fea7/582349868AF49D8305257480005BF587/\$FILE/Informe-Lago-Chinchaycocha-17-06-08.pdf
- Das, S., Sultana, K. W., Ndhlala, A. R., Mondal, M., & Chandra, I. (2023). Heavy metal pollution in the environment and its impact on health: Exploring green technology for remediation. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 25(3), 600-615. <https://doi.org/10.1177/11786302231201259>
- Hoque, M. M., Islam, A., Islam, A. R. M. T., Pal, S. C., Mahammad, S., & Alam, E. (2023). Assessment of soil heavy metal pollution and associated ecological risk of agriculture dominated mid-channel bars in a subtropical river basin. *Scientific Reports*, 13(1), 11104. <https://www.nature.com/articles/s41598-023-38058-0>
- Hui, W., Hao, Z., Hongyan, T., Jiawei, W. & Anna, L. (2021). Heavy metal pollution characteristics and health risk evaluation of soil around a tungsten-molybdenum mine in Luoyang, China. *Environmental Earth Sciences*, 80. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09539-0>
- Iyama, W. A., Okpara, K., & Techato, K. (2021). Assessment of heavy metals in agricultural soils and plant (*Vernonia amygdalina* Delile) in Port Harcourt Metropolis. *Nigeria. Agriculture*, 12(1), 27. <https://doi.org/10.3390/agriculture12010027>
- Lira, J. (2011, October 5<sup>th</sup>). Junín: denuncian a cuatro mineras por contaminación de lago. *Gestión*. <https://archivo.gestion.pe/noticia/1313258/junin-denuncian-cuatro-mineras-contaminacion-lago?ref=gesr>
- Ministerio del Ambiente (MINAM) (2017, December 2<sup>nd</sup>). *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo*. Sistema Nacional de Información Ambiental (SINIA). <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-suelo-0>
- Ministerio del Ambiente (MINAM) (2014, November). *Guía para el muestreo de suelos*. Ministerio del Ambiente. [https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/12104/07\\_guia-para-el-muestreo-de-suelos-final.pdf?v=1530548695](https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/12104/07_guia-para-el-muestreo-de-suelos-final.pdf?v=1530548695)
- Ministerio del Ambiente (MINAM) (2023, July 23<sup>rd</sup>). *Aprueban el Plan de Manejo Ambiental Sostenible Chinchaycocha 2022-2026*. Sistema Nacional de Información Ambiental (SINIA). <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-plan-manejo-ambiental-sostenible-chinchaycocha-2022-2026>
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) (2015, December 17<sup>th</sup>). *Informe de evaluación ambiental de la cuenca del río San Juan, ejecutado durante el año 2015*. <https://repositorio.oefa.gob.pe/handle/20.500.12788/89?show=full>
- Puga, S., Sosa, M., Lebgue, T., Quintana, C., & Campos, A. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera. *Ecología aplicada*, 5(1-2), 149-155. [http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1726-22162006000100020&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1726-22162006000100020&script=sci_arttext)
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado – SERNANP (2011, April) *Plan de Manejo Ambiental para las operaciones de Embalse y Desembalse del lago Chinchaycocha*. Ministerio del Ambiente (MINAM). 1-30. [https://www2.congreso.gob.pe/Sicr/Comisiones/2010/com2010pueandamaaframbeco.nsf/0/453195d43d1ef9230525787700738249/\\$FILE/LAGO\\_CHINCHAYCOCHA\\_SERNANP.pdf](https://www2.congreso.gob.pe/Sicr/Comisiones/2010/com2010pueandamaaframbeco.nsf/0/453195d43d1ef9230525787700738249/$FILE/LAGO_CHINCHAYCOCHA_SERNANP.pdf)
- Sheng, Y., Wang, Z., & Feng, X. (2023). Potential ecological risk and zoning control strategies for heavy metals in soils surrounding core water sources: A case study from Danjiangkou Reservoir, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 252, 114610. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114610>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5), 517-568. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
- Sreelekshmi, S., Harikrishnan, M., Nandan, S., Sreelekshmi, M., Philomina, J., & Neethu, K. (2023). Ecological risk assessment and phytomanagement of trace metals in the sediments of mangroves associated with the Ramsar sites of Kerala, southern India. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 305330-305447. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24375-w>
- Wang, N., Wang, A., Kong, L. & He, M. (2018). Calculation and application of Sb toxicity coefficient for potential ecological risk assessment. *Science of the Total Environment*, 610-611, 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.268>
- Wang, G., Zhang, S., Xiao, L., Zhong, Q., Li, L., Xu, G., & Pu, Y. (2017). Heavy metals in soils from a typical industrial area in Sichuan, China: spatial distribution, source identification, and ecological risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 16618-16630. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9288-7>
- Xu, L., Wang, T., Luo, W., Ni, K., Liu, S., Wang, L., & Lu, Y. (2013). Factors influencing the contents of metals and As in soils around the watershed of Guanting Reservoir, China. *Journal of Environmental Sciences*, 25(3), 561-568. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60095-3](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60095-3)
- Yan, T., Zhao, W., Yu, X., Li, H., Gao, Z., Ding, M. & Yue, J. (2022). Evaluating heavy metal pollution and potential risk of soil around a coal mining region of Tai'an City, China. *Alexandria Engineering Journal*, 61(3), 2156-2165. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2021.08.013>
- Zhao, D., Wu, Q., Zeng, Y., Zhang, J., Mei, A., Zhang, X., Gao, S., Wang, H., Liu, H., Zhang, Y., Qi, S. & Jia, X. (2023). Contamination and human health risk assessment of heavy metal(loid)s in topsoil and groundwater around mining and dressing factories in Chifeng, North China. *International Journal of Coal Science and Technology*, 10(8). <https://doi.org/10.1007/s40789-023-00568-7>
- Zhou, S., Deng, R. & Hursthouse, A. (2020). Risk assessment of potentially toxic elements pollution from mineral processing steps at xikungshan antimony plant, Hunan, China. *Processes*, 8(1). <https://doi.org/10.3390/pr8010029>

## MUJERES EN LOS CONGRESOS ARGENTINOS DE LA CIENCIA DEL SUELO

Daiana Soledad Sainz<sup>1\*</sup> , Rocío Belén Rey<sup>1</sup> , Patricia Fabiana Carfagno<sup>1</sup> 

<sup>1</sup> Instituto de Suelos, CIRN-INTA Castelar, Buenos Aires, Argentina

### RESUMEN

La participación de las mujeres en los sistemas académicos y científicos es relativamente reciente. En la Ciencia del Suelo, el patrón de participación a lo largo de los años fue similar al resto de las ciencias. Estudios recientes han demostrado que en varios países del mundo existe una falta de equidad de género y bajos niveles de diversidad e inclusión en la Ciencia del Suelo. En las Comisiones Organizadoras de los 28 Reuniones/Congresos Argentinos de la Ciencia del Suelo (CACS) celebrados hasta el 2022, la participación de personas del género femenino osciló en porcentajes medios de entre 16 % y el 80 %. En el congreso de 2022 se registró el mayor porcentaje de participación de personas del género femenino. La participación de las mujeres en el resto de las secciones celebradas en cada congreso analizado fue variable. Sin embargo, quedó reflejada la menor participación del género femenino como primeras autoras tanto en las contribuciones como expositoras en las conferencias y mesas redondas y en los principales cargos de las comisiones organizadoras de los CACS. Si bien en este trabajo quedó documentado que esta tendencia fue mejorando a través de los años, queda mucho trabajo por delante para alcanzar la equidad entre géneros.

**Palabras clave:** suelos, género, autoras

## WOMEN AT THE ARGENTINIAN SOIL SCIENCE CONGRESSES

### ABSTRACT

The participation of women in academic and scientific systems is relatively recent. In Soil Science, the participation pattern of women over the years has been similar to other sciences. Recent studies have shown there is gender inequity in terms of diversity and inclusion of women in soil science in several countries worldwide. In the Organizing Committees of the 28 Argentinian Soil Science Meetings/Congresses (CACS) held until 2022, the participation of women ranged from 16% to 80% on average. The 2022 congress had the highest percentage of women participation. The participation of women was variable in the different sections of the 28 analyzed congresses. However, scarce participation of women as first authors in both written contributions and as speakers in conferences and round-tables, and in the main positions of the organizing committees of the CACS was reflected. Although this work documented that this trend has improved over the years, there is still much work to be done to achieve gender equity.

**Keywords:** soils, gender, authors

\* Autor de contacto:  
sainz.daiana@inta.gob.ar

Recibido:  
01-11-24

Recibido con revisiones:  
26-11-24

Aceptado:  
09-12-24

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

## INTRODUCCIÓN

Las niñas y las mujeres representan el 50 % de la población mundial y, por lo tanto, el 50 % de su potencial. La igualdad de género no es solo uno de los derechos fundamentales de nuestra sociedad, sino que también es uno de los pilares sobre los que construir un mundo pacífico, próspero y sostenible. El Día Internacional de la Mujer de la UNESCO (8 de marzo) destaca acciones que fomentan una mayor participación y la obtención de derechos, que visibilizan las inequidades en diversos ámbitos y conmemoran los logros sociales, culturales, económicos y políticos de las mujeres en todo el mundo (UNESCO, 2023).

En cuanto al campo de la ciencia, las resoluciones de las Naciones Unidas del 14 de marzo de 2011 y del 20 de diciembre de 2013 reconocen que la equidad en el acceso y la participación en educación, formación, ciencia y tecnología son imprescindibles para lograr la igualdad de género y el empoderamiento de las mujeres. En el 2015, con el objetivo de enfatizar este aspecto, Naciones Unidas proclamó el 11 de febrero Día Internacional de la Mujer y la Niña en la Ciencia. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos realizados a lo largo de los años, los estudios muestran que el acceso y la participación plena y equitativa de las mujeres en la ciencia está lejos de lograrse (Markert, 1996; CSIC, 2021).

La desigualdad se marca en especial en ciencias, tecnología, ingeniería y matemáticas, y se da en países desarrollados y en vías de desarrollo (Fox, 1994; NU, 2020; Dávila dos Santos et al., 2022). A pesar de la creciente demanda de datos sobre la participación de las mujeres en la ciencia en diferentes países, para permitir el análisis estadístico y para su uso en políticas públicas, la información sobre este tema es escasa. El Instituto de Estadística de la UNESCO (UIS) publicó recientemente un informe (NU, 2020) que incluye datos sobre investigación, desarrollo experimental y un mapa que muestra la brecha mundial de género en la ciencia. En 2017, la proporción promedio de mujeres científicas en todo el mundo fue del 30 % (rango 23–49 %). Las proporciones fueron más bajas en Asia occidental y meridional y el Pacífico (23–25 %), seguidas de África subsahariana, Europa occidental y América del Norte (31–33 %) y Europa central y oriental y los Estados árabes (39–41 %), y la más alta en Asia Central, el Caribe y América Latina (46–49 %).

Sin embargo, al hacer foco en los países integrantes se observa amplias variaciones. En América del Sur el porcentaje promedio de mujeres científicas varía entre un 29 % (Perú) a 61 % (Venezuela); en Europa el rango es de 26 % (Países Bajos) al 53 % (Macedonia del Norte); en África del 4 % (Chad) al 56 % (Túnez). En Asia del 8 % (Nepal) al 77 % (Myanmar) y finalmente al analizar la región del pacífico se observa una fluctuación del 33 % (Nueva Zelanda) al 52 % (Papúa Nueva Guinea). Por lo tanto, los estudios sobre los cambios en la contribución de las mujeres a las diferentes disciplinas científicas a nivel nacional son necesarios para identificar tendencias y tomar acciones para lograr un equilibrio de género.

Los resultados del informe Mujeres Investigadoras publicado en el 2021 (CSIC, 2021) indicaron que casi no existen diferencias entre la proporción de hombres (50,5 %) y mujeres (49,5 %) que realizan investigación predoctoral. Sin embargo, cuando los investigadores avanzan en su carrera por las categorías superiores, estas diferencias se acentúan notablemente (27 % y 73 % para mujeres y hombres, respectivamente). En particular, la Ciencia del Suelo no es ajena al fenómeno de exclusión y desbalance de participación del género femenino (Díaz-Raviña y Carucho, 2022).

La IUSS (Sociedad Internacional de Ciencias del Suelo) actualmente cuenta con 134 miembros honorarios de los cuales 130 son hombres y 4 son mujeres. Estas últimas se convirtieron en miembros honorarios en 1974, 2016 y 2020. La alarmante y significativa inequidad de género entre los miembros honorarios (3 % mujeres y 97 % hombres) muestra claramente que la contribución de las mujeres a la ciencia del suelo durante todo un siglo, es decir, desde el desarrollo de esta ciencia a fines del siglo XIX no ha sido reconocida.

Sorprendentemente, el 75 % de las mujeres han sido incluidas en la lista de miembros honorarios en los últimos 4 años. Durante el período 1924-2016, las mujeres representaron solo el 1,05 % del total (94 hombres frente a 1 mujer), mientras que el porcentaje aumentó notablemente durante el período 2016-2020, alcanzando un valor del 12,5 % (21 hombres frente a 3 mujeres). Asimismo, las mujeres también están subrepresentadas en los Comités, Divisiones, Comisiones y Grupos de Trabajo presidenciales y ejecutivos de la IUSS (20-37 % en 2022).

Otros casos de análisis en el mundo es el publicado por Fiantis et al. (2022) este estudio de Indonesia sobre la participación de mujeres y hombres en la ciencia del suelo de dicho país muestra que el número de estudiantes matriculados en cursos de ciencias del suelo ha aumentado notablemente en los últimos años,

con una proporción de mujeres que alcanza, en promedio, el 56 % (rango 30 % – 70 %). Por el contrario, se observó un desequilibrio de género entre los profesores de los cursos (proporción media de mujeres profesoras, 30 %). El mencionado estudio atribuye lo observado al hecho de que las mujeres deben conciliar sus carreras con tareas del hogar y de cuidado de niños y ancianos además de enfrentarse a barreras culturales y organizacionales que impiden que puedan aspirar a cargos de liderazgo.

En Argentina, la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACS) fundada en 1958, realizó la Primera Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo el 3 de marzo de 1959 y desde entonces lleva realizados 28 Reuniones/Congresos Argentinos de la Ciencia del Suelo (CACS) ininterrumpidos en diferentes partes del país. En línea con ello, el objetivo de este trabajo es analizar la participación del género femenino en la historia de los congresos realizados por la AACS entre 1959 y 2022.

### MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron las 28 actas de los CACS (I a XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 1959 a 2022) organizados por la AACS en los diferentes puntos del país, desde su Primera Reunión de Suelos en 1959 hasta el congreso número 28 celebrado en Buenos Aires en noviembre de 2022. Para la confección del set de datos se relevaron las actas de los congresos en las cuales se identificó y se asignó arbitrariamente a los nombres completos (nombre y apellido) el género femenino (F) o masculino (M) en las secciones: Comisión organizadora (CO), Conferencias, Simposios, Talleres y Mesas Redondas (Cf) y Contribuciones (Ct). La exploración de datos se realizó mediante el uso de RStudio Team (2020). Los datos faltantes o aquellos datos que no pudieron recibir la denominación de género por falta de nombre completo fueron identificados como datos faltantes (NA).

La sección comisión organizadora (CO), se compone de diferentes funciones: presidente, vicepresidente, secretario/a ejecutiva, tesorero/a, secretario/a de actas, vocales, prensa y difusión, relaciones públicas, revisores de cuentas, secretario/a académica, secretario/a internacional, colaborador/a 1 y colaborador/a 2. Cabe mencionar que dentro de las CO de los 28 congresos analizados se detectaron variaciones en cuanto a las funciones establecidas dentro de cada una de ellas, por lo que en este trabajo se decidió tomar las funciones que se repitieron en mayor número de veces dentro de las actas analizadas. En la sección CO no se detectaron NA.

Los datos recabados de las Conferencias, Simposios, Talleres y Mesas Redondas se analizaron de manera conjunta, esto se debió al elevado número de NA en los sets de datos individuales. A este conjunto de datos se lo denominó como conferencias (Cf). A su vez, para este conjunto de datos se registró tanto el género de los moderadores como de los expositores.

En la sección de las Ct se consideró el género de los primeros autores. Sin embargo, en las actas de los congresos celebrados en 1975, 2000, 2002, 2008, 2010, 2014, 2020 y 2022 no se especificaron los nombres de los primeros autores de los trabajos en cada comisión científica, por lo que estos datos fueron considerados como NA. El acta del congreso del 2012 no se tuvo en cuenta en este estudio ya que no fue posible la visualización de todos los trabajos publicados. Respecto a las comisiones científicas, en los diferentes congresos, el agrupamiento y designación de temas utilizados para definirlos fue diferente; se realizó un agrupamiento por comisiones/temas con el objetivo de facilitar el procesamiento de los datos (Tabla 1). El detalle del relevamiento de los datos se muestra en el anexo.

**Tabla 1.** Agrupamiento de comisiones/temas tratados en las comisiones científicas de los 28 Reuniones/Congresos Argentinos de la Ciencia del Suelo (CACs) entre los años 1959 y 2022.

**Table 1.** Grouping of research topics in the scientific committees of the 28 Argentinian Soil Science Meetings/Congresses (CACs) between 1959 and 2022.

Comisión definida para este trabajo	Comisiones que agrupa
Biología y Bioquímica de suelos	Microbiología, Bioquímica de suelos, Biología.
Contaminación del Suelo y Calidad del Medio Ambiente	Contaminación del Suelo y Calidad del Medio Ambiente.
Educación, extensión y transferencia de la ciencia del Suelo	Educación, extensión, transferencia y Enseñanza de la ciencia del suelo.
Física, Química, Físico-química, Fertilidad y Nutrición Vegetal	Física, Físico-química del suelo, Química, Fertilidad del Suelo y Nutrición Vegetal, Riego y Consumo de Agua.
Génesis, clasificación, cartografía y Mineralogía	Génesis, Clasificación, Cartografía y Mineralogía de Suelos.
Manejo y Conservación de Suelos y Aguas. Tecnología. Riego y Drenaje.	Manejo y Conservación de Suelos y Aguas. Tecnología. Riego y Drenaje.

## RESULTADOS

En la Tabla 2 se muestra un resumen del número de personas de género F y M que participaron en las diferentes secciones de los 28 congresos analizados, así también, la totalidad de nombres que no fueron detallados en las actas identificados como NA.

**Tabla 2.** Resumen del set de datos del número de personas de género femenino, masculino, datos no identificados (NA) y suma total (n) en la Comisión organizadora, Conferencias y como primer/a autor/a de Contribuciones en las 28 actas de los Reuniones/Congresos Argentinos de la Ciencia del Suelo.

