

Grupos funcionales de la macrofauna edáfica bajo manejos de rastrojos de maíz (*Zea mays L.*) mantenidos durante varios ciclos agrícolas en el Valle Inferior del río Negro, Norpatagonia, Argentina

Quiroga, Marina¹, Bazzani, Julia Lucia^{1@}, Elizondo, Joaquín², Reinoso, Lucio¹, Salazar Martínez, Ana Ernestina³ y Martínez, Roberto Simón⁴

1 Universidad Nacional de Río Negro - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Centro de Investigaciones y Transferencia de Río Negro. Argentina.

2 Universidad Nacional de Río Negro, Sede Atlántica. Río Negro, Argentina.

3 Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena. La Plata, Buenos Aires, Argentina.

4 Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Valle Inferior. Viedma, Río Negro, Argentina.

@jbazzani@unrn.edu.ar

Recibido: 26/03/2025

Aceptado: 28/08/2025

Resumen. El objetivo de este trabajo fue evaluar la abundancia de macrofauna edáfica según grupos funcionales en diferentes manejos de rastrojo de maíz (*Zea mays L.*) (enterrado, quemado y siembra directa) durante los años 2018 y 2020 en el Valle Inferior del río Negro, Argentina. La macrofauna (>2 mm) se extrajo mediante monolitos de suelo en parcelas con tres tratamientos y réplicas por año. Los organismos fueron clasificados en ingenieros de ecosistema, detritívoros, herbívoros y predadores. Además, se midieron variables edáficas como humedad, densidad aparente, pH, conductividad eléctrica y fracciones de materia orgánica. Se recolectaron 892 individuos, distribuidos en 24 familias y 10 órdenes. Los ingenieros fueron el grupo más abundante, seguidos de detritívoros-herbívoros y predadores. El tratamiento bajo siembra directa mostró mayor abundancia total respecto a los otros tratamientos. Sin embargo, al considerar interacciones entre grupo funcional, manejo y año, se observó que los ingenieros y predadores tuvieron menor abundancia en siembra directa, aunque los ingenieros aumentaron significativamente su abundancia en este tratamiento entre 2018 y 2020. Las lombrices (Crassiclitellata) y los isópodos (Isopoda) fueron los taxones más representativos. El pH afectó negativamente a ingenieros y la conductividad eléctrica se asoció positivamente a detritívoros. Luego de tres ciclos consecutivos bajo estos manejos, no se favoreció la abundancia de macrofauna, y el rastrojo quemado resultó especialmente perjudicial. Las proporciones de los grupos funcionales y su variación en el tiempo reflejan el grado de perturbación del medio edáfico y la disponibilidad y calidad de los recursos tróficos. En este contexto, la siembra directa representaría la opción con menor impacto sobre la abundancia de la macrofauna edáfica.

Palabras clave: macrofauna edáfica; grupos funcionales; manejo de Residuos de Cosecha; *Zea mays*; agroecosistemas irrigados.

Abstract. Functional groups of soil macrofauna under maize (*Zea mays L.*) residue management practices maintained over consecutive years in the Lower Negro River Valley, Northern Patagonia, Argentina. This study evaluated the abundance of soil macrofauna by functional groups under different maize (*Zea mays L.*) residue management practices (buried, burned, and no-tillage) during 2018 and 2020 in the Lower Negro River Valley, Argentina. Macrofauna (>2 mm) was extracted using soil monoliths from plots with three treatments and replicates per year. Organisms were classified as ecosystem engineers, detritivores, herbivores, and predators. Additionally, soil variables such as moisture, bulk density, pH, electrical conductivity, and organic matter fractions were measured. A total of 869 individuals were collected, distributed across 24 families and 10 orders. Ecosystem engineers were the most abundant group, followed by detritivore-herbivores and predators. The no-tillage treatment showed greater total abundance compared to other treatments. However, when considering interactions among functional groups, management, and year, engineers and predators exhibited lower abundance under no-tillage, though engineers significantly increased their abundance in this treatment between 2018 and 2020. Earthworms (Crassiclitellata) and isopods (Isopoda) were the most representative taxa. Soil pH negatively affected engineers, while electrical conductivity was positively associated with detritivores. After three consecutive cycles under these management practices, macrofauna abundance was not favored, and burned residue proved particularly detrimental. The proportions of functional groups and their temporal variation reflect the degree of soil disturbance and the availability and quality of trophic resources. In this context, no-till appears to be the management option with the least impact on soil macrofauna abundance.

Cómo citar este trabajo:

Quiroga, M., Bazzani, J. L., Elizondo, J., Reinoso, L., Salazar Martínez, A. E. y Martínez, R. S. (2025). Grupos funcionales de la macrofauna edáfica bajo manejos de rastrojos de maíz (*Zea mays L.*) mantenidos durante varios ciclos agrícolas en el Valle Inferior del río Negro, Norpatagonia, Argentina. *Semiárida*, 35(Supl.), 19-30.

Key words: soil macrofauna; functional groups; crop residue management; *Zea mays*; irrigated agroecosystems.

INTRODUCCIÓN

El Valle Inferior del río Negro, ubicado en el noreste de la Patagonia argentina, es una zona de producción bajo riego que abarca unas 24.000 ha. Conforma un paisaje agrícola con 57,6 % de la superficie destinada a pasturas y forrajes, seguidas por la producción cerealera (17,3 %), hortícola (13,5 %), frutícola (6,2 %) y otros usos (5 %). Entre los cereales, el maíz es el cultivo predominante (78 %) (DDJJ de riego - IDEVI, 2019; La Rosa et al., 2010); donde pequeños y medianos productores lo destinan principalmente a suplemento energético en sistemas ganaderos de cría y engorde bovino, en establecimientos que no superan las 25 ha. (Schindler, 2013).

En la región, el maíz presenta rendimientos potenciales de hasta 18.000 kg ha⁻¹ bajo simulación y ensayos controlados con riego y nitrógeno (Martínez et al., 2012; Reinoso et al., 2018), mientras que en campo se registran valores de 13.000 - 17.000 kg ha⁻¹ sin condiciones limitantes de suelo y con fertilización nitrogenada adecuada (Reinoso et al., 2010). Estos altos rendimientos en grano implican una producción equivalente de biomasa vegetativa (rastrojo), cuya lenta descomposición y acumulación representa un desafío, ya que dificulta la implantación de cultivos posteriores y reduce la eficiencia del riego (Kätterer, 1998; Kruse et al., 2004; Margiotta et al., 2001; Pereyra, 2001; Rodrigo et al., 1997). Para su manejo, los productores emplean distintas estrategias como la quema, el triturado con incorporación al suelo y la siembra directa, tal como muestran otras experiencias regionales, donde se identificó el exceso de residuos de maíz como un problema central y se ensayaron alternativas de manejo (Belelli, 2021).

La macrofauna edáfica (invertebrados >2 mm de tamaño corporal) cumple un rol central para mantener la funcionalidad del ecosistema por su participación activa en la descomposición de la materia orgánica y su capacidad de estructuración del suelo (Bardgett y van der Putten, 2014; Lavelle et al., 2022). De acuerdo con los grupos taxonómicos que la conforman, pueden distinguirse cuatro grupos funcionales principales, definidos según su tipo de alimentación, su interacción con la materia orgánica y su influencia sobre las propiedades físicas del suelo: ingenieros del ecosistema, detritívoros, herbívoros y predadores (Briones, 2014; Brussaard, 1998). Los ingenieros del ecosistema, que incluyen lombrices, hormigas y termitas, modifican directamente la estructura del suelo y la disponibilidad de recursos mediante sus actividades de excavación, formación de túneles, alimentación y producción de agregados biogénicos (Birkhofer et al., 2008; Blouin et al., 2013; Jones et al., 1994). Los detritívoros fragmentan y consumen materia orgánica en descomposición; los herbívoros se alimentan de raíces u otros tejidos vegetales vivos, y los predadores regulan las poblaciones de otros invertebrados del suelo.

