



# CONTRIBUCIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO A LA RESTAURACIÓN DE AGROECOSISTEMAS Y FRAGMENTOS DE BOSQUES DEL ÉSPINAL (CÓRDOBA)

## SOIL SEED BANK CONTRIBUTION TO THE RESTORATION OF AGROECOSYSTEMS AND FOREST FRAGMENTS IN THE ESPINAL (CÓRDOBA)

Melina S. Piacenza<sup>1\*</sup>, Guillermo Funes<sup>2</sup>, María B. Naldini<sup>2</sup>,  
María V. Palchetti<sup>2</sup> & Esteban Kowaljow<sup>2</sup>

1. Grupo de Estudios Ambientales (GEA) IMASL-CONICET-UNSL, San Luis, Argentina  
2. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV) CONICET-UNC, Córdoba, Argentina

\*me.soledad.piacenza@mi.unc.edu.ar

### Citar este artículo


PIACENZA, M. S., G. FUNES, M. B. NALDINI, M. V. PALCHETTI & E. KOWALJOW. 2024. Contribución del banco de semillas del suelo a la restauración de agroecosistemas y fragmentos de bosques del Espinal (Córdoba). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 59: 199-219.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v59.n2.43133>

Recibido: 26 Nov 2023

Aceptado: 22 May 2024

Publicado impreso: 30 Jun 2024

Editor: Juan Carlos Moreno Saiz

ISSN versión impresa 0373-580X

ISSN versión on-line 1851-2372

### SUMMARY

**Background and aims:** The most substantial global land use change is the transformation of native ecosystems into agroecosystems, leading to loss of biodiversity and reduction of ecosystem services. Potentially, these degraded systems could be restored from their soil seed bank. Our aim was to assess species richness and density of the soil seed bank along a structural complexity gradient in agroecosystems and Espinal forest fragments. Furthermore, we compared species composition between the soil seed bank and established vegetation of the reference system to explore its potential for regeneration of native plant communities.

**M&M:** A structural complexity gradient was created from vegetation and soil structural variables from plots with different land uses to analyze seed bank variables.

**Results:** The highest richness was recorded in the pasture soil seed bank, followed by the forests. The highest density and similarity to the established vegetation of the reference system was registered in the forests. Herbaceous species predominated in all plots. With the exception of *Celtis tala*, seeds of dominant woody species from the reference system were not observed.

**Conclusions:** The pasture seed bank may be particularly relevant in the early stage of native forest restoration, especially if the aim is to reduce costs. However, the contribution of the seed bank to Espinal forests recovery in short to medium term is limited due to its low similarity to reference system.

### KEYWORDS

Land use change, regeneration, secondary succession, dry forest, central Argentina.

### RESUMEN

**Introducción y objetivos:** El cambio de uso del suelo más significativo a nivel mundial es la transformación de ecosistemas nativos en agroecosistemas, causando pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos. Potencialmente, estos sistemas degradados podrían recuperarse a partir del banco de semillas del suelo. Nuestro objetivo fue evaluar la riqueza y densidad del banco de semillas en relación con un gradiente de complejidad estructural en agroecosistemas y fragmentos de bosques del Espinal, así como su potencial para regenerar especies nativas comparando su composición de especies con la vegetación establecida del sistema de referencia.

**M&M:** A partir de variables estructurales de vegetación y de suelo de parcelas con distintos usos de suelo, se construyó un gradiente de complejidad estructural sobre el cual se analizaron las variables del banco de semillas.

**Resultados:** El banco de semillas de la pastura registró la mayor riqueza, seguida por el de bosques. La mayor densidad del banco de semillas y similitud con la vegetación establecida del sistema de referencia la presentaron los bosques. Predominaron las especies herbáceas en todas las parcelas. A excepción de *Celtis tala*, no se observaron semillas de especies leñosas dominantes del sistema de referencia.

**Conclusiones:** El banco de semillas de la pastura puede contribuir en las primeras etapas de restauración, especialmente si se busca reducir los costos asociados a este proceso. Sin embargo, su aporte para recuperar los bosques nativos del Espinal en el corto o mediano plazo es limitado debido a su baja similitud con el sistema referencia.

### PALABRAS CLAVE

Cambio en el uso del suelo, regeneración, sucesión secundaria, bosque seco, centro de Argentina.