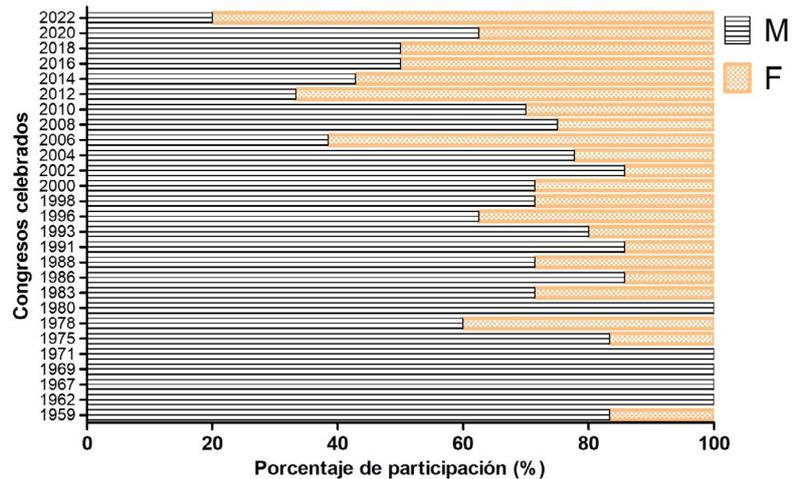
**Table 2.** Summary of the dataset showing the participation of female, male, unidentified (NA), and total (n) members in the Organizing Committees, Conferences, and first author of Contributions across the 28 proceedings of the Argentinian Soil Science Meetings/Congresses (CACs).

	Femenino (F)	Masculino (M)	NA	n (F+M+NA)
Comisión Organizadora	62	141	-	203
Conferencistas	111	273	150	534
Contribuciones*	1121	1873	3982	6976

\* Indica primer/a autor/a de contribuciones.

### Comisión Organizadora (CO)

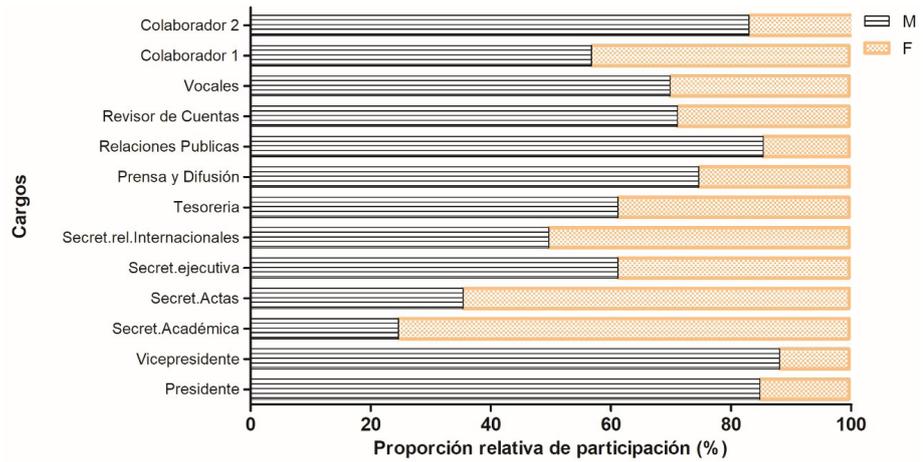
El set de datos utilizado para analizar las CO estaba compuesto de un  $n=203$  (Tabla 2). El porcentaje de participación de mujeres en los diferentes cargos de la CO fue del 30 % mientras que el de los varones fue del 70 %. La proporción de participación del género F en este segmento mostró grandes variaciones entre los congresos analizados. En los congresos celebrados en los años 1962, 1967, 1971 y 1980 no participaron personas del género F en dicha sección. En los congresos en que sí participaron personas del género femenino, los porcentajes medios de participación oscilaron entre 16 % y el 80 %. En el congreso del 2022 se registró el mayor porcentaje de participación (80 %) (Figura 1).



**Figura 1.** Proporción relativa (%) de participación de personas de género femenino (F) y masculino (M) en las Comisiones organizadoras en cada Reunión/Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo de los 28 celebrados entre 1959 al 2022.

**Figure 1.** Relative proportion (%) of female (F) and male (M) participation in the Organizing Committees of each of the 28 Argentinian Soil Science Meetings/Congresses held between 1959 and 2022.

Al segregar la información de acuerdo a los cargos en los que participaron las mujeres en las distintas CO de los congresos analizados, se encontró que, en la mayoría de los puestos, excepto en el de secretaria de actas y académica predominaron participantes del género M. En el puesto de la presidencia, las mujeres ocuparon el mismo 4 veces (1986, 1988, 2012, 2022), mientras que los varones lo hicieron por 24 veces. Un patrón similar se registró para el puesto de la vicepresidencia, el cual fue ocupado en 3 ocasiones por mujeres. Las mujeres ocuparon alrededor de un 37 % en los puestos de tesorería y secretaria ejecutiva, mientras que en el puesto de relaciones públicas lo hicieron en menos del 20 % (Figura 2).

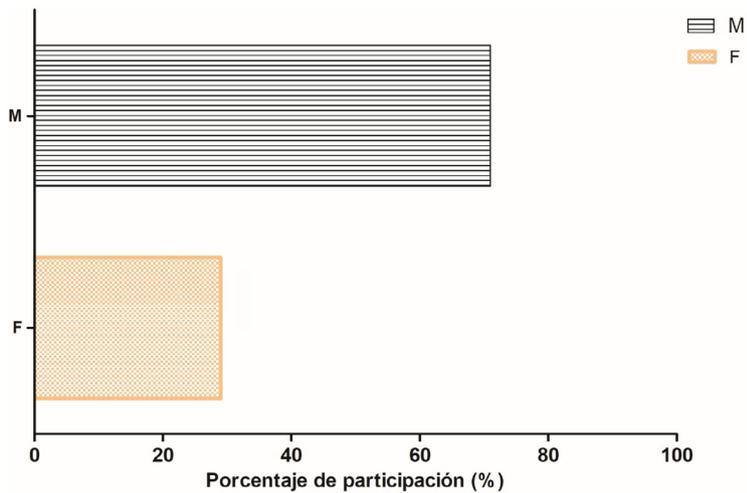


**Figura 2.** Proporción relativa de acuerdo al número total personas de género femenino (F) y masculino (M) de acuerdo al cargo ocupado que participaron en la Comisión Organizadora en los 28 Reuniones/Congresos Argentinos de la Ciencia del Suelo (1959-2022). Cargos: Presidencia, Vicepresidencia, Secretaría ejecutiva, Tesorería, Secretaría de Actas, Vocales, Prensa y Difusión, Relaciones Públicas, Revisión de Cuentas, Colaboradores 1 y 2.

**Figure 2.** Relative participation proportion by gender (female (F) and male (M)) based on the total number of individuals who participated in the Organizing Committees across the 28 Argentinian Soil Science Meetings/Congresses (1959–2022) in different roles. Roles include President, Vice President, Executive Secretary, Treasurer, Recording Secretary, Board Members, Press and Outreach, Public Relations, Accounts Auditor, and other Collaborators (1 and 2).

**Conferencias**

En las conferencias, las mujeres participaron en un 29 % como expositores mientras que los varones lo hicieron en un 71 % (n=534) (Tabla 2, Figura 3). Respecto al género de los moderadores que participaron en las mesas redondas, talleres y conferencias se encontró que alrededor del 90 % pertenecían al género masculino.



**Figura 3.** Número de expositores de género Femenino (F) y Masculino (M) que participaron en las conferencias en los 28 Reuniones/Congresos Argentinos de la Ciencia del Suelo (1959-2022).

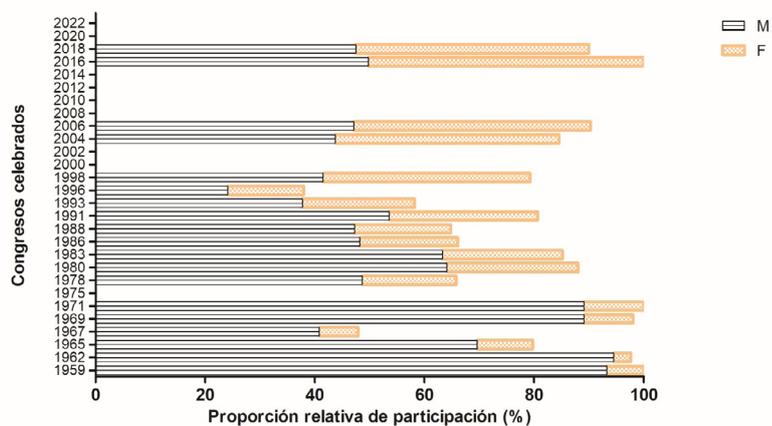
**Figure 3.** Number of female (F) and male (M) presenters who participated at conferences at the 28 Argentinian Soil Science Meetings/Congresses (1959–2022).

### Contribuciones (Ct)

Los participantes tanto los activos como aquellos que solo envían trabajos científicos, a los diferentes CACS pertenecen a diferentes Universidades Nacionales del todo el país, instituciones nacionales como el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología (CONICET), Asociaciones de productores, entre otros.

En este set de datos se analizaron 6976 datos (F:1121; M:1873; NA: 3982), los cuales corresponden al recuento de las contribuciones en las cuales fue posible adjudicar el género a los primeros autores. En este caso, los NA o datos sin identificación están dados tanto por la falta de datos como por la no identificación del género del autor debido a la abreviación de los nombres.

La participación del género femenino mostró un incremento entre los primeros y los últimos congresos siendo en 1962 del 3 % y en el 2016 del 50 %. Este último es el congreso que registró el mayor número de primeras autoras (Figura 4).



**Figura 4.** Contribuciones totales por año en cada congreso y segregadas en femenino (F), masculino (M) y no identificado (NA) expresado en proporción relativa de los 28 Reuniones/Congresos Argentinos de la Ciencia del Suelo (1959-2022).

**Figure 4.** Total contributions per year at each congress, categorized by female (F), male (M), and unidentified (NA) authors, expressed as a relative proportion across the 28 Argentinian Soil Science Argentine Meetings/Congresses (1959–2022).

Al analizar el número de primeras autoras por comisión agrupada para este trabajo se encontró que en las comisiones Contaminación del suelo y Calidad del Medio Ambiente, y Educación, Extensión y Transferencia de la Ciencia del Suelo participaron en un 68,32 % y 64,7 %, respetivamente. En estas temáticas es donde se registraron los porcentajes más altos de participación. En la comisión de Génesis, Clasificación, Cartografía y Mineralogía se registró el menor porcentaje de participación femenina con un 23 % (Tabla 3).

**Tabla 3.** Número de contribuciones conforme a las Comisiones científicas agrupadas y porcentaje de participación del género femenino (F) como primer autor en cada comisión de todos los Reuniones/Congresos Argentinos de la Ciencia del Suelo celebrados entre 1959 y el 2022.

**Table 3.** Number of contributions grouped by scientific committees and percentage of female (F) participation as the first authors in each committee across all Argentinian Soil Science Meeting/Congresses held between 1959 and 2022.

Comisiones	F	Total	NA	%F
Física, Química, Físicoquímica, Fertilidad y Nutrición Vegetal	464	1237	1053	37,51
Contaminación del Suelo y Calidad del Medio Ambiente	110	161	204	68,32
Manejo y Conservación de Suelos y Aguas. Riego y Drenaje. Tecnología	237	658	653	36,01
Biología y Bioquímica de suelos	180	423	378	42,55
Génesis, clasificación, cartografía y mineralogía	93	390	222	23,84
Educación, extensión y transferencia de la ciencia del Suelo	33	51	50	64,70

### DISCUSIÓN

El porcentaje de participación de mujeres en las diferentes comisiones organizadoras de los 28 congresos analizados fue del 30 % mientras que el de los hombres fue del 70 %. Estos valores son superiores a los reportados en la lista de Miembros de Honor de las Sociedades Nacionales de la Ciencia del Suelo donde el porcentaje de mujeres es del 3 % y el 97 % restante se corresponde a los hombres (IUSS). En los congresos en que participaron personas del género femenino, los porcentajes medios de participación, sin realizar distinción del cargo, oscilaron entre 16 % y el 80 %. En el congreso de 2022 se registró el mayor porcentaje de participación (80 %) de género femenino. Esto coincide con lo reportado por IUSS (2020) donde el porcentaje de participación de mujeres fue del 75 % en los últimos 4 años.

Asimismo, las mujeres también están subrepresentadas en los Comités, Divisiones, Comisiones y Grupos de Trabajo presidenciales y ejecutivos de la IUSS (20-37 % en 2022). Con respecto a la autoría de las contribuciones, en los congresos analizados, la participación del género femenino mostró un incremento entre los primeros y los últimos congresos, siendo en 1962 del 3 % y en el 2016 del 50 %. Este último es el congreso que registró el mayor número de primeras autoras.

La inequidad en cargos jerárquicos también es detallada por el Sistema de Recursos Humanos de Universidades Nacionales del Departamento de Información Universitaria de la Secretaría de Políticas Universitarias (SPU) del Ministerio de Educación de la Nación. En el 2021 sólo el 12 % de los Rectorados y el 35 % de los Decanatos están bajo responsabilidad de mujeres, mientras que en los Vicedecanatos y las Secretarías de las unidades académicas de las universidades se observa una distribución general paritaria en términos de género, con 45% y 46% de cargos bajo responsabilidad de mujeres respectivamente.

En cuanto al acceso a las principales posiciones de liderazgo y toma de decisiones en los Organismos gubernamentales de ciencia y tecnología del Sistema Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación argentino, las mujeres siguen enfrentándose a un conjunto de barreras invisibles; las cuales, si bien no impiden el acceso, dificultan el escalamiento, más allá de que se cuente con la formación pertinente para los puestos jerárquicos. Este fenómeno es conocido, en las temáticas de género, como “techo de cristal”. Hacia fines de 2022 apenas tres de cada diez puestos directivos en organismos científico-tecnológicos son ocupados por personas del género femenino. (Este porcentaje está calculado en base a los datos proporcionados por el Consejo Interinstitucional de Ciencia y Tecnología (CICYT) con corte a diciembre de 2022, considerando la proporción de mujeres entre las máximas autoridades de los organismos que integran el Consejo). La desigualdad de género se percibe en cada ámbito de nuestra vida cotidiana. Con respecto a la ciencia, se acrecienta en las áreas de tecnología, ingeniería y matemáticas, tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo (Fox, 1994; NU, 2020; Dávila dos Santos et al., 2022).

Tanto en la ciencia como en otros ámbitos de trabajo, las mujeres se encuentran con barreras para su desarrollo profesional relacionadas con los “roles de género” que se establecen en una sociedad. A su vez, la inequidad en la distribución de tareas dentro de los hogares conlleva que las mujeres tengan menos tiempo para dedicar a sus carreras profesionales y junto a las capacidades de género anteriormente mencionadas dificulta el ascenso a cargos de mayor jerarquía (argentina.gob.ar, 2024).

El primer artículo sobre igualdad de género internacional en la ciencia del suelo se publicó en el 2021 (Dawson et al., 2021). Este estudio utilizó datos sobre la membresía de 44 sociedades nacionales de ciencias del suelo en 2020, los oradores principales en tres conferencias internacionales celebradas en los últimos años [la Unión Internacional de Ciencias del Suelo (IUSS), el Congreso Mundial de Ciencias del Suelo (WCSS), la Sociedad de Ciencias del Suelo de Estados Unidos de América (SSSA) y la División de Ciencias del Sistema del Suelo de la Unión Europea de Geociencias (EGU-SSS)] y el consejo editorial de nueve revistas científicas del suelo del primer trimestre de 2020 (Applied Soil Ecology, Biology and Fertility of Soils, Catena, Geoderma, European Journal of Soil Science, SOIL, Soil Biology and Biochemistry y la Soil Science Society of American Journal). El estudio mostró lo siguiente: 1) en la mayoría de las sociedades de ciencias del suelo, la proporción de hombres era mucho mayor que la de mujeres (68 % frente al 32 %); 2) la proporción de mujeres oradoras en las reuniones de WCSS y SSSA fueron muy bajas, 6 % y 21 %, respectivamente; y, finalmente, 3) la proporción de mujeres edafólogas en consejos editoriales de las revistas era del 30 %. Además, se observó que el número de mujeres que actuaron como oradoras principales aumentó notablemente en el tiempo.

Existen investigaciones que se han publicado en los últimos dos años respecto a cómo la pandemia afectó el balance entre la vida profesional y personal en general, y entre quienes investigan en particular. Un estudio publicado por Elsevier asegura que la pandemia por la COVID-19 afectó el equilibrio entre el trabajo y la vida privada en la mayoría de las personas que investigan, siendo más significativas para las mujeres (62 %) debido a la distribución no equitativa en las tareas de cuidados de niños y adultos mayores, recayendo mayoritariamente en este grupo. Situación que se vio agravada por el diseño de las casas, las cuales no fueron pensadas para trabajar con toda la familia presente. Con respecto a los hombres no se observaron diferencias significativas en cuanto a este balance con respecto a otros años (Elsevier, 2022).

El conocimiento de tendencias con respecto al rol de la mujer en las ciencias del suelo permitiría evaluar la efectividad de políticas públicas aplicadas y el desarrollo de nuevas basadas en evidencias empíricas. A su vez, como se mencionó anteriormente, la problemática tiene una fuerte raíz socio cultural que debe ser abarcada desde una perspectiva interdisciplinaria y un análisis en profundidad. Esperamos que la información presentada sea el puntapié para el desarrollo de futuros trabajos que denuncien inequidades de género en el ámbito laboral de las ciencias del suelo y promuevan políticas que aspiren a obtener una equidad tanto dentro como fuera de las instituciones académicas.

### CONSIDERACIONES FINALES

La participación de las mujeres en las distintas secciones celebradas en los 28 congresos analizados fue variable. Sin embargo, quedó reflejada la menor participación del género femenino como primeras autoras tanto en las contribuciones como expositoras en las conferencias y mesas redondas y en los principales cargos de las comisiones organizadoras de los CACS. Si bien en este trabajo quedó documentado que esta tendencia fue mejorando a través de los años, queda mucho trabajo por delante para alcanzar la equidad entre géneros.

La recopilación de datos para este trabajo tuvo limitaciones entorno a la obtención de las actas completas, con todas las secciones analizadas. Así también por la faltante de datos en, las áreas pertenecientes a conferencistas (mesas redondas, simposios, conferencias y talleres) y en la totalidad de cargos de la comisión organizadora. La abreviación de los nombres de los participantes dificultó la determinación del género, incrementando significativamente los datos faltantes no identificables (NA).

### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Florencia Tesoriero, Roberto Uguet y Miriam Patini por su colaboración en este trabajo.

### REFERENCIAS

- I Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (1959). *Actas del I Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Editorial IDIA. Buenos Aires, Argentina
- II Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo de Mendoza. (1962). *Actas de la II Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo y I Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mendoza, Mendoza, Argentina.
- III Congreso Argentina de la Ciencia del Suelo. (1965). *Actas de la III Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo*. La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- IV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (1967). *Actas del IV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.
- V Congreso de la Ciencia del Suelo. (1969). *Actas del V Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo*. Santa Fe de la Veracruz, Santa Fe, Argentina.
- VI Congreso de la Ciencia del Suelo. (1971). *Actas del VI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Córdoba, Córdoba, Argentina.
- VII Congreso de la Ciencia del Suelo. (1975). *Actas del VII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- VIII Congreso de la Ciencia del Suelo. (1978). *Actas del VIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Buenos Aires, Argentina.
- IX Congreso de la Ciencia del Suelo. (1980). *Actas del IX Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo*. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- X Congreso de la Ciencia del Suelo. (1983). *Actas del X Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- XI Congreso de la Ciencia del Suelo. (1986). *Actas del XI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Neuquén, Neuquén, Argentina.
- XII Congreso de la Ciencia del Suelo. (1988). *Actas del XII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Corrientes, Corrientes, Argentina.
- XIII Congreso de la Ciencia del Suelo. (1991). *Actas del XIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.
- XIV Congreso de la Ciencia del Suelo. (1993). *Actas del XIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mendoza, Mendoza, Argentina.
- XV Congreso de la Ciencia del Suelo de Santa Rosa. (1996). *Actas del XV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*.
- XVI Congreso de la Ciencia del Suelo. (1998). *Actas del XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina.
- XVII Congreso de la Ciencia del Suelo. (2000). *Actas del XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- XVIII Congreso de la Ciencia del Suelo. (2002). *Actas del XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Puerto Madryn, Chubut, Argentina.
- XIX Congreso de la Ciencia del Suelo. (2004). *Actas del XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- XX Congreso de la Ciencia del Suelo. (2006). *Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y I Reunión de Suelos de la Región Andina*. Salta-Jujuy, Salta-Jujuy, Argentina.
- XXI Congreso de la Ciencia del Suelo. (2008). *Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- XXII Congreso de la Ciencia del Suelo. (2010). *Actas del XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Rosario, Santa Fe, Argentina.
- XXIII Congreso de la Ciencia del Suelo. (2012). *Actas del XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y XIX Congreso Latinoamericano*. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- XXIV Congreso de la Ciencia del Suelo. (2014). *Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional "Materia Orgánica y Sustancias Húmicas"*. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

- XXV Congreso de la Ciencia del Suelo. (2016). *Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. UniRio Editora. Rio Cuarto, Córdoba, Argentina. <https://www.suelos.org.ar/sitio/wp-content/uploads/2023/03/actas-xxvcacs-2016.pdf>
- XXVI Congreso de la Ciencia del Suelo de San Miguel. (2018). *Actas del XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina. <https://www.suelos.org.ar/sitio/wp-content/uploads/2023/03/actas-xxvicacs-2018.pdf>
- XXVII Congreso de la Ciencia del Suelo. (2020). *Actas del XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Corrientes, Corrientes, Argentina. [https://www.suelos.org.ar/sitio/wp-content/uploads/2021/02/CACS\\_2020.pdf](https://www.suelos.org.ar/sitio/wp-content/uploads/2021/02/CACS_2020.pdf)
- XXVIII Congreso de la Ciencia del Suelo. (2022). *Actas del XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, <https://congreso2022.suelos.org.ar/actas/>
- Consejo Superior de Investigaciones Científicas. (2021). Informe mujeres investigadoras. <https://icp.csic.es/es/informe-mujeres-investigadoras-comision-de-mujeres-y-ciencia-del-csic/>.
- Dawson, L., Brevik, E. C. y Reyes-Sánchez, L. B. (2021). International Gender Equity in Soil Science. *European Journal of Soil Science*. <https://doi.org/10.1111/ejss.13118>
- Davila Dos Santos, E., Albahari, A., Díaz, S. y De Freitas, E. (2022). Science and Technology as Feminine: Raising Awareness sobre Reducción de Gender Gap en STEM Careers. *Journal of Gender Studies*. <https://doi.org/10.1080/09589236.2021.1922272>
- Díaz Raviña, M. and Carucho C. (2022). A brief Analysis of the Contribution of Women to Soil Science. *Spanish Journal of Soil Science*. <https://doi.org/10.3389/sjss.2022.10658>
- Elffman, I. J., Edelsztein, V., Alcain, J. y Hadad, C. (2021) *Científicas de acá. (1a Ed.) Tanta Agua*. [https://www.google.com.ar/books/edition/Cient%C3%ADficas\\_de\\_Ac%C3%A11/OdUsEAAAQBAJ?hl=es&gbpv=1&dq=rol+de+la+mujer+en+la+ciencia&printsec=frontcover](https://www.google.com.ar/books/edition/Cient%C3%ADficas_de_Ac%C3%A11/OdUsEAAAQBAJ?hl=es&gbpv=1&dq=rol+de+la+mujer+en+la+ciencia&printsec=frontcover).
- Elsevier. (2022). Research Futures 2.0 Una nueva mirada a los impulsores y escenarios que definirán la década, Elsevier. Países Bajos. Recuperado el 08 de agosto, 2024 de <https://coilink.org/20.500.12592/vjb2qw>
- Fiantis, D., Utami, S. R., Niswati, A., Nurbaity, A., Utami, S. N. H., Husnain, Taberima, S., Setiawati, T. C., Tengku, S., Hairiah, K., Lanya, I., Rampisela, A., Ginting, F. I., Mukhlis, Mastur, S., Nurcholis, M., Anda, M., Sukarman, Mulyanto, B., ... Minasny, B. (2022). The Increasing Role of Indonesian Women in Soil Science: Current and Future Challenges. *Soil Security*, 6, 100050. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100050>
- Fox, M. F. (1994). Women and Scientific Careers. En Jasanoff, S., Markle, G. E., Peterson, J. C. y Pinch, T. (Eds.) *Handbook of Science and Technology Studies* (pp. 205–223). SAGE publications. [https://www.researchgate.net/publication/248462331\\_Women\\_and\\_Scientific\\_Careers](https://www.researchgate.net/publication/248462331_Women_and_Scientific_Careers)
- Markert, L. A. (1996). Gender Related to Success in Science and Technology. *Journal Technologic Studies*, summer-fall, 21–29. <https://scholar.lib.vt.edu/ejournals/JOTS/Summer-Fall-1996/PDF/5-Markert.pdf>
- Ministerio de Ciencia y Tecnología (s.f.). *Mujeres en la Ciencia*. Argentina.gob.ar. Recuperado el 15 de agosto, 2024, de <https://www.argentina.gob.ar/educacion/progresar/progresar-es-para-vos/progresamujeres-en-la-ciencia>
- Secretaría de Políticas Universitarias. (2020-2021). Síntesis de Información Estadísticas Universitarias. Argentina.gob.ar. Recuperado el 3 de agosto, 2024 de [https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2020/04/sintesis\\_2020-2021\\_sistema\\_universitario\\_argentino.pdf](https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2020/04/sintesis_2020-2021_sistema_universitario_argentino.pdf)
- UNESCO (2020). *Woman in Science*. Fact sheet, V(60). <https://uis.unesco.org/sites/default/files/documents/fs60-women-in-science-2020-en.pdf>
- UNESCO. (2023). 8 de marzo – Día Internacional de la Mujer “Por un mundo digital inclusivo: Innovación y tecnología para la igualdad de género”. UNESCO. <https://www.unesco.org/es/articles/8-de-marzo-dia-internacional-de-la-mujer-por-un-mundo-digital-inclusivo-innovacion-y-tecnologia-para>

ANEXO

Id Congreso	Mesas Redondas	Simposios	Conferencias	Talleres
CACS I - 1959			X	
CACS II - 1962				
CACS III - 1965	X			
CACS IV - 1967				
CACS V - 1969		X	X	
CACS VI - 1971				
CACS VII - 1975				
CACS VIII - 1978				
CACS IX - 1980				
CACS X - 1983	X			
CACS XI - 1986			X	
CACS XII - 1988				
CACS XIII - 1991	X		X	
CACS XIV - 1993				
CACS XV - 1996				
CACS XVI - 1998				
CACS XVII - 2000				X
CACS XVIII - 2002	X	X	X	X
CACS XIX - 2004	X	X	X	X
CACS XX - 2006	X		X	X
CACS XXI - 2008	X	X	X	X
CACS XXI - 2010				
CACS XXIII - 2012	X	X	X	
CACS XXIV - 2014	X	X	X	
CACS XXV - 2016	X			
CACS XXVI - 2018	X		X	
CACS XXVII - 2020				
CACS XXVIII - 2022	X	X	X	

**Estructura comisión Organizadora:**

Hierarquia puesto (grado)	1	1	2	2	2	3	4	3	3	3	5	
Id congreso	Presidente	Vicepresidente	Sec.ejec	Sec.Acad	Sec.rel.Inter	Secret.Actas	Tesorería	Vocales	Prensa y Dif	Rel. Publicas	Revisor Cuentas	Colab
CAACS I - 1959	X	X	X			X	X			X		
CAACS II - 1962	X		X				X			X		
CAACS III - 1965	No se especifica en el libro de Actas											
CAACS IV - 1967	X	X	X									
CAACS V - 1969	X	X	X			X	X	X X		X		
CAACS VI - 1971	X	X	X			X	X					
CAACS VII - 1975	X	X	X			X	X					
CAACS VIII - 1979	X	X	X			X	X					
CAACS IX - 1980	X	X	X			X						
CAACS X - 1983	X	X	X				X	X X X				
CAACS XI - 1986	X	X	X				X	X X X				
CAACS XII - 1988	X	X	X				X	X X X				
CAACS XIII - 1991	X	X	X				X	X X X				
CAACS XIV - 1993	X	X	X				X		X			
CAACS XV - 1996	X	X	X			X	X	X X X				
CAACS XVI - 1998	X	X	X				X	X X X				
CAACS XVII - 2000	X	X	X				X	X X X				
CAACS XVIII - 2002	X	X	X				X	X X X				
CAACS XIX - 2004	X	X	X	X			X	X X X			X	
CAACS XX - 2006	X	X	X	X		X	X	X X X		X	X	X X
CAACS XXI - 2008	X	X	X	X	X X	X	X	X X X	X	X	X	X X
CAACS XXI - 2010	X	X	X			X	X	X X X		X		
CAACS XXIII - 2012	X	X	X				X					X X
CAACS XXIV - 2014	X	X	X			X	X					X X
CAACS XXV - 2016	X	X	X				X	X X X			X	
CAACS XXVI - 2018	X	X	X	X		X	X	X X X	X	X	X	X X
CAACS XXVII - 2020	X	X	X				X	X X X			X	
CAACS XXVIII - 2022	X	X	X				X	X				

Nota científica

## DINÁMICA DE LAS FRACCIONES DE FÓSFORO DEL SUELO POR APLICACIÓN DE DOSIS CRECIENTES DE GALLINAZA

Jimmy Walter Rasche Alvarez<sup>1</sup> , Enzo Iván Dacak Colmán<sup>1</sup> , Gustavo Adolfo Rolón Paredes<sup>1</sup> , Diego Augusto Fatecha Fois<sup>1</sup> , Ana Beatriz Candia-Díaz<sup>2,\*</sup> ,

<sup>1</sup> Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias, San Lorenzo, Paraguay.

<sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, Brasil.

### RESUMEN

La aplicación de gallinaza mejora la disponibilidad de fósforo (P) en el suelo. Este estudio evaluó su efecto sobre las fracciones de P en un Ultisol franco arenoso mediante un experimento en invernadero con nueve dosis de gallinaza (0-14 Mg ha<sup>-1</sup>) en un diseño completamente al azar. Tras 60 días de incubación, el fraccionamiento de P reveló incrementos en las fracciones lábil y moderadamente lábil, con aumentos de 3,2 mg kg<sup>-1</sup> y 1,57 mg kg<sup>-1</sup> por Mg aplicada, respectivamente. La gallinaza aumentó el P total, favoreciendo su disponibilidad a corto plazo, sin afectar el P residual ni el no lábil.

**Palabras clave:** fertilización orgánica, estiércol avícola, Ultisol franco arenoso

## DYNAMICS OF SOIL PHOSPHORUS FRACTIONS IN RESPONSE TO INCREASING RATES OF CHICKEN MANURE

\* Autor de contacto:  
anacandia09@gmail.com

Recibido:  
02-11-24

Recibido con revisiones:  
14-03-25

Aceptado:  
15-03-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

### ABSTRACT

The application of chicken manure improves the availability of phosphorus (P) in the soil. This study evaluated its effect on P fractions in a sandy loam Ultisol with nine rates of chicken manure (0 - 14 Mg ha<sup>-1</sup>) in a completely randomized design experiment under greenhouse conditions. After 60 days of incubation, P fractionation revealed 3.2 mg kg<sup>-1</sup> and 1.57 mg kg<sup>-1</sup> increases in the labile and moderately labile fractions per Mg of chicken manure applied, respectively. The application of chicken manure increased total P, favoring its availability in the short-term, without affecting residual or non-labile P.

**Keywords:** organic fertilization, poultry manure, sandy loam Ultisol

## INTRODUCCIÓN

El suministro de fósforo (P) en cultivos extensivos generalmente se realiza mediante la aplicación de fertilizantes químicos o fosfatos solubles. Según un reporte, en 2022 el consumo global de fertilizantes fosforados fue de aproximadamente 45 millones de toneladas (IFA, 2022). No obstante, en las zonas hortícolas situadas en la región Oriental de Paraguay se acostumbra a emplear enmiendas orgánicas en combinación con fertilización química. La principal enmienda orgánica utilizada por los horticultores es la gallinaza (Salinas Godoy et al., 2013), que proviene de granjas avícolas destinadas a la producción de huevos y carne, ya que la mayor parte de las granjas avícolas se sitúan próximas a las mayores urbanizaciones, por lo tanto, se encuentra bien distribuidas en todos los departamentos del país (DCEA, 2023).

La incorporación de gallinaza en la práctica agrícola mejora la productividad y calidad nutricional de los cultivos, contribuyendo a la seguridad alimentaria y evitando la expansión agrícola, lo que conserva y previene la degradación del suelo (Casas Rodriguez, 2020). Asimismo, la fertilización con enmienda orgánica además de proporcionar P a las plantas, también aporta otros nutrientes, los que, a su vez, son liberados de forma gradual, ya que es necesario que la materia orgánica se mineralice para la liberación de estos (Oliveira et al., 2021). Dado que el empleo de las enmiendas orgánicas, como la gallinaza, puede tener un impacto directo en la química del P del suelo, alterando su concentración, distribución y transformación (Audette et al., 2016), se vuelve esencial comprender el comportamiento del P derivado de la aplicación de dichas enmiendas. Una de las maneras de conocer dicho comportamiento del P es mediante el uso de técnicas de fraccionamiento de fósforo. Estas técnicas permiten determinar la dinámica de la transformación del P, inclusive en diferentes ambientes de producción en función a las dosis aplicadas, formas de preparación del suelo, fuentes de fertilizantes o de enmiendas orgánicas, clase texturales del suelo, técnicas de fertilización, entre otras (Vázquez et al., 2011; Rheinheimer et al., 2019).

El objetivo de la presente investigación fue evaluar el efecto de la aplicación de dosis crecientes de gallinaza sobre las fracciones de P, en un suelo Ultisol franco arenoso.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo fue colectado a la profundidad de 0-20 cm en una finca de agricultura familiar ubicada en el distrito de Santa Rosa, Misiones (25°37'26,83"S, 57°29'13,90"O). Esta finca ha sido históricamente utilizada para cultivos de maíz (*Zea mays* L.) y sésamo (*Sesamum indicum* L.). El suelo predominante en la zona es clasificado como Paleudult ródico con textura superficial franco arenosa (López Gorostiaga y Lesme, 2024).

La caracterización química inicial presentó 5,2 de  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ ; 4,0 g kg<sup>-1</sup> de materia orgánica, 4,9 mg kg<sup>-1</sup> de P extractable; calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y aluminio (Al) de 1,62; 0,58; 0,06 y 0,63 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, respectivamente, con valor de capacidad de intercambio catiónico (CIC) de 6,31 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>.

Posteriormente, el suelo colectado fue remitido al invernadero, donde fue secado al aire y tamizado en zaranda con malla de 2 mm. A continuación, fueron aplicados los distintos tratamientos con dosis de gallinaza en un diseño experimental completamente al azar, con nueve tratamientos (equivalentes a 0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12 y 14 Mg ha<sup>-1</sup> de gallinaza) y tres repeticiones.

La gallinaza provino de la producción de pollos parrilleros en una granja avícola ubicada en la ciudad de Itá, departamento Central. La misma contenía 1,24% de N; 2,51% de P; 1,60% de K; 5,2% de Ca, 0,63% de Mg y 0,37% de Na. Fue secada a sombra, tamizada en tamiz de 4 mm y almacenada en un recipiente por dos semanas para su posterior uso en la incubación de las muestras de suelo.

Fue realizada la mezcla homogénea de las dosis de gallinaza con 2 kg de suelo por unidad experimental, se colocaron en bolsas de polietileno cerradas con un orificio para facilitar el intercambio gaseoso con el ambiente externo. Las muestras de suelo con las dosis de gallinaza fueron incubadas por 60 días en el invernadero a temperatura ambiente de 30 ± 5 °C, manteniendo la humedad próxima al 80% de la capacidad de campo, bajo luz solar directa.

Tras el periodo de incubación, el suelo fue secado al aire y tamizado en una zaranda con malla de 2 mm. Las muestras resultantes fueron acondicionadas en frascos del 100 mL por 15 días para su posterior análisis en el laboratorio de suelos de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción (FCA-UNA). Se realizó el fraccionamiento de P de cada muestra en triplicata, utilizando una versión modificada del método descrito por Hedley et al. (1982) con las modificaciones propuestas por Rheinheimer et

al. (2008) que permite extraer desde las formas más disponibles de P hasta las formas más estables de manera secuencial.