Las galerías creadas por los ingenieros del ecosistema constituyen hábitats para detritívoros y predadores, y al incorporar materia orgánica al suelo facilitan el acceso de los detritívoros. Éstos últimos fragmentan residuos, dejándolos más accesibles para que los ingenieros los redistribuyan o incorporen (Lavelle et al., 1997). Al regular los ciclos de nutrientes, afectan además la producción primaria y a los consumidores -herbívoros y depredadores- (Moore et al., 2004). A su vez, los predadores consumen tanto detritívoros como herbívoros, regulando así indirectamente procesos como la descomposición y la herbivoría. La actividad de los herbívoros, por su parte, contribuye a determinar la cantidad y calidad de los residuos que ingresan al suelo; además, al consumir y fragmentar tejidos vegetales, facilitan su posterior descomposición e influyen de manera indirecta al resto de los grupos (Bonfanti et al., 2024; Castro et al., 2015). Tanto la actividad de los diferentes grupos como sus interacciones regulan el funcionamiento del ecosistema (Berdgett & van der Putten, 2014; Cabrera, 2012; Lavelle, 2022; Wardle et al., 2004).

La vida en el suelo está determinada principalmente por su estructura porosa y su conectividad, así como por la disponibilidad de recursos tróficos, provenientes en gran medida de los residuos orgánicos superficiales y de la materia orgánica (Lavelle, 2012). Las actividades agrícolas modifican ambos aspectos esenciales del suelo como hábitat y, al hacerlo, afectan las comunidades biológicas (Chiappero et al., 2024; Li et al., 2012). La macrofauna edáfica, debido a su alta

sensibilidad a estas alteraciones, constituye un indicador ecológico de gran valor (Bardgett y van der Putten, 2014; Brown et al., 2004; Lavelle et al., 2022).

Este trabajo aporta evidencia, a través del estudio de la macrofauna, sobre cómo responde el sistema suelo frente a distintas prácticas de manejo de rastrojo. Estas respuestas suelen ser subestimadas en las decisiones de manejo, que a menudo se apoyan en prácticas tradicionales (Belelli, 2021; Margiotta et al., 2001; Reinoso et al., 2010). Comprenderlas permite identificar manejos que favorecen la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento del suelo-ecosistema. En este sentido, en el trabajo se evalúa la abundancia de la macrofauna edáfica en distintos manejos de rastrojo de maíz (entierro, quema, siembra directa) comparando un muestreo inicial (2018) con otro posterior que refleja el efecto acumulado de tres ciclos consecutivos de cultivo (2020). Específicamente, se analiza la variación de los grupos funcionales (considerando los taxa identificados), en relación a variables edáficas, manejos y tiempo (años).

METODOLOGÍA

La investigación se desarrolló en la Estación Experimental Agropecuaria Valle Inferior (EEAVI) ($40^{\circ} 48' S$, $63^{\circ} 05' O$) situada en el Valle Inferior del río Negro (Argentina). El valle corresponde a una planicie fluvio-aluvial de unos 100 km en su margen sur del río (Rosso, 2012) (Figura 1). Se caracteriza por una temperatura media anual de $14,1^{\circ} C$, con extremos medios de $20,9^{\circ} C$ en los meses más cálidos y $7,9^{\circ} C$ en los más fríos. La precipitación anual promedio es de 408 mm, con un rango que varía entre 196 y 697 mm, según registros acumulados durante 44 años en la EEAVI. Los suelos estudiados, clasificados como Haplusterts Arídicos (Soil Taxonomy, 2006) y formados sobre sedimentos fluviolacustres, presentan una textura dominante arcillosa (50,8 %), con 37,6 % de limo y 11,8 % de arena. Estos suelos fueron sistematizados para riego gravitacional en 1971 (Reinoso, 2014).

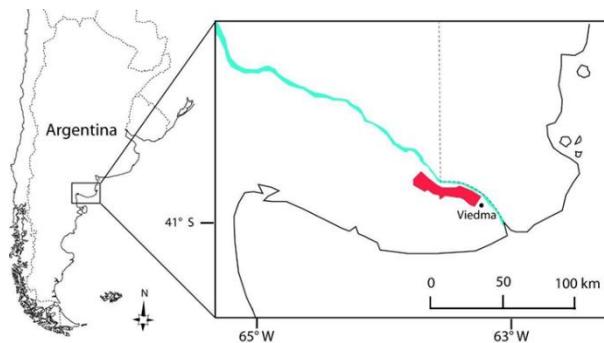


Figura 1. Zona productiva bajo riego en el Valle Inferior del río Negro (Argentina). Se indica la ubicación del área de estudio y localidad de referencia. Fuente de datos cartográficos: IGN y DIVA-GIS.

Figure 1. Irrigated agricultural area in the Lower Negro River Valley (Argentina). The study area location and main reference towns are shown. Cartographic data source: IGN and DIVA-GIS.

Entre 2018 y 2020 se evaluaron tres tratamientos de manejo de rastrojos en suelos bajo cultivo continuo de maíz desde 2014, utilizados previamente en experimentos de riego. Se realizaron muestreos en la primera campaña (2018) y luego del tercer ciclo consecutivo, con el fin de evaluar los efectos acumulados de cada manejo. El diseño experimental fue en bloques completos con tres repeticiones, donde cada bloque incluyó los tres tratamientos en igual disposición. No se aplicó aleatorización en el orden de los tratamientos dentro de los bloques. Cada parcela tuvo un tamaño de 0,34 ha (100×35 m). Los tratamientos fueron: a) Rastrojo enterrado (RE): labranza convencional (desmalezado mecánico, tres pasadas de rastra) con incorporación del rastrojo y surcado para riego en la siembra (Carrasco y Aguirre, 2018). b) Rastrojo quemado (RQ): incineración de residuos sobre surcos preexistentes (Taladriz y Schwember, 2012; Ventrella et al., 2016); y c) Siembra directa (SD): cosecha con mantenimiento del rastrojo en pie y reutilización de surcos (Pognante et al., 2011).

Se contó con tres réplicas por tratamiento. En cada réplica se establecieron tres puntos de extracción (PE), dispuestos en zigzag y separados 10 m entre sí, donde se obtuvieron muestras de suelo pareadas para el análisis de macrofauna y variables edáficas. Los muestreos se realizaron en época de post cosecha (invierno), asegurando condiciones comparables entre campañas. La macrofauna se colectó mediante la extracción de monolitos de 25 x 25 x 20 cm, según el método del Tropical Soil Biology and Fertility Programme (TSBF), adaptado por Santos et al. (2017). Los organismos fueron cuantificados e identificados en lo posible al nivel de familia y hasta nivel de orden cuando no fue posible. Cada taxón fue asignado a un grupo funcional o gremio (Ingenieros, Detritívoros, Predadores y Herbívoros), siguiendo los criterios de clasificación propuestos en Zerbino et al. (2008); Cabrera et al. (2011); Masin et al. (2017) y Olayermi et al. (2022). En dos muestras con presencia de hormigueros, los valores de abundancia de hormigas fueron reemplazados por el máximo observado en muestras sin hormiguero, para evitar distorsiones en los análisis. Esta estrategia corresponde a una forma de winsorización, recomendada en estudios de diversidad para manejar valores extremos sin excluir muestras completas (Wilcox, 2012). Las variables edáficas: densidad aparente (g cm^{-3}), porcentaje de humedad (%), conductividad eléctrica (dS m^{-1}), potencial hidrógeno (pH), porcentaje de materia orgánica total (MOT), particulada (MOP) y asociada a minerales (MOAM), se determinaron según lo propuesto por Santos et al. (2017) y Galantini et al. (2008).