## INTRODUCCIÓN

En Argentina, desde la segunda mitad del siglo XX, se observa una tendencia a la expansión de la frontera agrícola a expensas de ecosistemas nativos y de espacios previamente ocupados por la ganadería (Viglizzo & Jobbágy, 2010). La provincia fitogeográfica Pampeana fue el primer sistema modificado por estos usos, seguida por las provincias fitogeográficas del Espinal y del Chaco (Guida Johnson & Zuleta, 2013; Garachana *et al.*, 2018). Entre las consecuencias ambientales y sociales vinculadas con este proceso se pueden mencionar la fragmentación del hábitat (Cabido *et al.*, 2018), la contaminación del suelo y de cursos de agua con pesticidas (Peruzzo *et al.*, 2008), además del desplazamiento hacia los centros urbanos de pequeños y medianos productores (Caro & Ceconello, 2020). La provincia fitogeográfica del Espinal, perteneciente al Dominio Chaqueño, se caracteriza por ser un bosque subtropical estacionalmente seco que se extiende en forma de arco por el centro y este de Argentina (Cabrera, 1976). En Córdoba, se encuentra en las llanuras del centro, este y sur de la provincia, donde los bosques y sabanas esclerofíticas dominados por especies del género *Neltuma*, junto con un estrato herbáceo dominado por gramíneas cespitosas, representan el tipo de vegetación potencial (Oyarzabal *et al.*, 2018). Sin embargo, estos bosques y sabanas se encuentran reducidos a fragmentos en su mayoría pequeños y aislados entre sí, inmersos en una matriz agrícola/ganadera y con distinto grado de invasión por especies no nativas (Giorgis & Tecco, 2014; Zeballos *et al.*, 2020). Actualmente representan menos del 4% de la extensión original de bosques del Espinal en Córdoba, de los cuales sólo el 1,05% está representado en áreas protegidas (Zeballos *et al.*, 2020). Este escenario ocasionó una alteración de los ciclos hidrológicos (Jobbágy *et al.*, 2008) que derivó en el afloramiento superficial del nivel freático, aumentando la frecuencia de inundaciones y el riesgo de salinización de los suelos (Houspanossian *et al.*, 2023). Estos efectos negativos, junto con la escasa representación del Espinal en áreas protegidas (Zeballos *et al.*, 2020), destacan la urgencia de encontrar estrategias de manejo alternativas. Por otro lado, el establecimiento del Plan Agroforestal (Ley Provincial 10467 sancionada en 2017) que exige a los propietarios de tierras tener especies arbóreas en al menos el 2% de

sus propiedades, resalta la necesidad de conciliar la producción agrícola/ganadera con la preservación de la estructura ecológica, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

El banco de semillas del suelo (BSS) comprende todas las semillas viables que se encuentran en el suelo y en la broza (Simpson *et al.*, 1989; Csontos, 2007; Weerasinghe *et al.*, 2018). Estas semillas pueden proceder tanto de la vegetación establecida pasada (legado vegetal) o presente, como de la dispersión y/o lluvia de semillas desde comunidades cercanas (Bossuyt & Honnay, 2008; Wang *et al.*, 2020). El estudio del BSS en sistemas degradados es fundamental, ya que su presencia sugiere que el ambiente no ha atravesado sus umbrales bióticos, en términos de composición de especies vegetales, sus interacciones, dispersión de semillas y composición del BSS. Esta condición indica que el sistema todavía conserva su capacidad de recuperación (Cramer *et al.*, 2008; Ma *et al.*, 2019, 2021). De esta forma, el BSS puede tener especial importancia en procesos de restauración ecológica (restauración de aquí en adelante), debido a que puede determinar la trayectoria de la sucesión secundaria en ambientes degradados (Roberts, 1981; Bossuyt & Honnay, 2008) y jugar un rol importante como fuente de regeneración (Suding & Hobbs, 2009; Haussmann *et al.*, 2019; Florentine *et al.*, 2023). Dentro de las características del BSS que son relevantes en la regeneración de la comunidad vegetal, destacan su riqueza específica, densidad (número de semillas por m<sup>2</sup>) y, fundamentalmente, su similitud con la vegetación establecida (Funes *et al.*, 2001; Ma *et al.*, 2019). La riqueza y densidad del BSS pueden estar influenciadas por la historia de uso del suelo, principalmente en ambientes que han sido transformados en áreas agrícolas/ganaderas o agroecosistemas (Middleton, 2003; Dölle & Schmidt, 2009). Tanto en pasturas implantadas para ganadería (Maza Villalobos *et al.*, 2011) como en cultivos (Meave *et al.*, 2012; Pan *et al.*, 2020), el BSS es usualmente denso, con baja riqueza y compuesto principalmente por especies herbáceas mono- y dicotiledóneas. En los bosques, por lo general, la densidad y la riqueza del BSS son bajas (Thompson, 1978; Devlaeminck *et al.*, 2005; Souza de Paula *et al.*, 2023). Algunos estudios muestran una baja similitud en la composición de especies entre el BSS y la vegetación establecida debido principalmente a una aparición más frecuente de especies perennes en la