Las formas de P extraídas secuencialmente fueron obtenidas por medio de los siguientes extractores: resina de intercambio aniónico (AR 103 QDP 434) (Pi-RIA), bicarbonato de sodio  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  en pH 8,5 (Pt- $\text{NaHCO}_3$ ), hidróxido de sodio  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  (P-NaOH 0,1), ácido clorhídrico  $1,0 \text{ mol L}^{-1}$  (Pi-HCl), hidróxido de sodio  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  (P-NaOH 0,5). Todos los extractores permanecieron en contacto con las muestras de suelo durante 16 horas en agitador tipo sin fin a 33 rpm con una posterior centrifugación por 20 minutos. Posteriormente, el residuo fue secado, molido y se extrajo el P residual (P-residual) por el método de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) + peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) + cloruro de magnesio ( $\text{MgCl}_2$ ).

En los extractos alcalinos de la solución  $\text{NaHCO}_3$  e NaOH  $0,1$  y  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ , respectivamente, se determinó el P inorgánico (Pi) por el método de Dick y Tabatabai (1977) y el P total de esas fracciones, realizando la extracción por digestión con persulfato de amonio ( $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) y  $\text{H}_2\text{SO}_4$  en autoclave a  $121^\circ\text{C}$  y posteriormente determinado por el método de Murphy y Riley (1962), por diferencia se calculó el P orgánico (Po) de esa fracción.

Por último, fueron clasificadas las extracciones por el fraccionamiento de Hedley en Pi-RIA + Pt- $\text{NaHCO}_3$  compuesto a su vez por la fracción inorgánica (Pi- $\text{NaHCO}_3$ ) y orgánica (Po- $\text{NaHCO}_3$ ) como P lábil; P-NaOH  $0,1 \text{ M}$  orgánico e inorgánico + Pi-HCl como moderadamente lábil y el P-residual + P-NaOH  $0,5 \text{ M}$  orgánico e inorgánico como no lábil. El cálculo del P total de la muestra fue estimado a través de la sumatoria de todas las extracciones (Cross y Schlesinger, 1995).

Los datos obtenidos fueron sometidos al test de normalidad por Shapiro Wilk con el programa Assistat. Dado que los datos presentaron una distribución normal se realizó el análisis de varianza utilizando el programa estadístico Agroestat. En los casos en que se encontraron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ), se realizaron análisis de regresión, para evaluar la relación entre las dosis de gallinaza y las fracciones de P en el suelo.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La aplicación de gallinaza produjo incremento de las formas de P en todas las fracciones, evaluadas, con excepción del P no lábil (Tabla 1).

**Tabla 1.** Valores medios de las fracciones de fósforo del fraccionamiento de Hedley resultantes de la aplicación de dosis de gallinaza en un Ultisol franco arenoso de Santa Rosa, Misiones. 2020

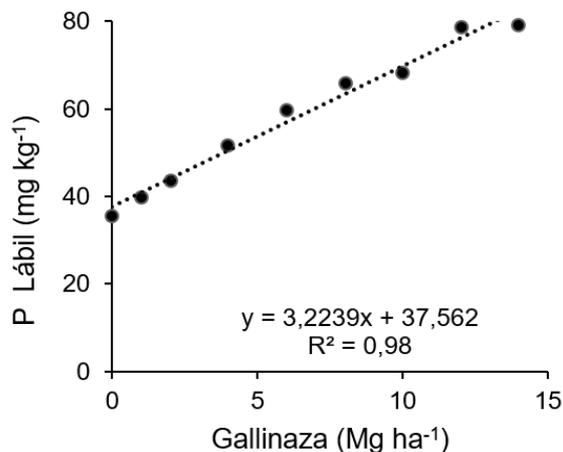
**Table 1.** Mean values of phosphorus fractions from the Hedley fractionation in response to increasing rates of chicken manure in a sandy loam Ultisol from Santa Rosa, Misiones. 2020

Dosis de gallinaza	Pi-RIA	Pi-NaHCO <sub>3</sub>	Po- NaHCO <sub>3</sub>	Pi-NaOH0,1M	Po-NaOH0,1M	Pi-HCl	Pi-NaOH0,5M	Po-NaOH0,5M	Pi-residual	P total	P lábil	P moderadamente lábil	P no lábil
Mg ha <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup> (%)												
0	13,5 d	6,5 d	15,7 c	10,7 b	16,9 b	4,2 b	2,3 c	7,2 b	148,1 <sup>ns</sup>	225,0 b	35,7 d (15,9)	31,7 c (14,1)	157,6 <sup>ns</sup> (70,0)
1	13,8 d	6,3 d	19,6 c	8,2 b	21,2 a	5,2 b	2,5 c	9,7 b	131,6	218,2 b	39,7 d (18,2)	34,6 c (15,9)	143,8 (65,9)
2	16,5 c	6,7 d	20,3 c	10,8 b	19,4 b	4,3 b	2,4 c	11,3 b	151,1	242,7 b	43,4 d (17,9)	34,5 c (14,2)	164,8 (67,9)
4	17,4 c	7,4 d	26,8 b	10,4 b	17,5 b	6,2 b	2,6 c	13,9 b	158,2	260,4 b	51,6 c (19,8)	34,1 c (13,1)	174,7 (67,1)
6	19,3 c	8,6 c	31,8 a	12,3 b	19,0 b	8,1 b	3,2 b	14,9 b	188,3	305,5 a	59,7 b (19,5)	39,4 b (12,9)	206,4 (67,6)
8	22,5 b	9,1 c	34,4 a	11,8 b	21,6 a	7,8 b	2,9 c	11,0 b	178,7	299,8 a	65,9 b (22,0)	41,2 b (13,8)	192,6 (64,3)
10	22,6 b	10,1 b	35,5 a	12,6 b	23,8 a	6,9 b	3,0 b	12,5 b	151,7	278,7 a	68,1 b (24,4)	43,3 b (15,5)	167,3 (60,0)
12	28,2 a	11,8 a	38,5 a	15,5 a	25,9 a	11,7 a	3,7 a	13,7 b	202,7	351,7 a	78,5 a (22,3)	53,1 a (15,1)	220,1 (62,6)
14	27,8 a	11,9 a	39,4 a	15,6 a	24,0 a	14,4 a	3,7 a	22,1 a	135,6	294,4 a	79,1 a (26,9)	54,0 a (18,3)	161,3 (54,8)
Valores de F	31,16**	15,81**	19,11**	8,48**	4,78**	4,06**	8,70**	6,02**	1,11 <sup>ns</sup>	3,46*	38,43**	18,20**	1,19 <sup>ns</sup>
CV (%)	8,5	10,9	12,0	11,9	11,7	28,8	10,4	22,8	24,7	14,5	7,8	8,2	22,3

ns: No significativo; \*\*: significativo a 1%; \*: significativo al 5% de probabilidad. Medias seguidas por la misma letra minúscula en la columna no difieren entre sí por el test de Scott-Knott al nivel de 5%. (%): Porcentaje del P total que cada fracción representa. Pi-RIA= Fósforo lábil extraído con resina de intercambio aniónico; Pi-NaHCO<sub>3</sub>= Fósforo inorgánico lábil extraído con bicarbonato de sodio; Po-NaHCO<sub>3</sub>= Fósforo orgánico lábil extraído con bicarbonato de sodio; Pi-NaOH0,1 M = Fósforo inorgánico moderadamente lábil extraído con hidróxido de sodio a 0,1 M; Po-NaOH0,1M = Fósforo orgánico moderadamente lábil extraído con hidróxido de sodio a 0,1 M; Pi-HCl = Fósforo inorgánico moderadamente lábil extraído con ácido clorhídrico; Pi-NaOH0,5M = Fósforo inorgánico no lábil extraído con hidróxido de sodio a 0,5Mol; Po-NaOH0,5 M = Fósforo orgánico no lábil extraído con hidróxido de sodio a 0,5M.

### Fósforo lábil

El P lábil (suma de  $P_i$ -RIA y  $P_t$ - $NaHCO_3$ ), que es la fracción de P disponible para las plantas a corto plazo, aumentó de forma lineal con la aplicación de gallinaza. El testigo presentó un valor de  $37,5 \text{ mg kg}^{-1}$  mientras que para la dosis de  $14 \text{ Mg ha}^{-1}$  fue  $79,1 \text{ mg kg}^{-1}$ . Además, se observó un incremento de  $3,2 \text{ mg}$  de P por  $\text{Mg}$  de gallinaza aplicada (Figura 1).



**Figura 1.** Contenido de P lábil en función de las dosis crecientes de gallinaza en un Ultisol franco arenoso de Santa Rosa, Misiones. 2020

**Figure 1.** Labile P content as a function of increasing rates of chicken manure in a sandy loam Ultisol from Santa Rosa, Misiones. 2020

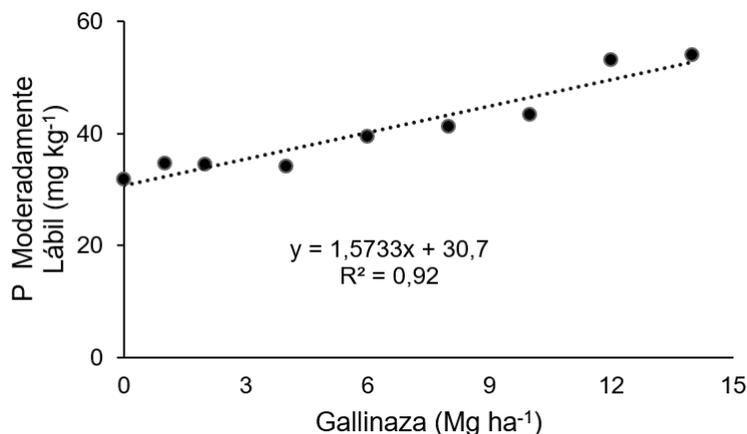
El P lábil es la fracción de mayor importancia agronómica, e inclusive ambiental. Se evidencia que la aplicación de gallinaza promueve una mayor disponibilidad de P para la planta en el corto plazo. Se observa que el P lábil porcentualmente aumenta al aplicar mayores dosis de gallinaza, representando el 15,9% del P total en el testigo y llegando a 26,9% del P total con la mayor dosis de gallinaza ( $14 \text{ Mg ha}^{-1}$ ).

La fertilización química aumenta principalmente el  $P_i$  en la fracción lábil del suelo. En cambio, las enmiendas orgánicas tienden a incrementar el  $P_o$  en esa misma fracción, dado que su disponibilidad depende de la mineralización de los residuos orgánicos (Redel et al., 2011).

### Fósforo moderadamente lábil

Se evidenciaron diferencias significativas en la fracción de P moderadamente lábil. Se observó un aumento de  $1,57 \text{ mg}$  de esta fracción por cada  $\text{Mg}$  de gallinaza (Figura 2). Los resultados obtenidos en el P moderadamente lábil presentaron un patrón similar a lo observado en el P lábil, con mayores incrementos en la fracción orgánica (Tabla 1).

El P moderadamente lábil está constituido por la sumatoria de las extracciones de los métodos de  $P_t$ - $NaOH$   $0,1 \text{ M}$  (en sus formas  $P_i$ - $NaOH$   $0,1 \text{ M}$  y  $P_o$ - $NaOH$   $0,1 \text{ M}$ ) y el  $P_i$ - $HCl$ . Esta fracción actúa como reservorio de P en el suelo, proporcionando P a mediano plazo, proceso que ocurre tras de la desorción de las fases minerales del  $P_i$  y de la mineralización del  $P_o$  (De Oliveira et al., 2015). En promedio, esta fracción representó el 20,8% del P total, y se observó un aumento en su proporción a medida que se aumentaba la dosis de gallinaza (18,3% en el testigo a 27,1% en la dosis de  $14 \text{ Mg ha}^{-1}$  de gallinaza).



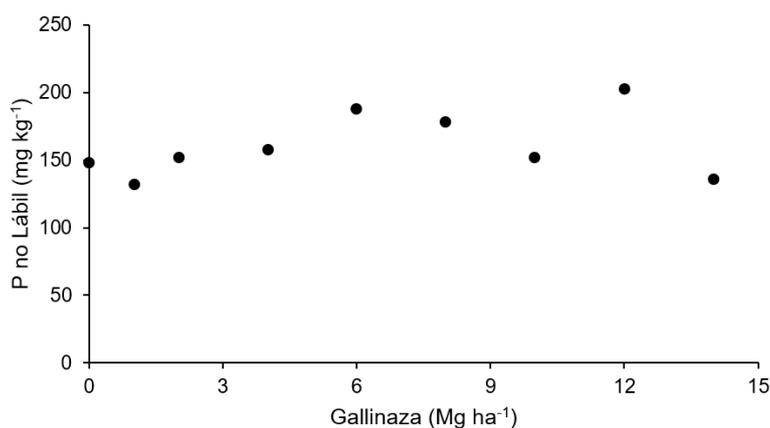
**Figura 2.** Contenido de P moderadamente lábil en función de las dosis crecientes de gallinaza en un Ultisol franco arenoso de Santa Rosa, Misiones. 2020

**Figure 2.** Moderately labile P content as a function of increasing rates of chicken manure in a sandy loam Ultisol from Santa Rosa, Misiones. 2020

Los resultados de este estudio son similares a los de Audette et al. (2016), quienes, al investigar la dinámica del P tras la aplicación de fertilizantes inorgánicos y orgánicos, observaron que la fracción de P que experimentó el mayor incremento con las enmiendas orgánicas fue la moderadamente lábil, destacándose sobre las demás fracciones de P.

#### Fósforo no lábil

La fracción de P no lábil, compuesta por Pt-NaOH 0,5 M y P-residual, no mostró diferencias significativas con la aplicación de gallinaza, con un promedio de 176,5 mg kg<sup>-1</sup> (157,6 a 220,1 mg kg<sup>-1</sup>). Aunque sus valores absolutos no variaron, su proporción disminuyó del 70% del P total en el testigo al 54,8% con 14 Mg ha<sup>-1</sup> de gallinaza, debido al aumento de las fracciones lábil y moderadamente lábil.



**Figura 3.** Contenido de P no lábil en función de las dosis crecientes de gallinaza en un Ultisol franco arenoso de Santa Rosa, Misiones. 2020

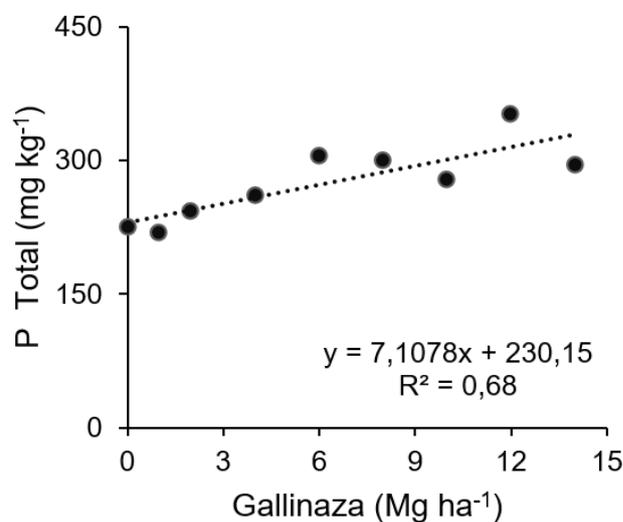
**Figure 3.** Content of non-labile P as a function of increasing rates of chicken manure in a sandy loam Ultisol from Santa Rosa, Misiones. 2020

Esta fracción corresponde a las formas de P menos accesibles para las plantas y constituye la principal reserva de P en el suelo. La desorción gradual de este P contribuye a reponer las fracciones lábil y moderadamente lábil (Rheinheimer et al., 2008). Según Picone y Zamuner (2002) existe una relación inversa entre las fracciones orgánica e inorgánica de P [(Pi + Po)] y el (Pt), a medida que disminuye la relación (Pi + Po) / Pt, aumenta la proporción del P residual, reflejando un desplazamiento del P hacia formas menos disponibles.

Por otro lado, Oliveira et al. (2021) observaron que la fertilización orgánica aumentó principalmente el P no lábil del suelo, mientras que la fertilización fosfatada inorgánica las formas más lábiles. Este efecto depende en gran medida, de la textura del suelo, ya que a mayor contenido de arcilla, mayor es la retención de P en formas no lábiles. Sin embargo, en el suelo franco arenoso de este estudio, no se observó dicho aumento del P no lábil tras la fertilización orgánica, lo que puede atribuirse a su menor capacidad de retención de P debido a su baja proporción de arcilla.

#### Fósforo Total

El P total, resultado de la suma de todas las fracciones extraídas, aumentó significativamente con la aplicación de gallinaza. Este incremento se debe a que la gallinaza, rica en Po, aporta P al suelo, favoreciendo su acumulación a medida que se incorporó, lo que explica el aumento del P total (Figura 4).



**Figura 4.** Valores del P total en función de las dosis crecientes de gallinaza en Ultisol franco arenoso de Santa Rosa, Misiones, Región Oriental. 2020

**Figure 4.** Total P values as a function of increasing rates of chicken manure in a sandy loam Ultisol from Santa Rosa, Misiones, Eastern Region. 2020

Resultados similares fueron presentados en varios estudios. Por ejemplo, en un estudio realizado por Motavalli y Miles (2002), se evaluaron los efectos después de 111 años de aplicación de estiércol de caballo y de lechería en sistemas de cultivo en América del Norte. Observaron aumentos significativos en el P total en comparación con los tratamientos sin fertilizar, lo que sugiere un impacto positivo a largo plazo de la aplicación de estos residuos orgánicos. Además, trabajos como el de Sukitprapanon et al. (2021) han demostrado que la incorporación de residuos orgánicos, independientemente de su calidad, puede provocar la acumulación de P en el suelo, esto se evidencia en el aumento del P total en suelos tropicales arenosos. Aunque algunos investigadores han observado aumentos significativos en la disponibilidad de P debido a la aplicación de enmiendas orgánicas, los resultados de Jantamenchai et al. (2022) y Keller et al. (2012) plantean la necesidad de considerar la variabilidad en la respuesta del suelo a la fertilización orgánica. En el estudio realizado por Jantamenchai et al. (2022) en suelos arenosos tropicales en el que aplicaron residuos orgánicos de diferente calidad encontraron que, independientemente de la calidad del residuo orgánico aplicado, no se produjo un aumento en el Po total. En este contexto, se debe considerar la influencia de la mineralogía de los suelos, ya que en suelos localizados en regiones de clima tropical, la baja cantidad de reservas de nutrientes y su composición mineralógica con predominio de óxidos de hierro y aluminio contri-

buyen a la fijación de P los suelos, reduciendo su disponibilidad para los cultivos y generando la necesidad de aplicaciones de fertilizantes fosfatados para suplir esa demanda (Zhu et al., 2018). Así también, en el trabajo de Keller et al. (2012), llevado a cabo en un experimento de campo a largo plazo en suelo Luvisol háplico, hallaron que, tras un periodo de 30 años en los que se aplicó estiércol animal al suelo, no hubo ningún efecto significativo de la fertilización orgánica en las concentraciones y formas del Po del suelo.