La variación en la abundancia total de organismos se evaluó mediante Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM; Bolker et al., 2009; Zurr et al., 2009), implementados en R v.4.4.1 (R Core Team, 2024). Se ajustaron dos modelos bajo un enfoque de prueba de hipótesis. En el modelo 1, la abundancia se analizó en respuesta a la interacción entre grupos funcionales, tratamientos y años de estudio (efectos fijos), considerando el punto de extracción anidado en el tratamiento como efecto aleatorio. Este modelo incluyó una componente de inflación en ceros, dado que los datos presentaban una alta proporción de ceros (Zuur et al., 2009). En el Modelo 2, la abundancia se evaluó respecto de los taxa identificados (efectos fijos), manteniendo el mismo efecto aleatorio (punto de extracción anidado en el tratamiento). En ambos casos se empleó una distribución binomial negativa tipo 2, adecuada para datos de conteo con sobredispersión (Hilbe, 2011). Los test a posteriori se realizaron con el método de corrección de Sidak para $p < 0,05$ (Sidak, 1967), a fin de controlar el error de tipo I en múltiples comparaciones.

Para analizar la relación entre las variables edáficas y la abundancia de los grupos funcionales de la macrofauna (Modelo 3), se implementó una estrategia de inferencia multimodelo basada en AICs (Burnham & Anderson, 2002; Johnson & Omland, 2004). Para cada grupo funcional se identificaron los modelos con un soporte $\Delta\text{AICc} < 2$ y se calculó un modelo promedio. En este caso, las variables edáficas se consideraron como efectos fijos, mientras que el punto de extracción anidado en la réplica se incluyó como efecto aleatorio. Se utilizó una distribución binomial negativa tipo 2 (Hilbe, 2011).

RESULTADOS

El análisis de los 892 individuos colectados reveló la presencia de 24 familias, agrupadas en 10 órdenes. La distribución de los individuos entre los grupos funcionales tuvo una marcada predominancia de Ingenieros (54 %), seguidos por Detritívoros (35 %), mientras que Predadores (9 %) y Herbívoros (1 %) presentaron una menor representación (Tabla 1, Figura 2). En la Tabla 2 se presentan los valores medios y desvíos de las variables edáficas determinadas para cada año y tratamiento.

Se encontraron diferencias significativas en la abundancia de la macrofauna edáfica al considerar la interacción entre los grupos funcionales, los manejos de rastrojo y los años de estudio (Modelo 1). Específicamente, la abundancia de los Ingenieros fue significativamente mayor ($p < 0,01$) separándose de Detritívoros y Herbívoros, que a su vez se diferenciaron de los Predadores con los menores valores. Aunque en SD se registró la mayor abundancia total de macrofauna, dentro de este tratamiento los Ingenieros ($p < 0,001$) y Predadores ($p = 0,003$) presentaron menores

abundancias relativas en comparación con los otros grupos funcionales. Los Detritívoros, Herbívoros e Ingenieros tienden a disminuir su abundancia entre años (marginalmente significativa en los Ingenieros, $p = 0,069$). Sin embargo, en el período 2018–2020 la abundancia de Ingenieros en SD mostró un aumento significativo ($p = 0,009$) (Tabla 3). El modelo explicó el 89 % de la variación estudiada.

Tabla 1. Abundancia media (\pm DE) de los taxones de macrofauna edáfica por año (2018, 2020) y manejo de rastrojos de maíz; se indican los totales de individuos por grupo funcional.

Table 1. Mean abundance (\pm SD) of edaphic macrofauna taxa by year (2018, 2020) and maize residue management; total counts of individuals by functional group are shown.

	2018		2020			
	RE m \pm DE	RQ m \pm DE	SD m \pm DE	RE m \pm DE	RQ m \pm DE	SD m \pm DE
DETРИTIVOROS						
Coleoptera – Leiodidae	0	0	0	0	0,06 \pm 0,24	0
Coleoptera – Scarabaeidae	0	0	0	0	0,06 \pm 0,24	0
Coleoptera – Anthicidae	0,06 \pm 0,24	0	0	0	0,06 \pm 0,24	0,06 \pm 0,24
Diplopoda – Julidae	0,28 \pm 0,67	0,11 \pm 0,32	0,28 \pm 0,57	0,17 \pm 0,38	1,00 \pm 1,75	0,72 \pm 1,07
Isopoda – Oniscidae	0,89 \pm 1,91	1,89 \pm 2,83	8,06 \pm 12,60	1,56 \pm 3,45	0,67 \pm 1,68	1,22 \pm 2,24
Total	22	36	150	31	33	36
HERBIVOROS						
Coleoptera – Elateridae	0	0,06 \pm 0,24	0	0	0	0
Coleoptera – Lampyridae	0	0,06 \pm 0,24	0	0	0	0
Coleoptera – Curculionidae	0,17 \pm 0,38	0	0	0,06 \pm 0,24	0,06 \pm 0,24	0
Orthoptera – Gryllidae	0,06 \pm 0,24	0	0	0	0	0
Hemiptera – Homoptera	0,22 \pm 0,94	0	0	0	0	0
Total	8	2	0	1	1	0
INGENIEROS						
Hymenoptera – Formicidae*	0,06 \pm 0,24	0,61 \pm 1,20	0,67 \pm 1,75	0	0	2,17 \pm 9,19
Crassiclitellata (lombrices)	10,61 \pm 9,04	7,94 \pm 9,99	1,39 \pm 1,58	2,06 \pm 5,16	0,50 \pm 1,10	1,67 \pm 2,17
Total	192	154	37	37	9	69
PREDADORES						
Araneae – Anyphaenidae	0,11 \pm 0,32	0,06 \pm 0,24	0,06 \pm 0,24	0,06 \pm 0,24	0,06 \pm 0,24	0
Araneae – Hahniidae	0	0	0	0,06 \pm 0,24	0	0
Araneae – Lycosidae	0	0	0,06 \pm 0,24	0,22 \pm 0,65	0	0
Araneae – morfo 1	0	0	0	0	0,22 \pm 0,73	0
Araneae – morfo 2	0	0	0	0	0,11 \pm 0,32	0,06 \pm 0,24
Chilopoda – Lithobiomorpha	0,06 \pm 0,24	0,17 \pm 0,38	0,17 \pm 0,38	0,17 \pm 0,38	0,06 \pm 0,24	0,22 \pm 0,73
Coleoptera – Carabidae	0,06 \pm 0,24	0,06 \pm 0,24	0,06 \pm 0,24	0,17 \pm 0,38	0,06 \pm 0,24	0
Coleoptera – Coccinellidae	0,17 \pm 0,51	0,17 \pm 0,38	0,06 \pm 0,24	0	0	0
Coleoptera – Staphylinidae	0,17 \pm 0,51	0	0	0,50 \pm 1,20	0,06 \pm 0,24	0
Dermoptera	0	0	0	0	0	0,11 \pm 0,47
Hemiptera – Heteroptera	0	0	0	0	0	0,17 \pm 0,38
Trichiadidae – Geoplaniidae	0	0,06 \pm 0,24	0,11 \pm 0,47	0	0	0
Hymenoptera – Vespidae	0,17 \pm 0,71	0	0,06 \pm 0,24	0	0	0
Total	13	9	10	22	10	10

Nota: Los valores corresponden a la media (\pm desvió estándar) por taxón. Unidad: individuos por monolito de 25×25×20 cm. “Totales” representa el conteo absoluto de individuos por grupo funcional (no la suma de las medias). Manejos: rastrojo enterrado (RE); rastrojo quemado (RQ); siembra directa (SD). Los valores extremos de abundancia de hormigas (dos muestras con hormiguero) se reemplazaron por el máximo observado en muestras sin hormiguero (*).