vegetación aérea, y de hierbas anuales, comúnmente ruderales, en el BSS (Hopfensperger, 2007; De Villiers *et al.*, 2003; Savadogo *et al.*, 2017). Aun cuando en numerosos trabajos se observó una baja similitud entre el BSS y la vegetación establecida, el estudio de esta relación permite establecer modelos de restauración adecuados al ambiente estudiado (Clewell & Aronson, 2007; McDonald *et al.*, 2016), a la vez que funciona como un indicador ecológico de la capacidad de recuperación de los ecosistemas (Ma *et al.*, 2019). En estudios de restauración, esta similitud debe ser abordada definiendo previamente una comunidad vegetal como sistema de referencia (Williams Linera *et al.*, 2016; Lipoma *et al.*, 2020). En este sentido, es deseable que la similitud sea alta, debido a que frecuentemente se busca recuperar especies que son características de la comunidad de referencia (Dölle & Schmidt, 2009).

En este trabajo nos propusimos: 1) evaluar el cambio en la riqueza de especies y densidad del BSS en relación con un gradiente de complejidad estructural en agroecosistemas y fragmentos de bosques del Espinal de la provincia de Córdoba y 2) determinar la similitud florística en la composición de especies entre el BSS y la vegetación establecida del sistema de referencia, la cual será utilizada como herramienta para evaluar el potencial uso del BSS como fuente de regeneración de especies nativas. Esperamos que la riqueza del BSS sea mayor a medida que aumente la complejidad estructural de los sistemas estudiados. También esperamos que la densidad no varíe significativamente en función del gradiente de complejidad estructural. Esto último se debe a la existencia de una compensación entre una mayor producción de semillas de especies ruderales en sistemas menos complejos y una mayor cantidad de especies, con diferentes estrategias de vida, que aportan semillas en sistemas más complejos. Por último, esperamos que la similitud entre el BSS y la vegetación establecida del sistema de referencia sea menor en sistemas menos complejos con respecto a los de mayor complejidad estructural.

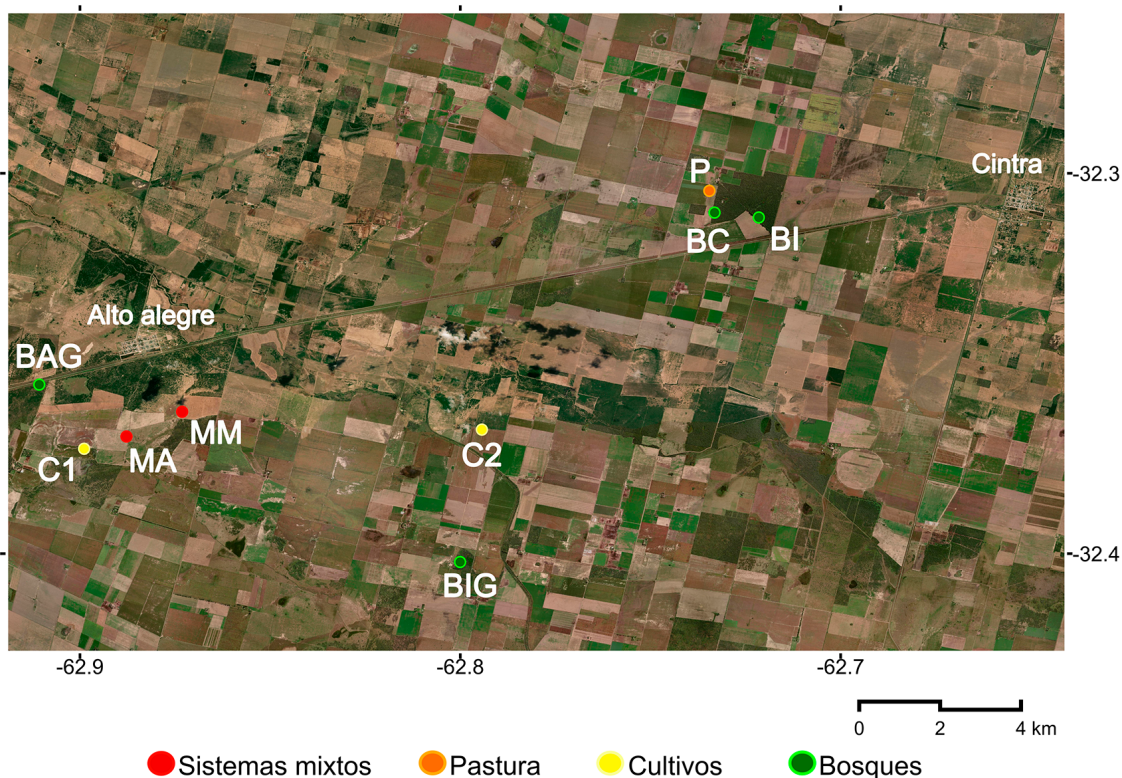
## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