Conforme a los resultados presentados en esta investigación, se deduce que la aplicación de enmiendas orgánicas en el suelo guarda una estrecha relación con el aumento de fracciones orgánicas de P, lo que a su vez influye en la disponibilidad de P a corto y mediano plazo, al reducir la cantidad de P no disponible para las plantas.

### CONCLUSIÓN

La aplicación de gallinaza, a corto plazo, incrementa la disponibilidad de P en las fracciones más lábiles del suelo, sin afectar significativamente la proporción de P no lábil. Esta práctica reduce la dependencia de fertilizantes químicos y su impacto ambiental, sugiriendo que la gallinaza podría integrarse en estrategias de manejo agrícola sostenible como una fuente accesible y económica de P. Se recomienda realizar estudios a campo a largo plazo para evaluar sus efectos residuales en suelos y cultivos.

### REFERENCIAS

- Audette, Y., O'Halloran, I. P. y Paul Voroney, R. (2016). Kinetics of phosphorus forms applied as inorganic and organic amendments to a calcareous soil. *Geoderma*, 262, 119–124. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.021>
- Cross, A. F. y Schlesinger, W. H. (1995). A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, 64(3–4), 197–214. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)00023-4](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00023-4)
- Casas Rodríguez, S. y Guerra Casas, L. D. (2020). La gallinaza, efecto en el medio ambiente y posibilidades de reutilización. *Revista de Producción Animal*, 32(3):87-102.
- DCEA. (2023). *VI Censo Agropecuario Nacional – CAN 2022. Volumen 1*. [https://can2022.mag.gov.py/geoportal/VI\\_CENSO\\_AGROPECUARIO\\_NACIONAL\\_Volumen\\_1.pdf](https://can2022.mag.gov.py/geoportal/VI_CENSO_AGROPECUARIO_NACIONAL_Volumen_1.pdf)
- Dick, W. A. y Tabatabai, M. A. (1977). Determination of Orthophosphate in Aqueous Solutions Containing Labile Organic and Inorganic Phosphorus Compounds. *Journal of Environmental Quality*, 6(1), 82–85. <https://doi.org/10.2134/jeq1977.00472425000600010018x>
- Hedley, M. J., Stewart, J. W. B. y Chauhan, B. S. (1982). Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. *Soil Science Society of America Journal*, 46(5), 970–976. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x>
- International Fertilizer Association - IFA. (2022). <http://www.fertilizer.org>
- Jantamenchai, M., Sukitprapanon, T. S., Tulaphitak, D., Mekboonsonglarp, W. y Vityakon, P. (2022). Organic phosphorus forms in a tropical sandy soil after application of organic residues of different quality. *Geoderma*, 405(May 2021), 115462. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115462>
- Keller, M., Oberson, A., Annaheim, K. E., Tamburini, F., Mäder, P., Mayer, J., Frossard, E. y Bünemann, E. K. (2012). Phosphorus forms and enzymatic hydrolyzability of organic phosphorus in soils after 30 years of organic and conventional farming. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(3), 385–393. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100177>
- López Gosrostitiagi, LG y Lesme, JA. (2024). *Grandes grupos de suelos de la region Oriental del Paraguay*. San Lorenzo, Paraguay: Sociedad Paraguaya de Ciencia del Suelo.
- Motavalli, P. P. y Miles, R. J. (2002). Soil phosphorus fractions after 111 years of animal manure and fertilizer applications. *Biology and Fertility of Soils*, 36(1), 35–42. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0500-6>
- Murphy, J. y Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27(C), 31–36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Oliveira, L. C. A., de Almeida Carneiro, M., Litter, F. A., de Carvalho, M. A. C., Yamashita, O. M. y Caione, G. (2021). Phosphorus fractions as a function of the use of phosphate fertilizers in different soil classes. *Revista em Agronegocio e Meio Ambiente*, 14(4), 1025–1035. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021V14N4E8921>
- De Oliveira, C. M. B., Erich, M. S., Gatiboni, L. C. y Ohno, T. (2015). Phosphorus fractions and organic matter chemistry under different land use on Humic Cambisols in Southern Brazil. *Geoderma Reg.*;5:140-9. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.06.001>
- Picone, L. I. y Zamuner, E. (2002). Fósforo orgánico y fertilidad fosfórica. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 16, 11–15. [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/http://ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/E8E2F139150F1B6D8525799C0058C6C3/\\$FILE/nota3.pdf](chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/http://ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/E8E2F139150F1B6D8525799C0058C6C3/$FILE/nota3.pdf)
- Redel, Y. D., Escudey, M., Alvear, M., Conrad, J. y Borie, F. (2011). Effects of tillage and crop rotation on chemical phosphorus forms and some related biological activities in a Chilean Ultisol. *Soil Use and Management*, 27(2), 221–228. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00334.x>

- Rheinheimer, D. S. D., Gatiboni, L. C. y Kaminski, J. (2008). Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciencia Rural*, 38(2), 576–586. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000200049>
- Rheinheimer, D. dos S., Fornari, M. R., Bastos, M. C., Fernandes, G., Santanna, M. A., Calegari, A., dos Santos Canalli, L. B., Caner, L., Labanowski, J. y Tiecher, T. (2019). Phosphorus distribution after three decades of different soil management and cover crops in subtropical region. *Soil and Tillage Research*, 192(January), 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.018>
- Salinas Godoy, O. N., Enciso Garay, C. R. y Ríos Arévalos, R. (2013). Respuesta del Maíz dulce (*Zea mays* 1l. var. *saccharata*) a la aplicación de dosis crecientes de gallinaza. *Investigación Agraria*, 9(1), 67–72. <https://www.agr.una.py/revista/index.php/ria/article/view/90/86>
- Sukitprapanon, T. S., Jantamenchai, M., Tulaphitak, D., Prakongkep, N., Gilkes, R. J. y Vityakon, P. (2021). Influence of application of organic residues of different biochemical quality on phosphorus fractions in a tropical sandy soil. *Agronomy*, 11(2), 11020248. <https://doi.org/10.3390/agronomy11020248>
- Vázquez, S., Morales, L. A., López, C. F. y Dalurzo, H. C. (2011). Fertilización fosfatada y fracciones de fósforo en alfisoles, ultisoles y oxisoles. *Ciencia Del Suelo*, 29(2), 161–171. <https://www.ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/13>
- Zhu, J., Li, M. y Whelan, M. (2018). Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review. *Science of the Total Environment*, 612, 522-37. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.095>

Nota científica

## VALOR AGRÍCOLA DE COMPOST PRODUCIDOS CON ASERRÍN, CASCARILLA DE ARROZ Y ESTIÉRCOL DE GALLINA

María Corina Leconte<sup>1,\*</sup> , Patricia Silvia Satti<sup>2</sup> , María Cándida Iglesias<sup>1</sup>, María Julia Mazzarino<sup>2</sup> 

<sup>1</sup> Instituto Agrotécnico Pedro Fuentes Godo. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Corrientes, Argentina.

<sup>2</sup> Grupo de Suelos, Universidad Nacional del Comahue-INIBIOMA, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

### RESUMEN

En Corrientes se producen grandes volúmenes de aserrín y cascarilla de arroz, que pueden compostarse con residuos ricos en N, como estiércol de gallina. En este trabajo se estudió el efecto a corto plazo de cinco compost obtenidos a partir de estos residuos sobre la capacidad de retención de agua y la producción de biomasa en un suelo Molisol de textura franca del NO de Corrientes. Los compost se obtuvieron previamente utilizando como material carbonado aserrín, cascarilla de arroz o su combinación (aserrín+cascarilla) mezclado con estiércol de gallina en dos relaciones (2:1 y 1:1, v/v). Se condujeron dos ensayos de invernáculo: uno de 12 meses sin plantas con medición final del contenido de humedad edáfica a las tensiones de 0,03, 0,5 y 1,5 MPa y otro con ryegrass anual (*Lolium multiflorum* L., var. Estanzuela) donde se determinó la biomasa aérea a 5, 7, 10 y 13 semanas y biomasa final de raíces. En ambos ensayos se aplicaron los mismos tratamientos: dos dosis de compost (20 y 40 g kg<sup>-1</sup> suelo), un control y una fertilización inorgánica (FI) equivalente a 40 kg P y 120 kg N ha<sup>-1</sup>. Los compost aumentaron significativamente la retención hídrica a las tres tensiones con la dosis de 40 g kg<sup>-1</sup> y se encontró correlación significativa con el C orgánico agregado (R<sup>2</sup>=0,80; P=0,002 para las tres tensiones). La disponibilidad de N (N inorgánico) controló el valor fertilizante, siendo mayores los rendimientos de biomasa aérea con los compost producidos con aserrín a 40 g kg<sup>-1</sup>, superando incluso a FI. La biomasa de raíces, en cambio, correlacionó con el N total agregado y los compost colaboraron a un mejor desarrollo radicular que FI.

**Palabras clave:** reutilización, residuos orgánicos, retención hídrica, biomasa aérea, biomasa radical

\* Autor de contacto:  
corinaleconte@hotmail.com

Recibido:  
02-10-24

Recibido con revisiones:  
23-03-25

Aceptado:  
24-03-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

## AGRICULTURAL VALUE OF COMPOSTS PRODUCED WITH SAWDUST, RICE HULLS AND POULTRY MANURE

### ABSTRACT

Large volumes of sawdust and rice hulls are produced in the province of Corrientes, which can be composted with N-rich wastes, such as chicken manure. In this work, we studied the short-term effect of five composts obtained from these wastes on soil water retention and biomass production in a loamy Mollisol from NW Corrientes, Argentina. Composts were obtained from three carbon-rich materials (only sawdust, only

rice hulls, and sawdust+rice hulls), mixed with chicken manure in two volume ratios (2:1 and 1:1, v/v). Two greenhouse trials were conducted: one of 12 months, without plants, with final measurement of water-holding capacity at 0.03, 0.5 and 1.5 MPa, and a second one with annual ryegrass (*Lolium multiflorum* L., var. Estanzuela) where aboveground biomass (at 5, 7, 10 and 13 weeks) and final root biomass were measured. The same treatments were applied in both trials: two doses of composts (20 and 40 g kg<sup>-1</sup> soil), a control treatment and an inorganic fertilization (IF) treatment equivalent to 40 kg P and 120 kg N ha<sup>-1</sup>. Water-holding capacity at three tensions increased significantly with the 40 g kg<sup>-1</sup> dose of compost, and a significant correlation was found with added organic C ( $R^2=0,80$ ;  $P=0,002$  for the three tensions). Nitrogen availability (inorganic N) controlled the fertilizer value. The highest aboveground biomass yields were observed with sawdust composts at 40 g kg<sup>-1</sup>, even surpassing IF. On the other hand, root biomass correlated with total N added and composts promoted better root development than IF.

**Keywords:** reuse, organic residues, water retention, aboveground biomass, root biomass.

## INTRODUCCIÓN

El valor agrícola de los compost radica en su valor como enmienda y como fertilizante. El concepto de enmienda se relaciona con el mejoramiento del suelo a través del aporte de C orgánico, que aumenta el contenido de materia orgánica del suelo (MOS) mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas relacionadas. En este contexto, muchos trabajos destacan que una de las principales ventajas del agregado de compost al suelo, es el mejoramiento de la estructura y la capacidad de retención de agua (Giusquiani et al., 1995; Cooperband, 2000; Diacono y Montemurro, 2010; Rivier et al., 2022; Rynk et al., 2022). Sin embargo, también se han observado resultados contradictorios o poco concluyentes atribuidos a diferencias en la textura del suelo, la calidad del material orgánico aportado y las dosis y/o formas de aplicación (Stamatidis et al., 1999; Larney y Angers, 2012; Kowaljew et al., 2017; Kranz et al., 2020). En general, se observa que para mejorar las propiedades físicas del suelo se han utilizado dosis superiores a 30 t ha<sup>-1</sup>, llegando incluso a valores de 200-500 t ha<sup>-1</sup>, que pueden aumentar la salinidad y la concentración de nitratos y metales pesados (Martínez et al., 2003; Curtis y Claassen, 2009; Hernández et al., 2015; ECN, 2017).

Por otro lado, el valor fertilizante de los compost se refiere a la capacidad de liberar nutrientes esenciales para el crecimiento vegetal, especialmente N y P. Si bien puede estimarse a través de la liberación de nutrientes disponibles en incubaciones controladas, se recomienda especialmente determinar el efecto en la producción de biomasa de plantas indicadoras, tanto en ensayos de invernáculo como de campo (Kapanen y Itävaara, 2001, Barral y Paradelo, 2011), ya que la presencia de plantas puede aumentar la liberación de C lábil y enzimas hidrolíticas que facilitan el ataque microbiano y la mineralización de N y P (Mazzarino et al., 1997; Kuzyakov y Jones, 2006). La evaluación del valor fertilizante contribuye a establecer las dosis más adecuadas para el crecimiento vegetal y a evitar excesos de nutrientes que puedan poner en riesgo el medio ambiente.

En la provincia de Corrientes se originan residuos orgánicos a partir de actividades agropecuarias o agroindustriales con los que se pueden producir compost de alto valor agrícola por su contenido de materia orgánica y nutrientes como, por ejemplo, los obtenidos a partir de estiércol de gallina, cascarilla de arroz y aserrín por Leconte et al. (2009, 2011). En este caso, la diferente proporción de materiales en el cocompostaje (1:1 o 2:1 material carbonado:estiércol) y el tipo de material carbonado (aserrín y/o cascarilla de arroz) produjeron notorias diferencias de calidad en cuanto al contenido de C orgánico y nutrientes Leconte et al., 2009).

Dado que se ha reportado frecuentemente que el material original de los compost afecta su calidad como enmienda y fertilizante, el objetivo de este trabajo fue comparar el efecto de cinco tipos de compost, elaborados a partir de mezclas en distintas proporciones de estiércol de gallina, cascarilla de arroz y/o aserrín, sobre la capacidad de retención de agua del suelo y la producción de biomasa de ryegrass (*Lolium multiflorum* L., var. Estanzuela) en invernadero, utilizando dos dosis de aplicación en un suelo del NO de Corrientes. La hipótesis del trabajo fue que todos los compost aumentan la capacidad de retención de agua y el rendimiento de ryegrass, pero el efecto depende del tipo y dosis de compost.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se emplearon cinco compost, cuya elaboración se describe con detalle en Leconte et al. (2009), obtenidos a partir de la mezcla de estiércol de gallina con cascarilla de arroz y/o aserrín (v/v) en las siguientes proporciones:

- AE1: una parte de aserrín y una parte de estiércol de gallina,
- AE2: dos partes de aserrín y una de estiércol de gallina,
- CE1: una parte de cascarilla de arroz y una parte de estiércol de gallina,
- CE2: dos partes de cascarilla de arroz y una de estiércol de gallina,
- ACE: partes iguales de los tres residuos: una de aserrín, una de cascarilla de arroz y una de estiércol de gallina.

El estiércol de gallina (mezcla de excretas, comida y plumas) se obtuvo de la avícola Santa Ana (Ruta Provincial N° 43, Corrientes), donde fue previamente secado al aire. La cascarilla de arroz y el aserrín se obtuvieron de pilas abiertas acumuladas en Molinos Moncada (Ruta Nacional N° 12) y un aserradero de pino y eucalipto de la Ruta Nacional N° 5, respectivamente. En la Tabla 1 se presentan las características fisicoquímicas de los compost utilizados; la metodología de análisis se describe en detalle en Leconte et al. (2009).

**Tabla 1.** Características de los compost utilizados en los ensayos. Los valores son promedios de tres muestras  $\pm$  desvío estándar (Leconte et al., 2009).

**Table 1.** Characteristics of composts employed in the assays. Values are average of three samples  $\pm$  standard deviation (Leconte et al., 2009).

	AE1		AE2		CE1		CE2		ACE	
pH	6,2	$\pm$ 0,1	5,8	$\pm$ 0,1	7,2	$\pm$ 0,1	7,1	$\pm$ 0,1	6,3	$\pm$ 0,1
CE (dS m <sup>-1</sup> )	2,8	$\pm$ 0,3	3,1	$\pm$ 0,3	2,9	$\pm$ 0,1	2,5	$\pm$ 0,1	3,3	$\pm$ 0,3
COT (%)	21,7	$\pm$ 1,6	26,7	$\pm$ 0,5	19,9	$\pm$ 2,1	25,8	$\pm$ 1,1	24,3	$\pm$ 3,4
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	81	$\pm$ 5	157	$\pm$ 41	50	$\pm$ 3	25	$\pm$ 9	84	$\pm$ 13
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	2570	$\pm$ 370	3030	$\pm$ 480	1390	$\pm$ 180	900	$\pm$ 150	2510	$\pm$ 300
NT (%)	2,7	$\pm$ 1,3	2,9	$\pm$ 0,4	2,4	$\pm$ 0,1	2,2	$\pm$ 0,1	2,8	$\pm$ 0,1
COT/NT	8,0	$\pm$ 1,3	8,4	$\pm$ 1,3	8,5	$\pm$ 0,9	12,0	$\pm$ 0,2	8,8	$\pm$ 0,8
P extractable (g kg <sup>-1</sup> )	7,5	$\pm$ 0,1	6,1	$\pm$ 0,7	7,7	$\pm$ 0,6	6,0	$\pm$ 0,4	6,7	$\pm$ 0,4
P total (g kg <sup>-1</sup> )	12,2	$\pm$ 0,3	9,9	$\pm$ 1,1	12,6	$\pm$ 1,6	9,8	$\pm$ 0,2	10,1	$\pm$ 0,8
Ca total (g kg <sup>-1</sup> )	24,1	$\pm$ 0,1	21,0	$\pm$ 4,9	20,9	$\pm$ 1,6	17,5	$\pm$ 1,6	19,0	$\pm$ 2,3
Mg total (g kg <sup>-1</sup> )	5,6	$\pm$ 0,1	3,8	$\pm$ 1,2	5,7	$\pm$ 0,1	4,9	$\pm$ 0,3	4,9	$\pm$ 0,5
K total (g kg <sup>-1</sup> )	6,1	$\pm$ 0,3	5,7	$\pm$ 1,6	7,7	$\pm$ 0,2	8,4	$\pm$ 2,8	6,6	$\pm$ 0,6

CE: conductividad eléctrica; COT: C orgánico total; NT: N total. AE1: aserrín + estiércol (1:1); AE2: aserrín + estiércol (2:1); CE1: cascarilla + estiércol (1:1); CE2: cascarilla + estiércol (2:1); ACE: aserrín + cascarilla + estiércol (1:1:1)

CE: electrical conductivity; COT: total organic carbon; NT: total N. AE1: sawdust + poultry manure (1:1); AE2: sawdust + poultry manure (2:1); CE1: rice hulls + poultry manure (1:1); CE2: rice hulls + poultry manure (2:1); ACE: rice hulls + sawdust + poultry manure (1:1:1)

El suelo utilizado fue un Molisol de textura franca (Paleudol típico, Serie Rincón de Ambrosio) con historia de uso agrícola y frutihortícola, susceptible a la erosión hídrica. Se extrajo superficialmente (0-15 cm) de las cercanías de la ciudad de Corrientes y presentó las siguientes características: 6,1 de pH, 1,36 % de C orgánico, 0,12 % de N total, 5,56 cmol kg<sup>-1</sup> de Ca, 1,12 cmol kg<sup>-1</sup> de Mg y 5,5 mg kg<sup>-1</sup> de P-Olsen.