Note: Values correspond to the mean (\pm standard deviation) per taxon. Unit: individuals per 25×25×20 cm monolith. “Totals” denotes the absolute count of individuals per functional group. Treatments: buried residue (RE); burned residue (RQ); no-till (SD). Extreme ant-abundance values (two samples with nests) were replaced with the maximum observed in samples without nests (*).

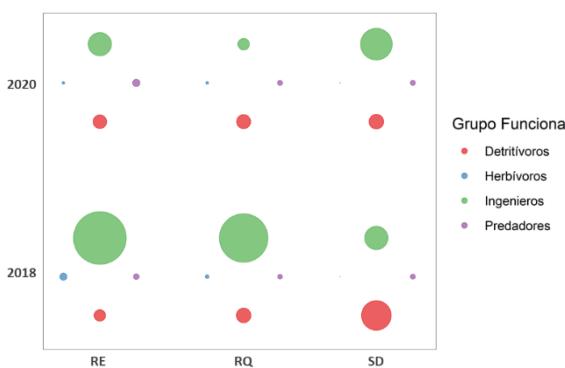


Figura 2. Abundancia de grupos funcionales de la macrofauna edáfica bajo distintos manejos del rastrojo de maíz (2018 y 2020). Manejos: rastrojo enterrado (RE), rastrojo quemado (RQ) y siembra directa (SD). El tamaño de la burbuja representa la media de individuos por monolito (25x25x20 cm) en cada combinación año \times tratamiento \times grupo funcional.

Figure 2. Abundance of soil macrofauna functional groups under maize residue management practices (2018 and 2020). Treatments: buried residue (RE), burned residue (RQ), and no-till (SD). Bubble size represents the mean number of individuals per monolith (25x25x20 cm) for each year \times treatment \times functional group combination.

Tabla 2. Valores medios (\pm DE) de variables edáficas en suelos con diferentes manejos del rastrojo de maíz (2018 y 2020).**Table 2.** Mean values (\pm SD) of edaphic variables in soils under different maize residue management (2018 and 2020).

	H m \pm D.E.	DA m \pm D.E.	pH m \pm D.E.	CE m \pm D.E.	MOP m \pm D.E.	MOAM m \pm D.E.	MOT m \pm D.E.
2018	RE	40,11 \pm 1,74	1,04 \pm 0,11	7,24 \pm 0,13	0,93 \pm 0,08	1,44 \pm 1,19	6,56 \pm 5,38
	RQ	39,63 \pm 2,41	0,97 \pm 0,16	7,43 \pm 0,15	0,95 \pm 0,12	1,72 \pm 1,20	8,20 \pm 6,05
	SD	34,37 \pm 1,76	1,13 \pm 0,07	7,62 \pm 0,30	0,89 \pm 0,07	2,05 \pm 1,71	10,03 \pm 6,50
2020	RE	43,17 \pm 2,37	0,87 \pm 0,19	7,39 \pm 0,34	0,82 \pm 0,13	1,88 \pm 1,47	7,00 \pm 3,95
	RQ	40,14 \pm 1,96	0,92 \pm 0,22	7,49 \pm 0,38	0,92 \pm 0,13	0,85 \pm 0,39	4,95 \pm 5,44
	SD	37,92 \pm 1,97	1,03 \pm 0,19	7,38 \pm 0,11	0,77 \pm 0,14	0,84 \pm 0,20	6,22 \pm 4,14

Nota: H = humedad (%); DA = densidad aparente (g cm^{-3}); pH; CE = conductividad eléctrica (dS m^{-1}); MOP = materia orgánica particulada (%); MOAM = materia orgánica asociada a minerales (%); MOT = materia orgánica total (%). Manejos: rastrojo enterrado (RE); rastrojo quemado (RQ); siembra directa (SD). Note: H = moisture (%); DA = bulk density (g cm^{-3}); pH; CE = electrical conductivity (dS m^{-1}); MOP = particulate organic matter (%); MOAM = mineral-associated organic matter (%); MOT = total organic matter (%). Treatments: buried residue (RE); burned residue (RQ); no-till (SD).

En cuanto a la contribución relativa de los taxa a la abundancia de macrofauna, los resultados del Modelo 2 y el test a posteriori fueron concluyentes al identificar tres agrupamientos de abundancia significativamente distintos ($a < b < c$; Tabla 4). El grupo con mayores registros estuvo compuesto por Crassiclitellata y Isopoda (c), con abundancias medias Julidae (b), Formicidae, Lithobiomorpha y Staphylinidae mostraron valores que no permiten diferenciarlos claramente de los grupos con registros medios y bajos (ab). Finalmente, los 18 taxa restantes conformaron el grupo con menor representatividad (a).

Predictores	C.E.	I.C.	p
(Intersección)	-1,45	-2,56 – -0,35	0,010
GF [H]	-1,01	-2,36 – -0,34	0,141
GF [I]	3,62	2,32 – 4,92	<0,001
GF [P]	-1,46	-2,59 – -0,34	0,011
T [RQ]	0,18	-1,17 – 1,54	0,791
T [SD]	1,65	0,27 – 3,02	0,019
F [2020]	0,17	-1,24 – 1,57	0,814
GF [H] \times T [RQ]	-1,9	-4,01 – 0,20	0,077
GF [I] \times T [RQ]	-0,74	-2,37 – 0,89	0,371
GF [P] \times T [RQ]	-1,02	-2,50 – 0,47	0,180
GF [H] \times T [SD]	-27,11	-205,733,56 – 205,679,34	1
GF [I] \times T [SD]	-3,75	-5,44 – -2,05	<0,001
GF [P] \times T [SD]	-2,27	-3,75 – -0,79	0,003
GF [H] \times F [2020]	-2,22	-4,88 – -0,43	0,100
GF [I] \times F [2020]	-1,9	-3,94 – -0,15	0,069
GF [P] \times F [2020]	0,37	-1,15 – 1,89	0,635
T [Q] \times F [2020]	-0,53	-2,34 – 1,29	0,569
T [SD] \times F [2020]	-1,62	-3,45 – -0,22	0,084
GF [H] \times T [RQ] \times F [2020]	1,63	-2,15 – 5,41	0,397
GF [I] \times T [RQ] \times F [2020]	-0,79	-3,41 – 1,83	0,556
GF [P] \times T [RQ] \times F [2020]	-0,02	-2,06 – 2,02	0,982
GF [H] \times T [SD] \times F [2020]	0,31	-1,090,264,82 – 1,090,265,45	1
GF [I] \times T [SD] \times F [2020]	3,41	0,84 – 5,99	0,009
GF [P] \times T [SD] \times F [2020]	1,05	-1,03 – 3,12	0,321
(Intersección)	0,25	0,17 – 0,39	
Modelo Cero Inflado			
(Intersección)	-0,28	-1,26 – -0,69	0,568
T [RQ]	16,83	-7,037,59 – 7,003,92	0,996
T [SD]	-0,95	-2,50 – -0,60	0,230
Observaciones		2,697	
R ² m		0,894	

Tabla 3. Resultados del Modelo 1 para el análisis de la variación en la abundancia de macrofauna en relación con los grupos funcionales, el manejo de rastros y el año de muestreo**Table 3.** Results of Model 1 for the analysis of macrofauna abundance variation in relation to functional groups, residue management practices, and sampling year.