El área de estudio pertenece a la Provincia Fitogeográfica del Espinal, distrito Algarrobal (Oyarzabal *et al.*, 2018). Se ubica en la porción

centro-este de la provincia de Córdoba (Argentina), cercana a las localidades de Alto Alegre y Cintra (Fig. 1). El clima del área es templado y húmedo (Lewis *et al.*, 2009), con una temperatura media entre los 10-14 °C durante el invierno y entre los 22-24 °C durante el verano, y una precipitación media anual de aproximadamente 800 mm, concentrada en los meses cálidos (Servicio Meteorológico Nacional. Atlas Climático Argentina, período 1991-2020).

Dentro del área se pueden identificar distintas clases de suelo definidas por características que determinan su aptitud productiva y su riesgo de degradación (IDECOR, 2020). Las clases predominantes en esta área son las VI y VII, las cuales poseen severas limitaciones para el cultivo debido a la acumulación de aguas de escorrentía, al drenaje interno pobre o impedido y a la elevada salinidad y alcalinidad sódica. Estos suelos son destinados principalmente al uso ganadero, en menor medida a la producción mixta (rotación entre cultivos de cereales/oleaginosas y pasturas implantadas para ganadería) y en algunos casos, a la agricultura de secano (cultivos de cereales/oleaginosas). El área de estudio corresponde al tipo de vegetación descrito como “Bosque de *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart” (Zeballos *et al.*, 2020), el cual se caracteriza por ser un bosque abierto con pastizales. Sus especies diagnósticas son *G. decorticans*, los pastos *Cynodon dactylon* (L.) Pers. y *Sporobolus spartinus* (Trin.) P.M. Peterson & Saarela, así como la hierba *Sida rhombifolia* L. Otras especies con alta constancia y cobertura son las leñosas *Celtis tala* Gillies ex Planch., *Vachellia caven* (Molina) Seigler & Ebinger y *Neltuma nigra* (Griseb.) C.E. Hughes & G.P. Lewis, y las gramíneas *Setaria lachnea* (Nees) Kunth y *Nassella hyalina* (Nees) Barkworth. Además, la palmera endémica *Trithrinax campestris* (Burmeist.) Drude & Griseb presenta su mayor cobertura relativa en este tipo de vegetación (Zeballos *et al.*, 2020). En función de la cobertura vegetal y del biotipo (forma de vida) dominante en los bosques, se pueden distinguir *a priori* bosques cerrados, abiertos y abiertos con arbustos. En la actualidad, la vegetación nativa ha sido reemplazada en gran medida por monocultivos de soja, maíz y trigo, que frecuentemente son incorporados en esquemas de rotación, siendo la secuencia trigo/maíz-soja la más común. También se han introducido especies forrajeras no nativas, como la alfalfa, para uso ganadero. Dentro de esta



**Fig. 1.** Distribución de las parcelas con distinto uso de suelo seleccionadas. En rojo se muestran los sistemas mixtos (MA: sistema mixto con alfalfa; MM: sistema mixto con maíz), en anaranjado la pastura (P: pastura implantada con ganadería), en amarillo los cultivos (C1 y C2: cultivos de secano) y en verde los bosques (BAG: bosque abierto con ganadería; BC: bosque cerrado sin ganadería; BI: bosque de cobertura intermedia sin ganadería; BIG: bosque de cobertura intermedia con ganadería).

configuración de agroecosistemas, persisten algunos fragmentos de bosques aislados entre sí y ubicados en suelos poco productivos clasificados como clases VI y VII.

#### *Diseño experimental*

Se seleccionaron 9 parcelas circulares de 30 m de diámetro (706,9 m<sup>2</sup>) con distintos usos de suelo (Tabla 1, Fig. 1): una pastura implantada con ganadería (P); dos sistemas de uso mixto, es decir que incluyen rotación entre cultivos de secano y pastura implantada con ganadería (MM: mixto con maíz en el período del muestreo y MA: mixto con alfalfa en el período del muestreo); dos cultivos de secano (C1 y C2) y cuatro bosques (BAG: bosque abierto con ganadería, BC: bosque cerrado sin ganadería, BIG: bosque de cobertura