Para evaluar la capacidad de retención de agua del suelo enmendado con los diferentes compost, se realizó un ensayo en invernáculo durante 12 meses, en contenedores perforados, con 500 g de suelo tamizado por malla de 2 mm, sin plantas. Los compost se tamizaron por malla de 5 mm y se mezclaron con los suelos a razón de 20 y 40 g kg<sup>-1</sup> (base seca); estas dosis han sido utilizadas previamente por nuestro grupo de trabajo con compost de lodos y compost de residuos orgánicos urbanos (Laos et al., 2000; Kowaljoy y Mazarino, 2007; Tognetti et al., 2008) y han sido reportadas como dosis habituales en la producción de cultivos (ECN, 2017; Glab et al., 2020). También se incluyó un tratamiento de fertilización inorgánica (FI), aplicada en equivalente a 40 kg de P y 120 kg de N por hectárea, como fosfato diamónico y urea de calidad analítica,

y un control sin compost ni fertilización inorgánica. Durante todo el ensayo, la humedad del suelo se mantuvo a capacidad de campo (12%) y se controló por gravimetría. Pasado el año, se determinó la humedad edáfica a las siguientes tensiones utilizando membranas de presión: 0,03 MPa (capacidad de campo), 0,5 MPa y 1,5 MPa (punto de marchitez permanente); se calculó el agua útil como diferencia entre el contenido de humedad a capacidad de campo (0,03 MPa) y el punto de marchitez permanente (1,5 MPa). El número total de tratamientos fue 12 (control, FI y dos dosis de cinco compost), cada uno con tres repeticiones (36 contenedores) y se utilizó un diseño completamente aleatorizado. Al momento del armado, se introdujo en cada recipiente un cilindro de 8 cm de diámetro y 10 cm de altura, para que al desarmarlos al final del ensayo se lograra retirar las muestras sin disturbarlas (Figura 1).



**Figura 1.** Ensayo en contenedores para estimar el efecto de los tratamientos en la retención de agua del suelo.

**Figure 1.** Pot assay to estimate the treatment effect on soil water retention capacity.

Para estimar el valor fertilizante de los diferentes compost se determinó la biomasa producida en un ensayo en invernáculo utilizando los mismos tratamientos que en el ensayo de retención de agua. Como planta indicadora se empleó ryegrass anual a razón de 0,5 g de semillas por contenedor. Se utilizaron contenedores de 1 kg, sin drenaje para evitar pérdida de nutrientes, ajustados a capacidad de campo; el contenido de agua se controló por gravimetría. El ensayo se realizó según un diseño completamente aleatorizado con 4 repeticiones (48 contenedores). La biomasa aérea (BA) producida se evaluó mediante 4 cortes sucesivos (5, 7, 10 y 13 semanas) a 4 cm de altura y al finalizar el ensayo se determinó la biomasa radical (BR) cortando a ras del suelo y removiendo las raíces que se lavaron cuidadosamente; ambas biomásas se secaron a 60°C y se determinó el peso seco (Laos et al., 2000). Se calcularon los rendimientos acumulados de BA (como suma del peso seco de los diferentes cortes) y la relación BA/BR.

Los datos fueron analizados por separado para cada dosis aplicando ANOVA y los efectos principales separados por el test de mínimas diferencias significativas (LSD). La hipótesis nula se rechazó para un nivel de significancia del 5%. Para analizar el efecto de la aplicación de los compost en la retención de agua (efecto enmienda), se realizaron correlaciones entre la cantidad de C orgánico agregado con las dos dosis y el contenido de humedad a las tres tensiones medidas. Para analizar el efecto fertilizante de los compost, se realizaron correlaciones entre la producción de BA y BR a ambas dosis y la cantidad de N (total e inorgánico) y P (total y extractable) agregada a los contenedores; el control se consideró con valor 0 (Tabla 2). En este último caso, también se realizó un análisis de regresión lineal múltiple para determinar los parámetros del compost que explicaban la mayor proporción de la varianza de los rendimientos (se utilizaron inicialmente todas las variables de alto grado de correlación y se eliminaron progresivamente aquellas con mayor valor de autocorrelación). En todos los casos, se utilizó el programa Statgraphics Plus para Windows (1994–2001).

**Tabla 2.** Cantidades de N total, N inorgánico (amonio+nitratos), P total, P extractable y C orgánico agregadas por contenedor con los compost a dosis de 20 g kg<sup>-1</sup> y 40 g kg<sup>-1</sup> o la fertilización inorgánica.

**Table 2.** Total N, inorganic N (ammonium+nitrates), total P, extractable P and organic C added per pot with compost at 20 g kg<sup>-1</sup> and 40 g kg<sup>-1</sup> rates or inorganic fertilization.

	Cantidades agregadas (g contenedor <sup>-1</sup> )				
	N total	N inorgánico	P total	P extractable	C orgánico
20 g kg <sup>-1</sup>					
AE1	0,54	0,05	0,24	0,15	4,3
AE2	0,58	0,06	0,20	0,12	5,3
CE1	0,47	0,03	0,25	0,15	4,0
CE2	0,43	0,02	0,20	0,12	5,2
ACE	0,55	0,05	0,20	0,13	4,9
40 g kg <sup>-1</sup>					
AE1	1,09	0,10	0,48	0,30	8,7
AE2	1,15	0,13	0,39	0,24	10,7
CE1	0,94	0,06	0,50	0,31	8,0
CE2	0,86	0,04	0,39	0,24	10,3
ACE	1,10	0,10	0,40	0,27	9,8
FI	0,11	0,11	0,04	0,04	0

FI: fertilización inorgánica; AE1: aserrín + estiércol (1:1); AE2: aserrín + estiércol (2:1); CE1: cascarilla + estiércol (1:1); CE2: cascarilla + estiércol (2:1); ACE: aserrín + cascarilla + estiércol (1:1:1).

FI: inorganic fertilization; AE1 sawdust + poultry manure (1:1); AE2: sawdust + poultry manure (2:1); CE1: rice hulls + poultry manure (1:1); CE2 rice hulls + poultry manure (2:1); ACE rice hulls + sawdust + poultry manure (1:1:1)

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Retención hídrica

El agregado de compost a 40 g kg<sup>-1</sup> resultó en valores de retención hídrica superiores a los observados en el control y en la fertilización inorgánica (FI), siendo significativamente más altos en las tres tensiones, a excepción de CE1. A la dosis de 20 g kg<sup>-1</sup> la tendencia fue similar, pero las diferencias fueron significativas solo para la tensión de 0,5 MPa (Tabla 3). Estos valores correlacionaron significativamente con el C orgánico agregado ( $R^2 = 0,80$ ;  $P = 0,002$  para las tres tensiones), lo que sugiere que para obtener una respuesta significativa al "efecto enmienda" de los compost es necesario agregar cantidades altas de C. Sin embargo, no se encontró una tendencia clara cuando se calculó el agua útil, que varió entre 2,8-3,6 en los compost versus 2,6-2,8 en FI y el control. Otros trabajos sobre el efecto de las enmiendas orgánicas en suelos de uso agrícola intensivo o degradados destacan que el efecto en el agua útil puede ser contradictorio: en algunos suelos aumenta mayormente el agua adsorbida por la materia orgánica a 1,5 MPa y en otros, aumentan proporcionalmente la retención de agua a capacidad de campo y a marchitez permanente, de manera que no modifica el agua útil (Arthur et al., 2011; Larney y Angers, 2012; Kranz et al., 2020; Rivier et al., 2022).

**Tabla 3.** Capacidad de retención de agua del suelo después de un año de incubación con compost a dosis de 20 g kg<sup>-1</sup> y 40 g kg<sup>-1</sup> (n= 3). Para cada dosis, letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (P< 0,05).

**Table 3.** Water retention capacity after one year of soil and compost incubations at 20 g kg<sup>-1</sup> and 40 g kg<sup>-1</sup> rates (n= 3). For each dose, different letters indicate significant differences between treatments (P< 0.05).

	0,03 MPa		0,5 MPa		1,5 MPa		Agua útil
	----- humedad (%) -----						
<b>20 g kg<sup>-1</sup></b>							
AE1	15,5	ns	13,9	a	12,7	ns	2,8
AE2	14,9	ns	13,1	ab	11,7	ns	3,2
CE1	15,5	ns	13,4	ab	12,0	ns	3,5
CE2	16,2	ns	14,3	a	12,7	ns	3,6
ACE	16,0	ns	14,3	a	13,0	ns	3,0
FI	13,9	ns	12,4	b	11,3	ns	2,8
Control	13,7	ns	12,2	b	10,9	ns	2,6
<b>40 g kg<sup>-1</sup></b>							
AE1	16,7	a	14,8	a	13,5	a	3,2
AE2	16,1	a	14,6	ab	13,1	ab	2,8
CE1	15,1	ab	13,1	bc	11,9	bc	3,1
CE2	16,3	a	14,3	ab	13,0	ab	3,3
ACE	17,1	a	15,1	a	13,5	a	3,6
FI	13,9	b	12,4	c	11,3	c	2,8
Control	13,7	b	12,2	c	10,9	c	2,6

ns: no significativo. FI: fertilización inorgánica; AE1: aserrín + estiércol (1:1); AE2: aserrín + estiércol (2:1); CE1: cascarilla + estiércol (1:1); CE2: cascarilla + estiércol (2:1); ACE: aserrín + cascarilla + estiércol (1:1:1).

ns: non significant. FI: inorganic fertilization; AE1 sawdust + poultry manure (1:1); AE2: sawdust + poultry manure (2:1); CE1: rice hulls + poultry manure (1:1); CE2 rice hulls + poultry manure (2:1); ACE rice hulls + sawdust + poultry manure (1:1:1)

### Rendimiento de ryegrass

Para ambas dosis, la biomasa aérea de ryegrass fue significativamente mayor con los compost y la FI que en el control. En los compost elaborados con aserrín, solo o en mezcla (AE1, AE2 y ACE), la biomasa aérea producida fue significativamente mayor en comparación con aquellos compost con cascarilla de arroz únicamente (CE1 y CE2. A la dosis de 40 g kg<sup>-1</sup>, esta diferencia fue aún más marcada, superando incluso a la fertilización inorgánica (Tabla 4). Si se observa la biomasa acumulada en el tiempo, el efecto de la mayor dosis de compost con aserrín, respecto a FI, se hizo especialmente evidente a partir del 3er corte, mostrando un incremento casi lineal (Figura 2).

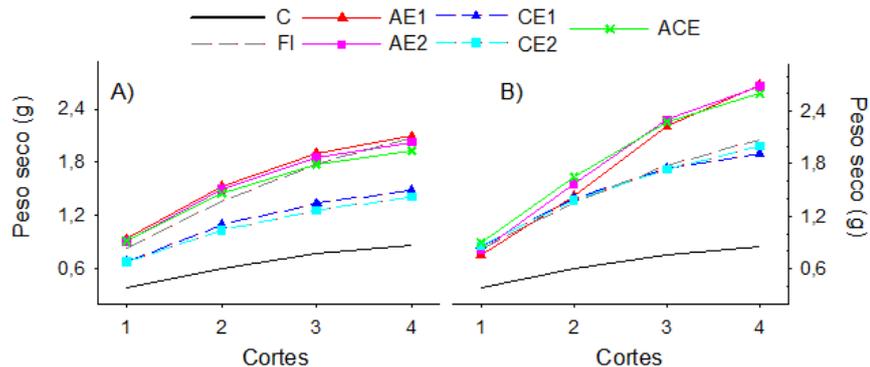
**Tabla 4.** Biomasa aérea (BA) y radical (BR) en g de materia seca por contenedor y relación BA/BR con agregado de fertilización inorgánica o compost a dosis de 20 g kg<sup>-1</sup> y 40 g kg<sup>-1</sup> (n= 4). Para cada dosis, letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (P< 0,05).

**Table 4.** Aboveground (BA) and radical (BR) biomass as grams of dry matter per pot and BA/BR ratio under inorganic fertilization or compost treatments at 20 g kg<sup>-1</sup> and 40 g kg<sup>-1</sup> (n= 4). For each dose, different letters indicate significant differences between treatments (P< 0.05).

	BA (g)		BR (g)		BA/BR	
20 g kg <sup>-1</sup>						
AE1	2,10	a	2,11	bc	1,00	b
AE2	2,03	ab	2,51	a	0,82	c
CE1	1,49	c	2,10	bc	0,71	cd
CE2	1,45	c	2,20	ab	0,65	d
ACE	1,93	b	2,25	ab	0,87	bc
FI	2,08	ab	1,74	d	1,21	a
Control	0,86	d	1,78	d	0,49	e
40 g kg <sup>-1</sup>						
AE1	2,70	a	2,10	cd	1,29	a
AE2	2,69	a	2,51	abc	1,08	ab
CE1	1,92	c	2,44	bc	0,80	cd
CE2	2,00	bc	3,13	a	0,64	de
ACE	2,60	a	2,85	ab	0,96	bc
FI	2,08	b	1,74	d	1,21	a
Control	0,86	d	1,78	d	0,49	e

FI: fertilización inorgánica; AE1: aserrín + estiércol (1:1); AE2: aserrín + estiércol (2:1); CE1: cascarilla + estiércol (1:1); CE2: cascarilla + estiércol (2:1); ACE: aserrín + cascarilla + estiércol (1:1:1).

FI: inorganic fertilization; AE1 sawdust + poultry manure (1:1); AE2: sawdust + poultry manure (2:1); CE1: rice hulls + poultry manure (1:1); CE2 rice hulls + poultry manure (2:1); ACE rice hulls + sawdust + poultry manure (1:1:1)



**Figura 2.** Biomasa de ryegrass como peso seco acumulado (g por contenedor) con el agregado de fertilización inorgánica o compost a dosis de 20 g kg<sup>-1</sup> (A) y 40 g kg<sup>-1</sup> (B).

C: control; FI: fertilización inorgánica; AE1: aserrín + estiércol (1:1); AE2: aserrín + estiércol (2:1); CE1: cascarilla + estiércol (1:1); CE2: cascarilla + estiércol (2:1); ACE: aserrín + cascarilla + estiércol (1:1:1).

**Figure 2.** Ryegrass biomass yields as accumulated dry matter (g per pot) with the addition of inorganic fertilization or composts at 20 g kg<sup>-1</sup> (A) and 40 g kg<sup>-1</sup> (B).

C: control; FI: inorganic fertilization; AE1 sawdust + poultry manure (1:1); AE2: sawdust + poultry manure (2:1); CE1: rice hulls + poultry manure (1:1); CE2 rice hulls + poultry manure (2:1); ACE rice hulls + sawdust + poultry manure (1:1:1)

En el caso de la biomasa radical, no se encontraron diferencias significativas entre FI y el control; a su vez, estos valores fueron significativamente menores que en los tratamientos con compost, excepto con AE1 a 40 g kg<sup>-1</sup> (Tabla 4). Esto determinó una diferencia de partición de biomasa entre los dos compartimentos, con el valor más bajo de la relación BA/BR en el control (0,49) y el más alto en FI (1,21); los compost mostraron valores intermedios (0,64-1,08), excepto con AE1 a la mayor dosis, donde la relación fue similar a FI (1,29). Esta es una ventaja comparativa importante de la aplicación de compost, porque el mayor desarrollo de raíces le daría a la planta mayor capacidad de superar el estrés hídrico.

Para explicar las diferencias entre tratamientos se realizaron correlaciones entre biomasa aérea y radical versus la cantidad de N total (Nt), N inorgánico (Ni: amonio+nitratos), P total (Pt) y P extractable (Pe) agregada con los compost (Tabla 5). Los resultados indicaron correlación significativa entre la biomasa aérea y Nt, Ni y Pe, mientras que la biomasa radical correlacionó con Nt, Pt y Pe.

**Tabla 5.** Correlaciones entre la cantidad de N total, N inorgánico, P total y P extractable (Pe) agregada con los compost o la fertilización inorgánica y la producción de biomasa aérea y radical.

**Table 5.** Correlations among total N, inorganic N, total P and extractable P added through composts or inorganic fertilization and the production of aboveground and root biomass.

	N total	N inorgánico	P total	P extractable
Biomasa aérea	0,80	0,89	0,66	0,69
P	0,002	< 0,001	0,021	0,013
Biomasa raíz	0,70	----	0,64	0,65
P	0,011	ns	0,023	0,024

ns: no significativo (P<0,05); N inorgánico: amonio+nitratos; P extractable: P-Olsen.  
ns: non-significant (P<0.05); inorganic N: ammonium+nitrates; extractable P: Olsen P.

Con las variables que correlacionaron significativamente se condujeron regresiones múltiples. La biomasa aérea (BA) estuvo explicada en un 90% por Ni y Pe; si se elimina este último, solo Ni explicó 80% de la varianza, indicando que el "efecto fertilizante" de los compost está controlado por el aporte de N disponible. BA = 1,02 + 10,04\* Ni + 1,96\* P extractable (R<sup>2</sup>= 0,90; P< 0,001)

A diferencia de BA, la biomasa de raíces (BR) no estuvo asociada con los nutrientes disponibles sino con el Nt, que explicó 64% de la varianza.

$$BR = 1,24 + 1,14 * Nt \quad (R^2 = 0,64; P = 0,002)$$

Estos resultados explican los mejores rendimientos obtenidos con los compost con aserrín que son los que mostraron las mayores concentraciones tanto de N disponible como de N total (Tabla 1), y constituyen una respuesta típica de suelos deficientes en N (Laos et al., 2000; Tognetti et al., 2011).