Nota: (Intersección): comprende los niveles de los factores y combinaciones no mostrados en la tabla; grupo funcional (GF): ingenieros (I), detritívoros (D), predadores (P), y herbívoros (H); tratamiento (T): rastrojo enterrado (RE), rastrojo quemado (RQ), siembra directa (SD); coeficiente esperado (C.E.); intervalo de confianza (I.C.); varianza explicada por efectos fijos (R^2m).

Note: (Intercept): includes the levels of the factors and their combinations not presented in the table; functional group (GF): engineers (I), detritivores (D), predators (P), and herbivores (H); treatment (T): buried residue (RE), burned residue (RQ), no-till (SD); estimated coefficient (C.E.); confidence interval (C.I.); variance explained by fixed effects (R^2m).

Finalmente, el efecto de las variables edáficas sobre los grupos funcionales se presenta en los Modelos promedio (Tabla 5). Para los Ingenieros ($R^2c = 0,27$), se observó un efecto negativo altamente significativo del pH ($p = 0,008$) (Figura 3a), indicando una mayor abundancia en suelos con valores relativamente más bajos, dentro del rango observado (7,2 – 7,6). En los Detritívoros ($R^2c = 0,31$), la

conductividad eléctrica mostró un efecto positivo altamente significativo ($p < 0,001$) (Figura 3b), sugiriendo una asociación con suelos de mayor salinidad.

Predictores	C.E.	I.C.	p
(Intersección) [Araneae - Anyphaenidae]	-3,6	-4,63 - -2,62	<0,001 a
[Araneae - Hahnidae]	-1,8	-4,02 - 0,48	0,123 a
[Araneae - morfo 2]	-0,7	-2,26 - 0,89	0,394 a
[Araneae - Lycosidae]	-0,2	-1,84 - 1,16	0,735 a
[Araneae - morfo 1]	-0,4	-1,90 - 1,04	0,567 a
[Chilopoda- Lithobiomorpha]	0,85	-0,33 - 2,03	0,158 ab
[Coleoptera - Carabidae]	0,31	-0,99 - 1,61	0,641 a
[Coleoptera - Coccinellidae]	0,08	-1,23 - 1,40	0,902 a
[Coleoptera - Elateridae]	-1,8	-4,02 - 0,48	0,122 a
[Coleoptera - Lampyridae]	-1,8	-4,02 - 0,48	0,123 a
[Coleoptera - Leiodidae]	-1,9	-4,10 - 0,40	0,108 a
[Coleoptera - Scarabaeidae]	-1,9	-4,10 - 0,40	0,108 a
[Coleoptera - Anthicidae]	-0,9	-2,51 - 0,68	0,261 a
[Coleoptera - Curculionidae]	-0,1	-1,50 - 1,27	0,870 a
[Coleoptera - Staphylinidae]	0,81	-0,39 - 2,01	0,186 ab
[Dermaptera]	-0,7	-2,23 - 0,92	0,413 a
[Diplopoda- Julidae]	2,31	1,23 - 3,40	<0,001 b
[Hymenoptera - Fornicidae]	1,72	0,61 - 2,84	0,002 ab
[Orthoptera - Gryllidae]	-1,8	-4,04 - 0,45	0,117 a
[Hemiptera - Heteroptera]	-0,6	-2,19 - 0,95	0,438 a
[Hemiptera - Homoptera]	-0,7	-2,23 - 0,81	0,359 a
[Isopoda. Oniscidae]	3,77	2,73 - 4,81	<0,001 c
[Crassicutellata, Oligochaeta]	4,86	3,81 - 5,92	<0,001 c
[Trichiladida - Geoplaniidae]	-0,8	-2,33 - 0,82	0,346 a
[Hymenoptera - Vespidae]	-0,6	-2,10 - 0,90	0,435 a
Observaciones			2,697
R ² m			0,575

Tabla 4. Resultados del Modelo 2 que analiza la contribución de los taxa de macrofauna a la variación de la abundancia.

Table 4. Results of Model 2 analyzing the contribution of macrofauna taxa to variation in abundance.

Nota: (Intersección): comprende los niveles de los factores y combinaciones no mostrados en la tabla; coeficiente esperado (C.E.); intervalo de confianza (I.C.); varianza explicada por los efectos fijos (R²m). Letras diferentes indican diferencias significativas según Sidak ($p < 0,05$).

Note: (Intercept): includes the levels of the factors and their combinations not presented in the table; estimated coefficient (C.E.); confidence interval (I.C.); variance explained by fixed effects (R²m). Different letters indicate significant differences according to Sidak ($p < 0,05$).

Predictores	Coefficientes	p	IR
Ingenieros			
Intersección	17.994	0,012	
CE	1.904	0,247	0,8
DA	1.011	0,391	0,65
pH	-2,516	0,008	1
R ² m/R ² c:	0,14 / 0,27		
Detrítivores			
Intersección	-11.923	0,89	
CE	6.197	<2e-17	1
DA	1.346	0,14	0,47
pH	266	0,82	0,69
R ² m/R ² c:	0,20 / 0,31		
Predadores			
Intersección	-0,51	0,91	
CE	3,19	0,07	1
DA	-1,82	0,08	1
pH	-0,33	0,68	0,41
R ² m/R ² c:	0,15 / 0,25		
Herbívoros			
Intersección	-33,3	0,28	
CE	14,86	0,087	1
DA	4,06	0,23	1
H	0,5	0,089	1
pH	-1,31	0,67	0,78
MOP	0,17	0,76	0,23
R ² m/R ² c:	0,52 / 0,52		

Tabla 5. Coeficientes estimados y nivel de significación estadística (p) de las variables predictoras de los modelos promedio que explican la abundancia de los grupos funcionales.

Table 5. Estimated coefficients and statistical significance level (p) of the predictor variables in the averaged models explaining the abundance of functional groups

Nota: conductividad eléctrica (CE); densidad aparente (DA); humedad (H); materia orgánica particulada (MOP); potencial de hidrógeno (pH); importancia relativa (IR); varianza explicada por los efectos fijos –marginal– (R²m); varianza explicada total –condicional– (R²c). En negrita se indican los valores de p significativos y marginalmente significativos. Note: electrical conductivity (CE); bulk density (DA); humidity (H); particulate organic matter (MOP); potential hydrogen (pH); relative importance (IR); variance explained by fixed effects –marginal– (R²m); total variance explained –conditional– (R²c). Statistically significant and marginal p-values are indicated in bold

En cuanto a los Predadores ($R^2c = 0,26$), se encontró un nivel de significación marginal para la conductividad eléctrica (efecto positivo) y la densidad aparente (efecto negativo) (Figura 3c y d), lo que sugiere una tendencia a ser más abundantes en suelos menos compactos y con mayores niveles de salinidad. Finalmente, en los Herbívoros ($R^2c = 0,52$), la conductividad eléctrica y la

humedad presentaron efectos positivos con niveles de significación marginal ($p < 0,08$) (Figura 3e y f), indicando una tendencia a asociarse con suelos más húmedos y con mayor salinidad.