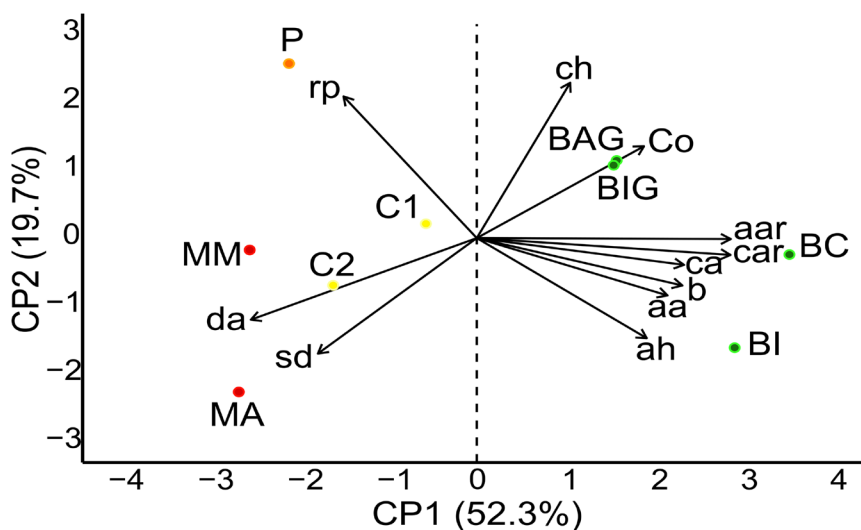
intermedia con ganadería y BI: bosque de cobertura intermedia sin ganadería). Se estimó la historia de uso de los últimos 40 años de cada parcela a partir del testimonio de los propietarios de las tierras. Debido a que el BSS puede variar según las características del suelo (Funes *et al.*, 2001; Meave *et al.*, 2012), las parcelas se ubicaron en suelos clase VI y VII que son los más representativos del área de estudio. En cada parcela se midieron las siguientes variables estructurales de vegetación y de suelo: altura máxima y porcentaje de cobertura del estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo, porcentaje de cobertura de broza y de suelo desnudo, resistencia a la penetración del suelo, densidad aparente (variables del suelo relevantes para la densidad de semillas del BSS, Yang *et al.*, 2021) y contenido de carbono (C) orgánico del suelo. Se utilizó una

**Tabla 1.** Coordenadas geográficas, uso histórico (últimos 40 años), uso actual y clase de suelo de las parcelas seleccionadas.

Parcela	Coordenadas geográficas	Uso histórico	Uso actual	Clase de suelo
MA	32°22'9.10"S, 62°53'16.00"O	Cultivo de granos con siembra directa hasta 2015.	Cultivo de alfalfa como pastura implantada para ganadería en el periodo del muestreo del banco. Rotaciones: trigo/maíz y alfalfa como pastura implantada.	VII
MM	32°21'45.70"S, 62°52'23.30"O	Cultivo de granos con siembra directa hasta 2015.	Cultivo de maíz en el periodo del muestreo del banco. Rotaciones: trigo/maíz y alfalfa como pastura implantada.	VI
P	32°18'16.60"S, 62°44'4.30"O	Pastura. Desmonte aproximadamente 36 años atrás.	Ganadero con pastura implantada (alfalfa).	VI
C1	32°22'20.70"S, 62°53'56.10"O	Cultivo de granos con siembra directa.	Cultivo de maíz en el periodo del muestreo del banco. Rotaciones trigo-sorgo/soja-maíz.	VII
C2	32°22'2.60"S, 62°47'39.60"O	Cultivo de granos con siembra directa.	Cultivo de maíz en el periodo del muestreo del banco. Rotaciones trigo/soja-maíz.	VII
BIG	32°24'7.90"S, 62°48'0.20"O	Bosque de cobertura intermedia con ganadería bovina.	Bosque de cobertura variable con ganadería bovina por seis meses al año.	VII
BAG	32°21'20.00"S, 62°54'38.50"O	Bosque abierto.	Bosque abierto con ganadería bovina durante el verano.	VII
BI	32°18'41.80"S, 62°43'17.50"O	Bosque completamente desmontado hace aproximadamente 40 años. Recuperación progresiva a partir de 1989.	Bosque de cobertura intermedia sin ganadería.	VI
BC	32°18'37.20"S, 62°43'59.40"O	Bosque cerrado sin modificaciones significativas.	Bosque cerrado sin ganadería.	VI

pértiga telescópica para determinar la altura máxima de los estratos. Los porcentajes de cobertura fueron estimados visualmente. Estas variables se determinaron cada 1 m sobre una transecta de faja de 30 m de largo por 1 m de ancho en la temporada seca (octubre de 2019) y húmeda (febrero de 2020) para capturar la variabilidad estacional de la vegetación. La resistencia a la penetración en los 0-5 cm de profundidad del suelo fue registrada en 10 puntos por parcela utilizando un penetrómetro de golpes (modelo INTA Villegas), y la densidad aparente en los 0-10 cm de profundidad del suelo fue obtenida a partir de una muestra compuesta (5 submuestras) por el método del cilindro de volumen conocido (Robertson *et al.*, 1999). Por último, se recolectó una muestra compuesta (5 submuestras) de los 0-10 cm de profundidad del suelo para