### CONCLUSIONES

La aplicación de compost a la mayor dosis (40 g kg<sup>-1</sup>) aumentó la retención de agua del suelo en las tres tensiones evaluadas (0,03, 0,5 y 1,5 MPa), efecto asociado principalmente al aporte de C. Sin embargo, el agua útil no mostró una tendencia clara. Respecto al valor fertilizante, se encontró un efecto diferencial del tipo de compost dependiendo de su riqueza en N: los mayores rendimientos de biomasa aérea de ryegrass se obtuvieron con los compost producidos con aserrín a la mayor dosis y estuvieron directamente relacionados con la cantidad de N inorgánico aportada por los compost o el fertilizante de síntesis química. La biomasa de raíces correlacionó con el N total, no varió con el agregado de fertilizante y fue mayor con los compost, indicando que estos mejoran la capacidad de las plantas para superar el estrés hídrico.

Los resultados de este trabajo sugieren que el uso de compost en las actividades productivas de la región permitiría un mejor manejo de los recursos, al reutilizar residuos que aportan materia orgánica y nutrientes, colaborando a disminuir el uso de fertilizantes.

### AGRADECIMIENTOS

Al Ing. Venialgo (+), por su desinteresada ayuda en la medición de retención hídrica. Por haber sido un gran vecino en el trabajo. Lo extrañamos.

A mis compañeros de la cátedra de Microbiología Agrícola, por su ayuda y por todo lo compartido.

### REFERENCIAS

- Arthur, E., Cornelis, W.M., Verming, J. y De Rocker, E. (2011). Amending a loamy sand with three compost types: impact on soil quality. *Soil use and management*, 27, 116-123. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00319.x>
- Barral, M. T. y Paradelo, R. (2011). A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, 5, 36-44. Global Science Books. [http://www.globalsciencebooks.info/Online/GSBOnline/images/2011/DSDP\\_5\(SI2\)/DSDP\\_5\(SI2\)36-44o.pdf](http://www.globalsciencebooks.info/Online/GSBOnline/images/2011/DSDP_5(SI2)/DSDP_5(SI2)36-44o.pdf)
- Cooperband, L. R. (2000). Sustainable use of by-products in land management. Chapter 6. En J. F. Power, W. A. Dick, R. M. Kashmanian, J. T. Sims, R. J. Wright, M. D. Dawson y D., Bezdicsek. *Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products*. (pp. 215-235). Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Inc., Madison, WI. Book Series No.6. <https://doi.org/10.2136/sssabookser6.c6>
- Curtis, M. J. y Claassen, V. P. (2009). Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restoration Ecology*, 17, 24-32. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00329.x>
- Diacono, M. y Montemurro, F. (2010). Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 401-422. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009040>
- ECN (2017). Sustainable compost application in agriculture. ECN -INFO Paper 09/2017. [https://www.compostnetwork.info/wordpress/wp-content/uploads/ECN\\_Info-Paper\\_09\\_2017\\_Longterm\\_use\\_of\\_Compost\\_in\\_Agriculture.pdf](https://www.compostnetwork.info/wordpress/wp-content/uploads/ECN_Info-Paper_09_2017_Longterm_use_of_Compost_in_Agriculture.pdf)
- Głąb, T., Żabiński, A., Sadowska, U., Gondek, K., Kopeć, M., Mierzwa-Hersztek, M., Sylwester, T. y Stanek-Tarkowska J. (2020). Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. *Soil and Tillage Research*, 197, 104493. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104493>
- Giusquiani, P., Pagliari, M., Gigliotti, G., Businelli, D. y Benetti, A. (1995). Urban waste compost: Effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality*, 24, 175-182. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400010024x>
- Hernández, T., García, E. y García, C. (2015). Ecotoxicity tests for compost applications. *Soil Biology and Biochemistry*, 89, 61-71. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.023>
- Kapanen, A. y Itävaara, M. (2001). Ecotoxicity tests for compost applications. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 49 (1), 1-16. <https://doi.org/10.1006/eesa.2000.1927>
- Kowaljaw, E. y Mazzarino, M. J. (2007). Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 1580-1588. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.01.008>
- Kowaljaw, E., Gonzalez Polo, M. y Mazzarino, M. J. (2017). Understanding compost effects on water availability in a degraded sandy soil

- of Patagonia. *Environmental Earth Sciences*, 76 (1), 255. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-017-6573-1>
- Kranz, C. N., McLaughlin, R. A., Johnson, A., Miller, G. y Heitman, J. L. (2020). The effects of compost incorporation on soil physical properties in urban soils - A concise review. *Journal of Environmental Management*, 261, 110209. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110209>
- Kuzyakov, Y. y Jones, D. L. (2006). Glucose uptake by maize roots and its transformation in the rhizosphere. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 851-860. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.07.012>
- Laos, F., Satti, P., Walter, I., Mazzarino, M. J. y Moyano, S. (2000). Nutrient availability of composted and non-composted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. *Biology and Fertility of Soils*, 31, 462-469. <https://doi.org/10.1007/s003740000192>
- Larney, F. J. y Angers, D. A. (2012). The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 (1), 19-38. <https://doi.org/10.4141/cjss2010-064>
- Leconte, M. C., Mazzarino, M. J., Satti, P., Iglesias, M. C. y Laos, F. (2009). Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. *Waste Management*, 29, 2446-2453. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.04.006>
- Leconte, M. C., Mazzarino, M. J., Satti, P. y Crego, M. P. (2011). Nitrogen and phosphorus release from poultry manure composts: the role of carbonaceous bulking agents and compost particle sizes. *Biology and Fertility of Soils*, 47, 897-906. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0591-z>
- Martínez, F., Casermeiro, M. A., Morales, D., Cuevas, G. y Walter, I. (2003). Effects on runoff quantity and quality of urban organic wastes applied in a degraded semiarid ecosystem. *Science of the Total Environment* 305:12-21. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00472-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00472-2)
- Mazzarino, M. J., Walter, I., Costa, G., Laos, F., Roselli, L. y Satti, P. (1997). Plant response to fish farming wastes and inorganic fertilization in volcanic soils. *Journal of Environmental Quality*, 26, 522-528. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00150-X](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00150-X)
- Rivier, P.-A., Jamniczky, D., Nemes, A., Makó, A., Barna, G., Uzinger, N., Rékási, M. y Farkas, C. (2022). Short-term effects of compost amendments to soil on soil structure, hydraulic properties, and water regime. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 70 (1), 74-88. <https://doi.org/10.2478/johh-2022-0004>
- Rynk, R., Black, G., Biala, J., Bonhot, J., Cooperband, L., Gilbert, J. y Schwarz, M. (Eds.). (2022). *The Composting Handbook. A how-to and why manual for farm, municipal, institutional and commercial composters (1st ed.)*. Cambridge (MA): Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2019-0-05417-9>
- Stamatiadis, S., Doran, J. W. y Kettler, T. (1999). Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. *Applied Soil Ecology*, 12, 263-272. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(99\)00007-4](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00007-4)
- Tognetti, C., Mazzarino, M. J. y Laos, F. (2008). Compost of municipal organic waste: Effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2290-2296. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.05.006>
- Tognetti, C., Mazzarino, M. J. y Laos, F. (2011). Comprehensive quality assessment of municipal organic waste composts produced by different preparation methods. *Waste Management*, 31, 1146-1152. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.12.022>

Miscelánea

## CUATRO DÉCADAS (1940-1980) DE PRESENCIA DE MUJERES EN LA CIENCIA DEL SUELO DE LA ARGENTINA

Raúl Silvio Lavado<sup>1,2,\*</sup> 

<sup>1</sup> Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (UBA), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

<sup>2</sup> Instituto de Investigaciones en Ciencias Agrícolas y Ambientales (INBA - CONICET/UBA), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

### RESUMEN

La presencia femenina en la ciencia del suelo comenzó hace muchos años. En el presente artículo se describen sus actividades en las cuatro décadas, que se inician en 1940 y finalizan en 1980. En este estudio se revisa y describe la presencia de mujeres en la ciencia del suelo por década e institución (INTA, Universidades, otras instituciones). Hasta la década de 1960 la participación femenina en nuestra ciencia fue puntual. A partir de ese momento tuvo lugar una creciente participación de distintas mujeres, pasando de registrar 2, 14, 34 y 74, en las décadas de 1940, 1950, 1969 y 1970 respectivamente. Además del número, aumentó la distribución geográfica y las temáticas, así como ocupación de cargos directivos en la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACS) y los distintos organismos y empresas del sector.

**Palabras clave:** historia; participación femenina; aporte femenino; evolución

## FOUR DECADES (1940-1980) OF WOMEN'S PRESENCE IN SOIL SCIENCE IN ARGENTINA

### ABSTRACT

The presence of women in soil science began many years ago. This article describes activities of women over the four decades from 1940 to 1980. This study reviews and describes the presence of women in soil science by decade and institution (INTA, Universities, other). Until the 1960s, female participation in our science was sporadic and specific. From that moment on, there was an increasing participation with 2 and 14 active women in the discipline in the 1940s and 1950s, and 34 and 74 women in 1969 and 1970, respectively. Not only the number of women in soil science raised but also their geographical distribution and topics of interest, as well as the occupation of management positions in the Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACS) and other organizations and companies.

**Keywords:** history; female participation; female contribution, evolution

\* Autor de contacto:  
lavado@agro.uba.ar

Recibido:  
26-10-24

Recibido con revisiones:  
09-12-24

Aceptado:  
09-12-24

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

## INTRODUCCIÓN

En los últimos años ha tomado lugar una reivindicación de la actividad de la mujer en la vida pública en general, y la ciencia, en particular. Es evidente que, por lo menos hasta la década de 1930, las mujeres no tuvieron gran trascendencia en los ambientes técnico-científicos nacionales. A partir de esos años, la presencia de mujeres, circunscribiéndonos a la ciencia del suelo, fue incrementándose hasta el presente. Los aportes de las mujeres crecieron en los últimos años y con ellos el aprecio por el valor que aportan a nuestra ciencia y esa evolución creciente de la presencia femenina en la ciencia del suelo llevó a que en el XXVIII Congreso Argentino de la de la Ciencia del Suelo, llevado a cabo en 2022, se desarrollara una mesa de discusión sobre el tema.

Para aportar al conocimiento de la contribución femenina al desarrollo en nuestra ciencia, partí de mi experiencia personal pues estoy vinculado con la Ciencia del Suelo desde la década de 1960. En aquella época fui estudiante de agronomía en la Universidad de Buenos Aires (UBA), me desempeñé como ayudante de laboratorio en el histórico Instituto de Suelos y Agrotécnica (ISA) de la calle Cerviño, del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), inicié tareas como ingeniero agrónomo en Río Negro y tomé cursos en la Universidad Nacional del Sur. Además, fui un miembro de la AACS desde la esa década, participando en varios congresos, reuniones y conferencias de aquella época. Es a raíz de estas actividades hoy lejanas que conocí a muchas mujeres que se desempeñaban en distintas especialidades dentro de nuestra ciencia como docentes, investigadoras y técnicas.

Este artículo surge, entonces, de mis recuerdos personales, que incluyen la información oral recibida, y comentarios existentes en aquella época, acerca de personas, eventos y circunstancias de años previos. Completé mi evocación con algunas lecturas y el aporte de algunos colegas. No obstante, dado su origen, la presente contribución seguramente posee algunos errores en las fechas y, lo más importante, omisiones. Esto se debe a dos razones. En primer lugar, no conocí o no recuerdo a todas las colegas de aquella época y mis remembranzas corresponden sólo a los lugares donde me desempeñé o visité en aquellos años.

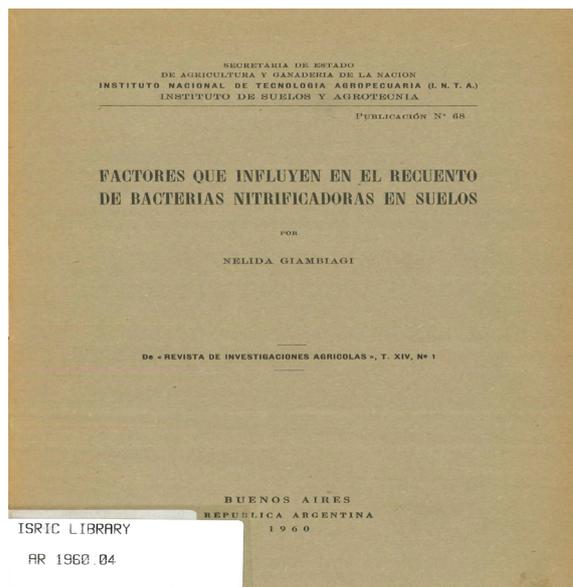
Para muchas de las colegas mencionadas hice una breve reseña de sus actividades, sus vinculaciones con la AACS y, hasta donde tuve conocimiento, los cargos directivos que ocuparon. Para evitar disparidades en la presentación, no menciono los títulos de grado y/o posgrado que ellas alcanzaron. El artículo está subdividido por década y por instituciones, siguiendo el orden INTA, Universidades y otros organismos.

## DÉCADA DE 1940

Para hacer un relevamiento que cubra esta década y, más aún, las décadas previas, se requeriría la actividad de un historiador profesional, pero sin ese aporte, en este período registré dos mujeres.

**Nélida Giambiagi**, ingresó en 1948 como microbióloga de suelos en el ISA, perteneciente al Instituto de Investigaciones Agrarias, el organismo predecesor del INTA. Tuvo una larga y destacada actividad dentro de la biología de suelos, particularmente en microorganismos ligados al ciclo del nitrógeno (Figura 1). Nélida participó en tareas docentes de posgrado. Tuvo también actividad en nuestra asociación, ya que en 1958 fue la única mujer firmante del acta de creación de la AACS y al año siguiente integró la Comisión organizadora de la I Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo (RACS). En 1962 integró la Comisión Directiva de la Asociación, como vocal titular. Fue integrante de la Comisión de Biología de Suelos de la V RACS (1969) y relatora en la VIII RACS (1976).

**Hetty L. R. Bertoldi de Pomar**, inició sus aportes en esta década en la Secretaría de Agricultura, Ganadería e Industrias de Santa Fe. Hizo grandes aportes a la mineralogía de suelos, especialmente en su provincia natal. Tuvo actividad en la AACS, por ejemplo, participó en la comisión de mineralogía de la V RACS.



**Figura 1.** Una publicación de N. Giambiagi (1960).

**Figure 1.** A publication by N. Giambiagi (1960).

## DÉCADA DE 1950

### INTA

En el ISA, **María A. Servi** de Rondini trabajó en química de suelos y materia orgánica. En septiembre de 1960 integró la Comisión Directiva de la AACS, en carácter de suplente y fue electa miembro de las comisiones de las RACS de 1969 y 1971. Colaboraba con ella **Haydeé G.C. de Doval**. Por su parte, **Alicia R. de Sedeño** investigó en microbiología de suelos y en 1962 formó parte de la Comisión Directiva de la AACS, como vocal suplente. También se desempeñaban en el instituto **Marta S. Lurati de Paoli**, que trabajaba en micronutrientes; **Matilde Gemesio de Zaffanella**, que fue destacada investigadora en manejo de la fertilidad de los suelos y **Esther Bahamonde**, que estudió la mineralogía de suelo y fue electa en la Comisión de Mineralogía en la I RACS (1959).

En el INTA Castelar se desempeñaron **Elizabeth G. de Olivero** y **Manuela Yepes** en microbiología del suelo. Por otro lado, **Ana Garay**, importante investigadora en física de suelos, inició sus actividades en Edafología de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Plata (Fig. 2), pero se destacó en el Estación Experimental Balcarce, y luego ocupó cargos institucionales en ese organismo.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA  
**REVISTA DE LA FACULTAD DE AGRONOMIA**  
 (TERCERA EPOCA)  
 DIRECTOR AD-HONOREM: ENRIQUE C. CLOS  
 Tomo XL    La Plata (Prov. Buenos Aires), junio de 1964    Entrega 1ª

### PERMEAMETRIA Y DINAMOMETRIA EN SUELOS PLATENSES<sup>1</sup>

Por ANA F. GARAY IRALA y ANIVAL LEONIL ANDRADE ROMERO<sup>2</sup>

#### I. INTRODUCCION

##### A) OBJETO DEL TRABAJO

Debemos destacar, ante todo, que, con este trabajo, los autores emprenden una contribución a la ciencia edafológica, siendo, por lo tanto, un trabajo de iniciación. Por esta circunstancia, hemos elegido un tema de conveniente sencillez y practicidad, a la vez que interesante por algún problema al que pudiera aportar o

**Figura 2.** Una publicación de A. Garay (1964).

**Figure 2.** A publication by A. Garay (1964).

### Universidades

En la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la UBA, se desempeñó **Rebeca Wolansky**, que se inició en Microbiología de suelos, y luego pasó a Edafología. Por su parte, **Azucena Monzón de Azconegui** ejerció actividades en Microbiología. En la Universidad Nacional de Cuyo, se desempeñó **Matilde L. Velasco**, que trabajó en diversos temas geográficos y agronómicos, y tuvo un rol destacado en la II RACS. **Yoly Lagisquet de López Alaniz** investigó en temas de mineralogía de los suelos. Fue designada en la Comisión de Mineralogía en la I RACS y años más tarde, fue docente en la Universidad Nacional del Comahue. En esa década también se registra la actividad de **Lidia P.F. de Giraud**.

### DÉCADA DE 1960

En esta década el número y la participación femenina aumentó considerablemente, respecto a la década anterior. También aumentó el número de instituciones en las que se desempeñaron.

### INTA

**Ingrid Walter de Firpo** integró el ISA, en química de suelos. Formó parte de la Comisión de Química en la V RACS. También trabajó en el instituto **Dina Fogelman**, en biología del nitrógeno. En el Plan Mapa de Suelos, se incorporaron **Nelly S. Ayerbe**, **Alicia Da Veiga**, **Elsa Muro** y **Rosa María Di Giacomo**, que continuaron su carrera en el INTA, así como **Magdalena González Uriarte**, que luego fue profesora de Geomorfología, en la Universidad Nacional del Sur y **Perla A. Imbellone**, que luego fue profesora en la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata (Figura 3). Perla realizó trabajos sobre génesis y micromorfología de suelos, entre otros temas, fue co-creadora y co-directora de la revista *Ciencia del Suelo*, y es hoy socia honoraria de la AACs. Publicó varios libros, por los que recibió premios nacionales e internacionales.



**Figura 3.** En la sala de fotointerpretación del Plan Mapa de Suelos del INTA, Magdalena González Uriarte y Perla Imbellone, con otros colegas.