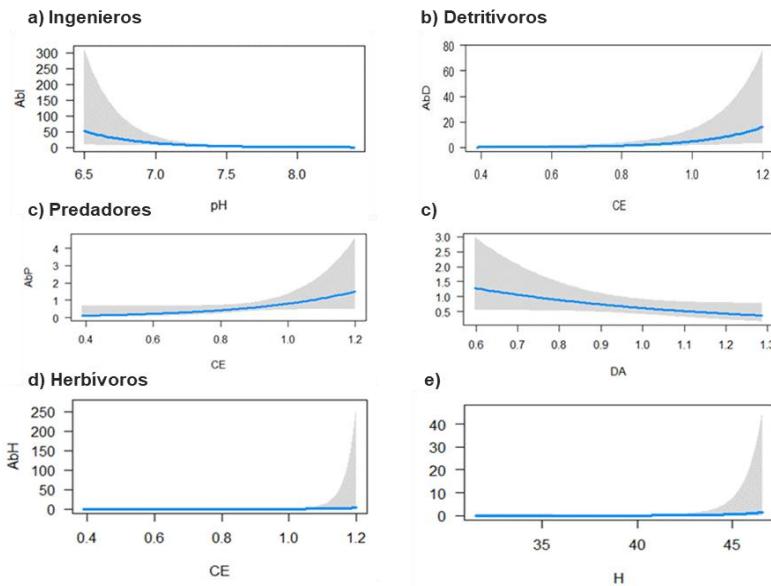


Figura 3. Relación entre la abundancia de grupos funcionales y las variables explicativas significativas (a, b) y marginalmente significativas (c, d, e y f) de los modelos promedio. Nota: conductividad eléctrica (CE); densidad aparente (DA); humedad (H); materia orgánica particulada (MOP); potencial de hidrógeno (pH); y abundancia (Ab).

Figure 3. Relationship between the abundance of functional groups and the significant (a, b) and marginally significant (c, d, e, f) explanatory variables from the averaged models. Note: electrical conductivity (CE); bulk density (DA); moisture (H); particulate organic matter (MOP); potential hydrogen (pH); and abundance (Ab).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La abundancia total de los grupos funcionales siguió en términos generales el orden Ingenieros > Detritívoros y Herbívoros > Predadores, tendencia observada en los tres tratamientos, aunque con diferencias en la magnitud relativa de cada grupo (Tabla 3). La dominancia de Ingenieros y Detritívoros coincide con lo observado en agroecosistemas bajo diferentes usos y manejos (Cabrera et al., 2011; Zerbino, 2008) y particularmente en sistemas de maíz irrigado con manejo de rastrojos (Olayemi et al., 2022). A escala global, esta tendencia también ha sido reportada en la síntesis de Lavelle et al. (2022). Sin embargo, la menor abundancia de Detritívoros en este estudio podría explicarse por la baja disponibilidad de alimento al momento de los muestreos (limitada al rastrojo enterrado y raíces), debido a la ausencia de cultivos de cobertura invernales; esta menor abundancia podría también reflejar la exclusión de los ingenieros con hábitos detritívoros en esta categoría (la de detritívoros). Por otra parte, la menor abundancia de Herbívoros podría explicarse por la escasa cobertura vegetal, lo cual concuerda con lo descrito en otros estudios (Lavelle et al., 2022; Zerbino, 2008). Finalmente, la baja abundancia de Predadores es consistente con la tendencia general en la literatura (Brussaard, 1998; Decaëns, 2010; Lavelle et al., 2006a), aunque algunos autores han registrado aumentos en este grupo en sistemas intensivos (Cabrera et al., 2011; Zerbino, 2008).

En el presente estudio, la abundancia global de macrofauna fue significativamente mayor en SD en comparación con RQ y RE. Esta diferencia puede atribuirse a varios mecanismos relacionados con la conservación de la estructura del suelo, la acumulación de materia orgánica y la provisión continua de hábitat y alimento para la fauna edáfica (Brown & Domínguez, 2010;

Lavelle et al., 2006a). Diversos estudios coinciden en señalar que los sistemas equivalentes a SD, promueven condiciones con mayor abundancia de macrofauna respecto a la labranza convencional (Brito Vega et al., 2006; Dassou et al., 2024; Gizzi et al., 2009; Kladivko et al., 2001). Sin embargo, esta tendencia no es universal, Bedano y Domínguez (2016) señalan que no sólo el tipo de labranza afecta a la fauna del suelo, sino que son altamente dependientes de, las propiedades edáficas locales y prácticas de manejo asociadas, como el uso de agroquímicos o la inclusión de cultivos de cobertura.

La literatura describe los efectos negativos del fuego sobre la fauna edáfica, con impactos agudos por mortalidad directa y crónicos por alteración del hábitat y recursos (Certini, 2021; Dennis et al., 2013; Li et al., 2012; Warren et al., 1987). En los presentes resultados, si bien el impacto de la quema (RQ) e incorporación de rastrojos (RE) no mostraron diferencias significativas, se observó una tendencia a menor abundancia en los sitios quemados. Virtó et al. (2007) por su parte identificó que, aunque la quema puede alterar ciertas propiedades biológicas y físicas del suelo, el disturbio mecánico asociado a la labranza intensiva representaría un impacto más importante sobre la macrofauna.

Si bien la abundancia global de Ingenieros y Predadores fue menor en SD, la incorporación de la dimensión temporal (interacción triple: tratamiento x GF x año) reveló una tendencia contrastante: un aumento en la abundancia de Ingenieros en SD, oponiéndose a la disminución general observada a lo largo de los años. Estos resultados coinciden con lo descripto por Olayemi et al. (2022) quienes, al comparar manejos equivalentes sostenidos en el tiempo, encontraron en siembra directa la mayor abundancia de lombrices. Esto refuerza la importancia de considerar los efectos a largo plazo al evaluar los manejos. Si bien la aplicación continua de cualquier tratamiento es desaconsejable, la siembra directa representaría la opción con menor impacto sobre la macrofauna y en particular sobre los Ingenieros.

Los resultados del presente trabajo indican que lombrices e isópodos fueron los grupos más abundantes, coincidiendo con la literatura (Cabrera et al., 2011; Decaëns et al., 2006; Olayemi et al., 2022; Zerbino, 2008). Es importante notar que estos grupos, así como los diplópodos que también presentaron abundancias elevadas (Gizzi et al., 2008; Olayemi et al., 2022), son frecuentemente reportados como componentes importantes de la biomasa de la fauna edáfica a nivel general. La baja abundancia de hormigas en este estudio, en contraste con su dominancia en otros, podría estar relacionada con la estandarización de los valores extremos.

Finalmente, respecto al efecto de las variables edáficas sobre los grupos funcionales, la abundancia de Ingenieros, representados principalmente por lombrices en estos suelos, se relacionó con el pH, siendo mayor en suelos con pH en un rango de 6,5 y 8. Esta relación coincide con lo descripto por Morales-Rojas et al. (2021), en suelos cultivados con maíz que presentaron valores de pH neutros y ligeramente alcalinos; y se contrapone con lo hallado por Lavelle et al. (2022) donde se registran el hallazgo de ingenieros en suelos con valores en el rango ácido. Por otro lado, Olayemi et al. (2022) y Lavelle et al. (2022) encontraron las mayores abundancias de lombrices, asociadas con el contenido de carbono orgánico, la humedad del suelo, en manejos con retención de residuos. Además de la composición química, las propiedades físicas del suelo también son relevantes. En estos suelos, los valores de densidad aparente ($0,87 - 1,13 \text{ g cm}^{-3}$) estuvieron por debajo del umbral crítico de $1,38 \text{ g cm}^{-3}$ establecido por Domínguez et al., (2009), valor por encima del cual se produce una reducción abrupta en la abundancia de lombrices, lo que indica que la estructura de estos suelos no sería un factor limitante para este grupo. La abundancia de D se relacionó positiva y significativamente con la CE (rango de $0,4$ y $1,2 \text{ dS m}^{-1}$), mientras que Cabrera et al. (2011) y Lavelle et al. (2022) los relacionaron positivamente con el contenido de MO. Como se ha visto, la conductividad eléctrica está presente en los modelos de los grupos funcionales (significativo), H y P (marginal). Esto puede vincularse a características del material original propias de los suelos de la región, como también al manejo del riego y drenaje en el valle.