determinar el contenido de C orgánico mediante la técnica de digestión húmeda de Walkley & Black (1934). Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para evaluar el agrupamiento/distribución de las parcelas según las variables de vegetación y de suelo medidas (Fig. 2). El Componente Principal 1 (CP1) explicó el 52,3% de la variabilidad total de los datos, encontrándose las variables resistencia a la penetración, densidad aparente y porcentaje de suelo desnudo hacia el lado negativo del eje, y las variables cobertura de broza, C orgánico y cobertura y altura del estrato herbáceo, arbóreo y arbustivo hacia el lado positivo del eje. Este CP1 se utilizó como gradiente de complejidad estructural, en donde valores más negativos del CP1 se asociaron a parcelas con menor complejidad estructural y valores más positivos se asociaron a



**Fig. 2.** Análisis de componentes principales con las variables de vegetación y suelo para las nueve parcelas seleccionadas. Abreviaturas= aa y ca: altura y cobertura del estrato arbustivo respectivamente; aar y car: altura y cobertura del estrato arbóreo respectivamente; ah y ch: altura y cobertura del estrato herbáceo respectivamente; b: porcentaje de cobertura de broza; Co: contenido de C orgánico del suelo; rp: resistencia a la penetración; da: densidad aparente; sd: porcentaje de suelo desnudo; MA: sistema mixto con alfalfa; MM: sistema mixto con maíz; P: pastura implantada con ganadería; C1 y C2: cultivos de secano; BAG: bosque abierto con ganadería; BC: bosque cerrado sin ganadería; BI: bosque de cobertura intermedia sin ganadería; BIG: bosque de cobertura intermedia con ganadería.

parcelas con mayor complejidad estructural. A partir del ACP, se eligió como sistema de referencia a la parcela de bosque BC la cual se ubicó en el extremo más positivo del CP1, asociado a valores más altos de altura y cobertura del estrato arbóreo y arbustivo, además de un mayor porcentaje de cobertura de broza. Este bosque presentó 44 especies vegetales (Tabla 2) de las cuales el 65,9% fueron herbáceas y el 11,4% arbustivas, enredaderas y arbóreas; según su origen, el 88,6% de las especies fueron nativas y el 6,8% no nativas (censo de vegetación realizado en marzo de 2022 por el grupo de trabajo, datos aún no publicados). Los valores que tomó el CP1 fueron utilizados como variable independiente en los diferentes análisis del BSS (ver análisis de datos).

#### *Estudio del banco de semillas del suelo*

El BSS se evaluó mediante el conteo y determinación de la identidad taxonómica de las plantas emergidas de muestras de suelo (Funes *et al.*, 2003). El muestreo del BSS se realizó en julio de 2019, luego de la lluvia de semillas estival/

otoñal con el fin de captar semillas de especies con estrategia tanto transitoria como persistente (Milberg, 1995, Funes *et al.*, 2003). Debido a la gran heterogeneidad que puede presentar el BSS en pocos metros cuadrados (Dalling, 2002) y a que la mayoría de las semillas se encuentran en los primeros 5 cm del perfil del suelo (Funes *et al.*, 2001), en cada parcela se tomó una muestra compuesta de los 0-5 cm de profundidad del suelo (10 submuestras tomadas aleatoriamente) incluyendo la broza (Ernst *et al.*, 2020). Para esto se utilizó un sacabocado de 10 cm de diámetro. Las muestras de suelo fueron refrigeradas a 5 °C durante 1 mes con el fin de romper la dormición que puedan presentar las semillas de algunas especies (Funes *et al.*, 2001). Las muestras fueron pasadas por un tamiz de 2 mm de abertura de malla para eliminar piedras y fragmentos vegetales que pudieran dificultar la emergencia de las plántulas (Funes *et al.*, 2003). Las semillas retenidas en el tamiz fueron devueltas a cada muestra. Posteriormente, se separaron 400 g de suelo de cada muestra compuesta de cada parcela

**Tabla 2.** Riqueza de especies en el BSS  $\pm$  error estándar, densidad de semillas en el BSS (semillas/m<sup>2</sup>)  $\pm$  error estándar y porcentaje de especies en cada parcela clasificadas por origen (nativa y no nativa), biotipo (herbáceas, arbustos, árbol y enredadera) y estrategia (ruderal y no ruderal). Los porcentajes se muestran redondeados a una sola cifra decimal y la sumatoria dentro de cada categoría (origen, biotipo y estrategia) no es igual a 100% porque no se incluyen las especies no identificadas.