**Figure 3.** Photo of Magdalena González Uriarte and Perla Imbellone with other colleagues in the photo-interpretation room of the INTA Soil Map Plan.

En INTA Castelar trabajaba **Noemí Abiusso**, que investigó la composición de plantas nativas y tangencialmente intervino en estudios de suelos. En la Estación Experimental Pergamino se desempeñó **Lutecia Nicollier**, en el laboratorio de suelos, que en la VI RACS (1971) integró la Comisión de Química. En la Estación Experimental Balcarce se incorporó **Amalia Bolaños**, siendo su principal actividad el estudio del fósforo del suelo y luego pasó al ISA y fue la última directora de la institución ubicada en la calle Cerviño, pues posteriormente el instituto fue trasladado a Castelar. En la Estación Experimental Rafaela, trabajó **Wilma Hansen de Hein**, cubriendo un amplio espectro de temas desde génesis hasta manejo de suelos, destacándose en todos ellos. En la Estación Experimental Bariloche **María L. Lanciotti** fue directora del Laboratorio de Suelos.

### Universidades

En la Facultad de Agronomía de la UBA, se incorporaron como Jefe de Trabajos Prácticos, **María Gugliada**, a fines de la década, **Marta Conti** como auxiliar en Edafología. Con los años, Marta fue Profesora Titular de la Cátedra, Secretaria Académica de la Facultad y directora del Programa Suelos de la Escuela para Graduados de la FAUBA. Integró la Comisión Directiva de la VIII RACS, de 1978 y es hoy socia honoraria de la AACs. Se desempeñó en el área de la química de suelos y su fertilidad. A fines de la década, ingresó **Marta Cusato** como auxiliar en Microbiología. Por otro lado, **Clara P. Movia** fue tal vez la primera mujer que trabajó con fotointerpretación para fines científicos, no para fines de reconocimiento y mapeo de vegetación o suelos. Clara trabajó con vegetación, pero tangencialmente intervino en estudios de suelos. Posteriormente creó y dirigió el Laboratorio de Fotointerpretación en la FAUBA. También en Ecología se desempeñó **Silvia Burkart**, cuyos trabajos de vegetación se vincularon con el área de suelos. En aquella época se destacó **Irma Del Fra-de de Lafuente**, inicialmente fue Profesora Adjunta en la Cátedra de Química General e Inorgánica y, luego, Titular. Su tema de investigación fue la química de suelos y con ella colaboraban **Lola B. Matera** y **Martha Cotti**. En el Instituto de Radiobiología, cumplió tareas **Dolly Carpio**.

En la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UBA, inició sus actividades docentes y de investigación **Alicia Godeas**, que llevó a cabo una prolífica carrera de investigación y se transformó en referente en hongos del suelo, que excedió los límites nacionales. Fue coautora de un libro de divulgación de la biología de suelos, premiado internacionalmente. En esa época, la Universidad Nacional del Sur poseía el Instituto de Edafología e Hidrología, un instituto de escala internacional, que inició sus actividades en 1956 y, posteriormente, en 1974, se incorporó al Dpto. de Agronomía. Allí se desempeñaba **Dora Cutini de Izarra**, especialista en microfauna del suelo. En esa época había varias colegas que iniciaban su carrera como docentes e investigadoras. Entre ellas **Ibis Natale**, que se dedicó a la físico-química de suelos y **Aurora Lazzari**, especialista en materia orgánica del suelo, que fue posteriormente Profesora Titular. **Maria J. Ortiz** y **Lucia Quevedo** trabajaron también en materia orgánica edáfica. También se incorporaron **Ana M. Grazan** y **Silvia E. González de Bussetti**, que investigó en sistemas coloidales. En la Universidad Nacional de La Plata se registra la actividad de **Dora Gentilini**, en tareas de campo y laboratorio de suelos.

### Otras instituciones

En la Estación Experimental del Instituto de Desarrollo del Valle Inferior (IDEVI) se desempeñaba **Blanca Stábile**, jefa del Laboratorio de Suelos. Hizo cursos de suelos en el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), en Costa Rica, en una época donde no era común capacitarse en el exterior. En la Comisión Nacional de Energía Atómica (CoNEA), se desempeñó **Lia Pisarello de Ghelfi**, utilizando radioisótopos en suelos y plantas e integró la Comisión Organizadora de la VIII RACS. **Nuncia M. Tur** trabajó en el Instituto de Limnología de Santo Tomé, Santa Fe, pero tangencialmente estudió suelos.

### DÉCADA DE 1970

Se incrementó aún más la participación femenina en el ámbito de nuestra ciencia (Figura 4).

### INTA

En el ISA se incorporó **Elba N. Panuska**, estudiando la materia orgánica del suelo y en Castelar, se registró la actividad de **Sonia González** en microbiología de suelos y **María. Fernández de Rapp** en mineralogía de arcillas. En la Estación Experimental Balcarce se desempeñaron **Elvira Suero**, de vasta actividad en la física de suelos y **Mónica R. Lazovich**, en manejo de suelos y a partir de fines de la década, **Liliana I. Picone**, que abarcó extensa y profundamente temas relacionados con nutrientes y sus pérdidas. En la Estación Experimental Pergamino, tuvo una destacable actividad, **Lucia E. Totis de Zeljkovich**, en manejo de suelos y **María L. Ribero de Galetto** que dirigió el laboratorio de suelos. En la Estación Experimental Marcos Juárez, se desempeñaron **Beatriz Masiero**, y **Alicia Legasa**, vinculadas a aspectos del manejo y la fertilización de suelos. En la misma área temática se desempeñó, pero en la Estación Experimental Misiones, **Ethel N. Errecaborde de Lasserre**. En la Estación Experimental Paraná **Elena Nucci** y **Alicia Codromaz de Rojas**, trabajaron en manejo de suelos, y **Edith Muñoz**, en erosión. En el INTA Casilda se desempeñó **Graciela Cordone**, que fue coautora del primer trabajo que mostró el inicio de la deficiencia de azufre en suelos pampeanos. Posiblemente fue la primera mujer en desarrollar tareas de extensión.



**Figura 4.** *Integrantes de distintas instituciones: Magdalena González Uriarte, Elsa Muro, Marta Conti, Perla Imbellone y Mirta González, en un Congreso Latinoamericano de Suelos, en Brasil.*

**Figure 4.** *Photo of female members of different institutions (Magdalena González Uriarte, Elsa Muro, Marta Conti, Perla Imbellone and Mirta González) at a Latin American Soil Congress in Brazil.*

### Universidades

En la Facultad de Agronomía de la UBA, se incorporaron varias colegas en Edafología, que desarrollaron una actividad destacada dentro de nuestra ciencia: **Lidia Giuffré**, que fue Profesora Titular, investigaba en química de suelo, especialmente fósforo, y participó en la edición de la revista *Ciencia del Suelo*; **Marta Palma**, que trabajó principalmente en nitrógeno del suelo y fue co-organizadora de la Especialidad de Fertilidad y Fertilizantes de la FAUBA; **Nilda Arrigo**, quien concentró su actividad en física de suelos y **Silvia Ratto**, que investigó en micronutrientes y fue directora del Programa de Suelos, en el posgrado de dicha Facultad. También se incorporaron **Zulema Massani de Sese**, **Susana Pena** y **Mirta González**, que trabajaban en química de suelos. En Fertilidad y Fertilizantes se desempeñó **Mabel Vázquez**, que posteriormente se trasladó a la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Plata. También se desempeñaron **Liliana Di Pietro**, en física de suelos, en Microbiología, **María I. Saubidet** y en Manejo y Conservación de Suelos **María Brandinelli de Sardi**. En Ecología, **Susana Perelman**, trabajó con vegetación, pero tangencialmente intervino en estudios de suelos. En la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UBA, **Cristina Zacaro de Mulé** y **Gloria Zulpa de Cano** trabajaron en algas del suelo.

En la Universidad Nacional del Sur, Dpto. Agronomía, ingresaron **Thelma Grossi** y **María Luisa Reizábal** investigando en química, fertilidad de suelos y contaminación. También se registra a **María Mercedes Ron**, en manejo de la fertilidad de suelos, que fue Profesora titular y **Marta A. Commegna**, que trabajó en física de suelos. A fines de la década se incorporó **María R. Landriscini**, que trabajó en nutrientes y años después integró la Comisión Directiva de la AACCS. Del mismo modo, inició sus tareas en la Universidad Nacional del Sur **Mabel S. Pazos**, que fue una importante genetista de suelos y que, con el correr de los años, se desempeñó en la Universidad de Mar del Plata y luego en la Universidad Nacional del Centro de la Pcia. de Buenos Aires. Mabel trascendió el ámbito nacional y se desempeñó como vicepresidente de la Comisión V: Génesis, Clasificación y Cartografía de Suelos de la Asociación Internacional de la Ciencia del Suelo, durante el período 1998 – 2002 y fue vicepresidente de la comisión 1.4. Clasificación de Suelos de la Unión Internacional de las Ciencias del Suelo (IUSS) entre 2002 y 2006. Desde 2004, fue miembro de la comisión directiva de la WRB (Base Referencial Mundial del Recurso Suelo) de la IUSS. También tuvieron actuación en la Universidad Nacional del Sur **Cristina Andreoli**, **María del Carmen Blanco**, **Nilda Amiotti**, que posteriormente fue designada profesora extraordinaria, y **Graciela Pozzo Ardizzi**, que luego tuvo actividad en la Universidad Nacional de Río Negro. En el Dpto. de Ciencias de esa Universidad, **Silvia C. Acebal** estudió la relación entre complejos y quelatos con micronutrientes. En la Facultad de Agronomía de la Universidad de La Pampa de La Pampa, **Nilda Reinaudi** y **Graciela Hevia**, trabajaron en química de suelos. En la Universidad Nacional de Cuyo, se desempeñaron **Silvia Gaviola de Heras** y **Cristina Aruani**, que luego pasó a la Universidad Nacional del Comahue, aportando en la química de suelos irrigados. En la Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, se desempeñaron **María C. Camilion** y **Liliana Mormeneo** en mineralogía de suelos, **Beatriz Guichón**, en geoquímica y reconocimiento de suelos, y **Angélica M. Arambarrí**, **Irma Gamundi** y **Marta Cabello**, en hongos del Suelo. También **Margarita Osterrieth**, en geomorfología y

génesis de suelos. En la Universidad Nacional de Río Cuarto, se desempeñaron la microbióloga **Lilián Frioni** en microbiología. **Angélica Moreira**, en evaluación de tierras, Estela Bricchi en Física de Suelos y **Carmen Olmedo** y **Analía Becker**, en génesis y clasificación de suelos. En la Universidad Nacional de Rosario, **Silvia M. Toresani** llevó a cabo trabajos sobre microbiología y también se destaca la actividad de **María S. Vilche**. En la Universidad Nacional del Noreste, Corrientes, **Sara Vázquez de Saavedra**, trabajó en química de suelos y fue profesora y Decana de su Facultad. En la Universidad Nacional de Córdoba y luego en el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), en la sede Bariloche de la Universidad Nacional del Comahue, **María J. Mazzarino** (Figura 5), desarrolló una importante actividad en el manejo agronómico de distintos residuos, transformándose en una referente nacional en el tema. En la Universidad Nacional del Comahue desarrollaron tareas en el área de la génesis de suelos **Alicia Apcarian**, **Andrea Polla** y **Patricia Smith**. En la Universidad Nacional de Tucumán se desempeñaron **Patricia Cuenya**, **Marilén Puchulu** y **Liliana Neder**. En la Universidad Nacional de Catamarca se registra la actividad de **Olga Pernasetti**.



**Figura 5.** *María J. Mazzarino a orillas de lago Nahuel Huapi.*

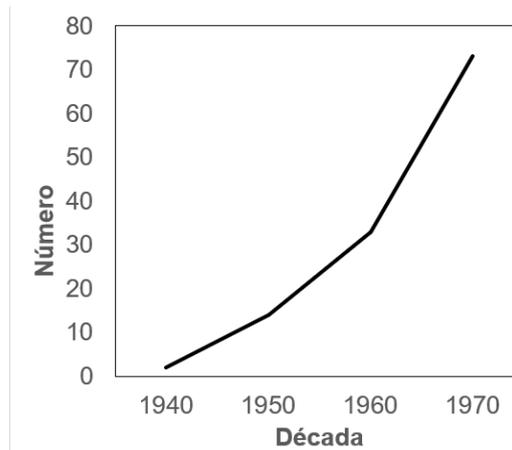
**Figure 5.** *Photo of María J. Mazzarino on the shores of Lake Nahuel Huapi.*

#### Otras instituciones

En la Dirección de Extensión e Investigaciones Agropecuaria de Santa Fe, **Silvia Perman** trabajó en mineralogía de suelos. En el CONICET se destacó **Mónica Bertiller**, que trabajó en el Centro Regional Patagónico de Puerto Madryn, en vegetación, pero tangencialmente intervino en estudios de suelos. También fue muy destacada la actividad de **Liliana Marban de Ravera**, que se especializó en métodos analíticos para suelos. Ocupó cargos en la AACs, fue activa participante del Sistema de Apoyo Metodológico a Laboratorios de Análisis de suelos, aguas, vegetales y enmiendas orgánicas (SAMLA) y fue docente en Edafología de la FAUBA. También en el CONICET, hay que mencionar a **Patricia A. Arnoz**, que luego ocupó cargos de gestión en INTA. En la división agropecuaria de la CoNEA desarrollaron sus actividades en el uso de radioisótopos en la ciencia del suelo, **Silvia C. López** y **Susana Rojas de Tramontini**. En las Estaciones Experimentales de la provincia de Buenos Aires de Mercedes e Yraizoz, experimentaron en fertilización de cultivos, **Nélida Dopchiz de Valencia** y **Lillia González de Schelotto**, respectivamente.

#### COMENTARIO FINAL

Hasta la década de 1960 la participación femenina en nuestra ciencia fue puntual. A partir de ese momento tuvo lugar una creciente participación de distintas mujeres, en número, distribución geográfica y temáticas, así como ocupación de cargos directivos en la AACs y los distintos organismos y empresas del sector. La participación femenina entre los años 1960 y 1980, presenta un aumento exponencialmente creciente (Figura 6). Este gráfico se puede tomar como una descripción válida, pese a que los números presentados seguro no son completos, ya que soy consciente de omisiones involuntarias.



**Figura 6.** Número de mujeres "sueleras" en relación con las décadas estudiadas.

**Figure 6.** Number of women in soil science in relation to the decades studied.

Otra información que surge de este breve reconocimiento es que la mayoría de las mujeres en los años iniciales de la época estudiada se concentraron en distintas áreas de la microbiología, química y mineralogía de los suelos, en laboratorios y trabajos de gabinete. Posteriormente, algunas de ellas comenzaron a trabajar también en el campo. Lo que podríamos simplificar en que las Ingenieras Agrónomas lo hacían en experimentación (manejo, fertilidad) y extensión, y las Geólogas en tareas de reconocimiento y génesis de suelos, entre otras (Figura 7).

Entre 1940 y 1980 registré 125 mujeres. A partir de 1980 hasta la actualidad, el número y participación femenina siguió incrementándose, en forma paralela a lo que ocurre en todos los aspectos de la sociedad.



**Figura 7.** Dora Gentilini y Perla Imbellone, en torno a una calicata.

**Figure 7.** Dora Gentilini and Perla Imbellone, around a soil pit.

**ANEXO****Libros publicados**

En los años cubiertos por este artículo se publicaron muy pocos libros relacionados con la ciencia del suelo en el país y, dentro de este período no registré mujeres editoras o autoras de libros. En cambio, a partir de la década de 1990 la práctica de editar o escribir libros se fue desarrollando en forma muy activa, es decir posteriormente al período comprendido en este estudio. No obstante, varias de las colegas que mencioné anteriormente fueron autoras editoras o coordinadoras de libros. Algunos de estos libros tuvieron trascendencia y recibieron premios nacionales o internacionales. Una lista, con absoluta seguridad incompleta, es la siguiente:

Conti, M. 1998. Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos. EGA.

Conti, M.E y Giuffré, L. 2011. Edafología. Bases y aplicaciones ambientales argentinas. EFA.

Frioni, L. 1999. Procesos microbianos. T 1 y 2. Manuales U. N. Río Cuarto.

Frioni L. 2011. Microbiología Básica, Ambiental y Agrícola. OGE.

Giuffré, L. (Coord). 2003. Impacto ambiental en agrosistemas. EFA.

Imbellone, P., Giménez, J. y Panigatti. J.L. 2010. Suelos de la Región Pampeana, Procesos de formación. Ediciones INTA.

Imbellone P. (Ed). 2014. Suelos con acumulaciones calcáreas y yesíferas en Argentina. AAC-INTA.

Imbellone, P. y Álvarez, C. 2018. Suelos con compactaciones naturales y antrópicas. AAC-INTA. Edición electrónica.

Imbellone, P. y Barbosa, O. 2020. Suelos y Vulcanismo. AAC-INTA. Edición electrónica.

Lázzari M.A. y Videla C. (Ed.). 2007. Isótopos estables en agroecosistemas. EdiUNS.

Marbán L. y Ratto, S. 2005. Tecnologías de análisis de suelo. AAC-INTA.

Mazzarino, M. A. y Satti, P. (ed.), 2012. Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso. Editorial U. N. Río Negro – OGE.

Movia, C.P., Marlenko, N, Maggi, A.E., Navone S.M., Raed M.A. (Coord.). 2011. Sensores Remotos Aplicados al Estudio de los Recursos Naturales. EFA.

Moyano L, Silvani V, Godeas A. 2021. Rolly y el suelo. AAC-INTA. Versión digital.

Suñer L., Landriscini M.R. e Iglesias J.O. (Coord.). 2008. Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. EdiUNS.

Vázquez M. E. 2012. Micronutrientes en la agricultura. AAC-INTA.

Vázquez, M.E. 2017. Manejo y conservación de suelos con especial énfasis en situaciones argentinas. AAC-INTA, FCAF.

**AGRADECIMIENTO**

Agradezco los aportes recibidos de Alejandro Costantini, Roberto Álvarez, Diego Cosentino y, especialmente, Perla Imbellone, y a ambos revisores anónimos.

**NOTA DEL EDITOR**

El autor de esta contribución a **Ciencia del Suelo** invita a que todo aquel/ella lector/a que pueda aportar información y/o documentos que contribuyera a ampliar y/o mejorar lo indicado y discutido en este escrito, lo haga llegar a su dirección de correo electrónico o al Editor de la revista ([revista.cienciadelsuelo@gmail.com](mailto:revista.cienciadelsuelo@gmail.com)). Dicha información será utilizada para una futura contribución sobre el tema.