Los resultados evidencian que extender tres ciclos consecutivos bajo estos manejos de rastrojos de maíz no favorece la abundancia de la macrofauna edáfica y por ende a sus funciones. La quema

de rastrojos resultó particularmente perjudicial. Las proporciones en los GF y su variación temporal están en consonancia con la magnitud de las perturbaciones en el medio edáfico, así como con la disponibilidad, ubicación y calidad de los recursos tróficos, en los distintos tratamientos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos sinceramente a los estudiantes de la Licenciatura en Ciencias del Ambiente e Ingeniería Agronómica, así como a los docentes e investigadores de la UNRN y UNLP que participaron en los proyectos. También extendemos nuestro agradecimiento al personal técnico del INTA. Este proyecto fue posible gracias al financiamiento de los Proyectos de Incentivos UNLP (N917 y N786), los Proyectos de Investigación de la UNRN (40-C-656 y 40-C-812) y Becas Doctorales CONICET.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bardgett, R. D., & Van Der Putten, W. H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, 515(7528), 505-511. <https://doi.org/10.1038/nature13855>
- Bedano, J. C., & Domínguez, A. (2016). Large-scale agricultural management and soil meso and macrofauna conservation in the Argentine Pampas. *Sustainability*, 8(7), 653. <https://doi.org/10.3390/su08070653>
- Belelli, C. (2021). Trabajo de intensificación en la Chacra VINPA: estrategias para el manejo del rastrojo de maíz [Trabajo de intensificación], Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. <https://repositoriodigital.uns.edu.ar/bitstream/handle/123456789/5790/Belelli%2C%20Camila%20-%20Trabajo%20de%20intensificaci%C3%B3n.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Birkhofer, K., Bezemer, T. M., Bloem, J., Bonkowski, M., Christensen, S., Dubois, D., Ekelund, F., Fließbach, A., Gunst, L., Hedlund, K., Mäder, P., Mikola, J., Robin, C., Setälä, H., Tatin-Froux, F., Van der Putten, W. H., y Scheu, S. (2008). Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(9), 2297–2308.
- Blouin, M., Hodson, M. E., Delgado, E. A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K. R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J. E., Cluzeau, D., & Brun, J. J. (2013). A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, 64(2), 161-182. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>
- Brito-Vega, H., Espinosa-Victoria, D., Figueroa-Sandoval, B., Fragoso, C., y Patrón-Ibarra, J. C. (2006). Diversidad de lombrices de tierra con labranza de conservación y convencional. *Terra Latinoamericana*, 24(1), 99-108.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J. S. S. (2009). Generalized linear mixed models: A practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(3), 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- Bonfanti, J., Potapov, A. M., Angst, G., Ganault, P., Briones, M. J. I., Calderón-Sanou, I., ... Berg, M. P. (2024). Linking effect traits of soil fauna to processes of organic matter transformation. *Functional Ecology*, 39(2), 446-461. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14720>
- Briones, M. J. I. (2014). Soil fauna and soil functions: a jigsaw puzzle. *Frontiers in Environmental Science*, 2, 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00007>
- Brown, G. G., & Domínguez, J. (2010). Earthworms as key to soil ecosystem services, biodiversity and agriculture. En P. Dion (Ed.), *Soil biology and agriculture in the tropics: Soil biology* (Vol. 21, pp. 29–64). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-05076-3_2
- Brown, G. G., Moreno, A. G., Baroisi, I., Fragoso, C., Rojas, P., Hernández, B., & Patrón, J. C. (2004). Soil macrofauna in SE Mexican pastures and the effect of conversion from native to introduced pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103(2), 313-327. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.11.026>
- Brussaard, L. (1998). Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. *Applied Soil Ecology*, 9(1–3), 123–135. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00066-3](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00066-3)
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach* (2nd ed.). Springer.
- Cabrera, G. (2012). La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y forrajes*, 35(4), 346-363.
- Cabrera, G., Robaina, N., y Ponce de León, y. D. (2011). Composición funcional de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Pastos y forrajes*, 34(3), 331-346.
- Carrasco, J., y Aguirre, C. (Eds.). (2018). Rastrojos del cultivo de maíz: Elementos a considerar para su manejo (Boletín INIA N.º 385). Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional Rayentué. <https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/29441>
- Castro-Huerta, R. A., Botero, J. A., & Domínguez, E. (2015). Differential contribution of soil biota groups to plant litter decomposition in an Andean–Patagonian transition area. *Biological Fertility of Soils*, 51(2), 147-158.
- Certini, G. (2021). The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. *Forest Ecology and Management*, 488, 118989. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118989>

Grupos funcionales de la macrofauna edáfica bajo manejo de rastrojos de maíz (*Zea mays* L.) mantenidos durante varios ciclos agrícolas en el Valle Inferior del río Negro, Norpatagonia, Argentina