	MA	MM	P	C2	C1	BIG	BAG	BI	BC	SR
<b>Riqueza</b>	7,5 $\pm$ 0,8	9,2 $\pm$ 1,7	16 $\pm$ 1,7	7,7 $\pm$ 0,6	6,7 $\pm$ 0,7	13 $\pm$ 1,1	11,1 $\pm$ 1,2	14,7 $\pm$ 1	13,8 $\pm$ 1,2	44
<b>Densidad</b>	106,3 $\pm$ 15	101,7 $\pm$ 13,9	192,3 $\pm$ 27,3	240 $\pm$ 25,1	50,3 $\pm$ 9,6	295,3 $\pm$ 36,5	223,7 $\pm$ 60,3	277 $\pm$ 67,8	245,3 $\pm$ 38,4	-
<b>Origen</b>										
No nativa	13,3	13,0	22,7	29,2	21,7	10,3	20,0	10,0	12,8	6,8
Nativa	70,0	78,3	63,6	62,5	69,6	79,5	68,6	76,0	74,4	88,6
<b>Biotipo</b>										
Herbácea	93,3	95,7	97,7	100,0	91,3	92,3	91,4	84,0	87,2	65,9
Arbusto	3,3	-	2,3	-	4,3	5,1	5,7	8,0	5,1	11,4
Árbol	-	-	-	-	-	-	2,9	2,0	2,6	11,4
Enredadera	-	-	-	-	-	-	-	2,0	5,1	11,4
<b>Estrategia</b>										
Ruderal	40,0	43,5	36,4	58,3	52,2	38,5	37,1	32,0	35,9	20,5
No ruderal	43,3	47,8	50,0	33,3	39,1	51,3	51,4	54,0	51,3	75,0

**Referencias=** MA: sistema mixto con alfalfa; MM: sistema mixto con maíz; P: pastura implantada con ganadería; C1 y C2: cultivos de secano; BAG: bosque abierto con ganadería; BC: bosque cerrado sin ganadería; BI: bosque de cobertura intermedia sin ganadería; BIG: bosque de cobertura intermedia con ganadería; SR: sistema de referencia.

y se colocaron en 10 bandejas plásticas de 15 x 20 cm sobre una capa de arena de 2 cm de espesor. Las bandejas (9 parcelas x 10 repeticiones= 90 bandejas) se colocaron en orden aleatorio en un invernadero donde fueron sometidas a las mismas condiciones controladas de luz (12 h), temperatura (25 °C) y humedad (regadas a capacidad campo cuando fue necesario) durante 8 meses. Además, se colocaron seis bandejas control (15 x 20 cm) sólo con arena, bajo las mismas condiciones, y se controló que no emergiera ninguna plántula, con el fin de evaluar el posible ingreso de semillas desde el exterior hacia el invernadero (Funes *et al.*, 2003). En el quinto mes del experimento, se mezcló el suelo de cada bandeja para asegurar una mayor cantidad de germinaciones. Cuando fue posible, las especies se identificaron desde el estadio de plántula y luego se extrajeron de sus respectivas bandejas. En otros casos, se requirió la obtención de flores y/o frutos para una correcta identificación. Para esto fue necesario trasplantarlas a recipientes individuales más grandes dentro del mismo invernadero. Cada planta extraída fue contabilizada. La identificación de especies se realizó con lupa y claves dicotómicas de familia, género y especie. Las especies dicotiledóneas no identificadas fueron nombradas como “dicoX” y las monocotiledóneas no identificadas como “monoX”, donde X corresponde a un número propio de cada especie (Tabla 3). Se consultó la versión *online* actualizada de la Flora Argentina (Pozner, 2015) para la nomenclatura de cada especie y su clasificación según su origen (nativas/no nativas), su biotipo (árbol, arbusto, herbácea o enredadera) y ciclo de vida (anual o perenne). Además, se clasificó a los individuos identificados a nivel de especie en ruderales y no ruderales. En este trabajo se consideró como especie ruderal o estrategia *r* a las especies con ciclo de vida anual y biotipo herbáceo o enredadera. Dentro de las no ruderales, se incluyen a todas las especies perennes arbóreas, arbustivas, herbáceas y enredaderas, con otros tipos de estrategias como competidoras y tolerantes al estrés (*sensu* Grime, 1979).