- Chiappero, M. F., Rossetti, M. R., Moreno, M. L., & Pérez-Harguindeguy, N. (2024). A global meta-analysis reveals a consistent reduction of soil fauna abundance and richness as a consequence of land use conversion. *Science of The Total Environment*, 173822. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173822>
- Decaëns, T., Lavelle, P., Jiménez, J. J., Escobar, G., & Rippstein, G. (2006). The values of soil animals for ecosystem services. In D. Bardgett, M. Usher, & D. Hopkins (Eds.), *Biological diversity and function in soils* (pp. 211–236). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511541926.010>
- Decaëns, T. (2010). Macroecological patterns in soil communities. *Applied Soil Ecology*, 45(3), 123-133.
- Declaración Jurada de riego. (2019). IDEVI. Viedma, Rio Negro.
- Dennis, E. I., Usoroh, A. D., & Ijah, C. J. (2013). Soil properties dynamics induced by passage of fire during agricultural burning. *International Journal of Advance Agricultural Research*, 1, 43-52.
- Domínguez, J., Aira, M., y Gómez-Brandón, M. (2009). El papel de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. *Ecosistemas*, 18(2).
- Food and Agriculture Organization [FAO]. (2001). Soil biodiversity: What is it? Soil biodiversity: Portal. Land and Water (AGL).
- Galantini, J. A., Suñer, L., Landriscini, M. R. y Iglesias, J. O. (2008). Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. In J. A. Galantini (Ed). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina* (pp. 19-39). EdiUNS, Editorial de la Universidad Nacional del Sur.
- Gizzi, A. H., Álvarez Castillo, H. A., López, A. N., Clemente, N. L., y Studdert, G. A. (2009). Caracterización de la meso y macrofauna edáfica en sistemas de cultivo del sudeste bonaerense. *Ciencia del suelo*, 27(1), 1-9.
- Hilbe, J. M. (2011). *Negative binomial regression* (2nd ed.). Cambridge University Press.
- Johnson, J. B., & Omland, K. S. (2004). Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(2), 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.013>
- Jones, C. G., Lawton, J. H., y Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69(3), 373-386.
- Kätterer, T. (1998). Modelling the turnover of soil organic matter: model calibration and application of selected models for Swedish conditions (Reports from the Department of Soil Sciences, 79).
- Kladivko, E. J., Akhoury, N. M., & Weesies, G. (2001). Earthworm populations and species distributions under no-till and conventional tillage in Indiana and Illinois. *Soil and Tillage Research*, 59(3-4), 129–138.
- Kruse, H. O., Berntsen, J., & Eltholt, M. M. (2004). Nitrogen leaching as influenced by tillage intensity and crop rotation. *Soil & Tillage Research*, 75(1), 61–71.
- La Rosa, F., Sanchez, J. y Miñon, D. P. (2010). Sistemas irrigados de producción bovina del Valle Inferior del río Negro. Estructura y funcionamiento. Período 2003-2009. (Información técnica no.30). EEAVID-INTA.
- Lavelle, P. (2012). Earthworm communities, soil organic matter and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 48(1), 3-16.
- Lavelle, P. (2023). *Soil biology: Nature and dynamics of a life-supporting environment*. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-28094-4>
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O. W., & Dhillon, S. (1997). Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33(4), 159–193.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., ... Rossi, J. P. (2006). Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42(S1), S3–S15.
- Lavelle, P., Mathieu, J., Spain, A., Brown, G., Fragoso, C.,... Lapiède, E. (2022). Soil macroinvertebrate communities: A world-wide assessment. *Global Ecology and Biogeography*, 31(7), 1261-1276. <https://doi.org/10.1111/geb.13492>
- Li, L., Ishikawa, Y., & Mihara, M. (2012). Effects of burning crop residues on soil quality in Wenshui, Shanxi of China. *International Journal of Environmental and Rural Development*, 3(1), 30-35
- Margiotta, F., Alarcón, A., & Chaves, H. (2001). El cultivo de maíz en el Valle Inferior: Experiencias con híbridos en dos tipos de suelos. Comunicaciones de la EEA Valle Inferior del Río Negro, INTA, 37, 8–9.
- Martínez, R. S., Margiotta, F., Reinoso, L., y Martínez, R. M. (2012). Buscando alcanzar altos rendimientos del cultivo de maíz: experiencias en los valles Norpatagónicos. Proceedings of the III Reunión Internacional de Riego. Octubre 30-31, 2012, INTA Manfredi, Córdoba, Argentina.
- Masin, C. E., Cruz, M. S., Rodríguez, A. R., Demonte, M. J., Vuizot, L. A., ... Maitre, M. I. (2017). Macrofauna edáfica asociada a diferentes ambientes de un vivero forestal (Santa Fe, Argentina). *Ciencia del suelo*, 35(1), 21-33.
- Moore, J. C., Berlow, E. L., Coleman, D. C., Ruiter, P. C., Dong, Q., Hastings, A., Johnson, N. C., McCann, K. S., Melville, K., Morin, P.J., Nadelhoffer, K., Rosemond, A.D., Post, D.M., Sabo, J. L., Scow, K.M., Vanni, M. J., & Wall, D. H. (2004). Detritus, Trophic Dynamics and Biodiversity. *Ecology Letters*, 7(7), 584-600.
- Morales-Rojas, E., Quintana, S. G. C., Hurtado-Burga, R., Pino, M. M., Santillan, T. S., y Collazos-Silva, E. M. (2021). Macrofauna edáfica asociada al cultivo de maíz (*Zea mays*). *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 9(1), 15-25.

- Olayemi, O. P., Schneekloth, J. P., Wallenstein, M. D., Trivedi, P., Calderón, F. J., Corwin, J., & Fonte, S. J. (2022). Soil macrofauna and microbial communities respond in similar ways to management drivers in an irrigated maize system of Colorado (USA). *Applied Soil Ecology*, 123, 118-127.
- Pereyra, L. (2001). Caracterización de sistemas de producción de la región hortícola de La Plata. Revista de la Facultad de Agronomía de La Plata, 104(1), 49–60.
- Pognante, J., Bragadichi, M., y Cristiano, C. (2011). Siembra directa (28 p.). Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. INTA EEA Manfredi.
- R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reinoso, L. G. (2014). Efecto de la intensificación agrícola sobre las propiedades físicas de los suelos de la región hortícola del Valle Inferior (Río Negro) [Tesis de Maestría], Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Reinoso, L. G., Martínez, R. S., Otegui, M. E., Mercau, J., & Gutierrez, M. (2018). Rendimiento potencial de maíz en los valles de Norpatagonia: una aproximación desde los modelos de simulación. En XXVI Congreso de AAPRESID. Agosto, 2018. Córdoba, Argentina. <http://rid.unrn.edu.ar/handle/20.500.12049/7522>
- Reinoso, L., Martínez, R. S., Margiotta, F., D'Onofrio, M., & Zalba, P. (2010). Rendimiento de maíz y sus componentes frente a cambios en la frecuencia de riego y disponibilidad de nitrógeno en los valles irrigados de la Norpatagonia. En IX Congreso Nacional de Maíz y I Simposio Nacional de Sorgo (pp. 17–19). Rosario, Argentina.
- Rodrigo, M. C., Boeri, R. J., y Frusso, J. (1997). Efecto de la labranza sobre las comunidades de babosas (Mollusca: Gastropoda) en el sudeste bonaerense. RIA, Revista de Investigaciones Agropecuarias, 28(1), 93–103.
- Rosso, J.C. (2012). Nuestro querido IDEVI. Relatos y visiones de una utopía y su realidad (1^a ed.). EDUCO – Universidad Nacional del Comahue.
- Santos, D. J., Wilson, M. G., y Ostinelli, M. G. (Eds.). (2017). Metodología de muestreo de suelo y ensayos de campo: protocolos básicos comunes (2a ed.). Ediciones INTA.
- Schindler, H. (2013). Historia del valle inferior del Río Negro (Nota técnica). Universidad Argentina de la Empresa (UADE).
- Sidak, Z. (1967). Rectangular confidence regions for the means of multivariate normal distributions. *Journal of the American Statistical Association*, 62(318), 626–633. <https://doi.org/10.1080/01621459.1967.10482935>
- Soil Survey Staff. (2006). Keys to soil taxonomy. US Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- Taladriz, A., y Schwember, A. (2012). Cereales en las zonas centro-sur y sur de Chile-¿Qué hacer con los rastrojos?. *Agronomía y Forestal*, 46, 24-29.
- Ventrella, D., Stellacci, A. M., Castrignanò, A., Charfeddine, M., y Castellini, M. (2016). Effects of crop residue management on winter durum wheat productivity in a long term experiment in Southern Italy. *European Journal of Agronomy*, 77, 188-198.
- Virto, I., Imaz, M. J., Enrique, A., Hoogmoed, W., & Bescansa, P. (2007). Burning crop residues under no-till in semi-arid land, Northern Spain—effects on soil organic matter, aggregation, and earthworm populations. *Soil Research*, 45(6), 414-421.
- Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Klironomos, J. N., Setälä, H., Van Der Putten, W. H., & Wall, D. H. (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304(5685), 1629-1633.
- Warren, S. D., Scifres, C. J., & Teel, P. D. (1987). Response of grassland arthropods to burning: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 19(2), 105-130.
- Wilcox, R. R. (2012). *Modern statistics for the social and behavioral sciences: A practical introduction* (1st ed.). CRC Press, Taylor & Francis Group. <https://doi.org/10.1201/9781315154480>
- Zerbino, S., Altier, N., Morón, A., y Rodríguez, C. (2008). Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia Uruguay*, 12(1), 44-55.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.