#### *Análisis de datos*

Se realizaron análisis de regresión lineal utilizando los valores del CPI del ACP como variable independiente (gradiente de complejidad estructural) y como variables dependientes la

riqueza específica del BSS por parcela (promedio de la cantidad de especies entre las 10 bandejas), la densidad de semillas del BSS por parcela (promedio de semillas germinadas entre las 10 bandejas incluyendo todas las especies y expresada en número de semillas por m<sup>2</sup>), el porcentaje de biotipos (hierbas, arbustos, árboles y enredaderas) y el porcentaje de especies ruderales/no ruderales. Además, se calculó la similitud en la composición de especies entre el BSS y la vegetación establecida del sistema de referencia utilizando el índice de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957) con los datos de cobertura promedio de cada especie en la vegetación establecida del sistema de referencia y la abundancia relativa de cada especie en el BSS para evitar diferencias en las escalas de muestreo. Al ser un índice de disimilitud (Bray & Curtis, 1957), se procedió a calcular la similitud como la diferencia entre uno y el índice de Bray-Curtis. Esto fue expresado en porcentaje: 0% cuando no existió similitud entre la composición florística de las comunidades, es decir, el BSS y la vegetación establecida no comparten ninguna especie, y 100% cuando la similitud fue máxima. Por último, se hizo un análisis de regresión lineal entre el gradiente de complejidad estructural y el índice de Bray-Curtis como variable dependiente. Todos los análisis estadísticos se realizaron a un nivel de significancia de  $p < 0,05$  en el *software* RStudio versión 2022.2.1.461 (RStudio Team, 2022). Se utilizaron los paquetes *stats* versión 4.1.3 (R Core Team, 2022) para las regresiones lineales, *ggplot2* versión 3.3.6 (Wickham, 2016) para la realización de figuras y *vegan* versión 2.6-2 (Oksanen *et al.*, 2022) para calcular el índice de disimilitud de Bray Curtis.

## RESULTADOS

### *Generalidades del banco de semillas del suelo*

En total se registraron 5197 semillas germinadas (17323,33 semillas/m<sup>2</sup>) y 99 especies (Tabla 3). Las especies identificadas pertenecieron a 32 familias, siendo Poaceae y Asteraceae las más representadas con 15 y 14 especies respectivamente, mientras que 15 familias estuvieron representadas por una especie. El porcentaje de especies nativas encontradas en el BSS superó el 62% en todas las parcelas, alcanzando el 79,5% en BIG (Tabla 2). Se



**Tabla 3.** Especies identificadas en el BSS con sus respectivas abundancias por parcela y valores de cobertura promedio por especie en el sistema de referencia (SR).

Familia	Especie	BT	CV	S	MA	MM	P	C2	C1	BIG	BAG	BI	BC	SR
Acanthaceae	<i>Dicliptera squarrosa</i> Nees	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
	<i>Amaranthus hybridus</i> L.	h	an	nn	9	-	3	23	24	-	-	-	-	-
	<i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	a	p	n	-	-	-	-	-	29	63	216	44	-
	<i>Chenopodium album</i> L.	h	an	nn	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
Amaranthaceae	<i>Chenopodium</i> sp.	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants	h	p	n	-	-	1	-	-	4	2	-	2	-
Anacardiaceae	<i>Holmbergia tweedii</i> (Moq.) Speg.	a	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
	<i>Schinus longifolius</i> (Lindl.) Speg.	ar	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	<i>Visnaga daucoides</i> Gaertn.	h	an	e	-	-	15	-	-	-	-	2	-	-
Apiaceae	<i>Bowlesia incana</i> Ruiz & Pav.	h	an	n	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Cyclosporum</i> cf. <i>uruguayense</i> (Mathias Constance) Constance	h	an	nn	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
Apocynaceae	<i>Araujia odorata</i> (Hook. & Arn.) Fontella & Goyder	e	p	n	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
	<i>Artemisia annua</i> L.	h	an	nn	-	-	-	-	-	-	-	22	-	-
	<i>Baccharis glutinosa</i> Pers.	h	p	n	1	-	-	-	-	108	17	42	27	5
	<i>Bidens subalternans</i> DC. var. <i>Subalternans</i>	h	an	n	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
	<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	9	2	1
	<i>Chrysolaena flexuosa</i> (Sims) H. Rob.	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
	<i>Chromolaena hirsuta</i> (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob.	a	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist var. <i>bonariensis</i>	h	an	n	4	2	7	-	-	-	-	-	2	-
	<i>Cotula australis</i> (Sieber ex Spreng.) Hook. f.	h	an	nn	1	33	20	1	-	-	1	-	-	-
	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	h	an	n	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Asteraceae	<i>Gamochoaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	h	an	n	-	-	1	-	1	1	-	-	-	-
	<i>Gamochoaeta calviceps</i> (Fernald) Cabrera	h	an	n	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-
	<i>Gamochoaeta filaginea</i> (DC.) Cabrera	h	p	n	-	-	3	-	-	-	-	-	1	-
	<i>Gamochoaeta pensylvanica</i> (Willd.) Cabrera	h	an	n	45	100	154	140	140	35	33	214	193	49
	<i>Gamochoaeta subfaicata</i> (Cabrera) Cabrera	h	an	n	-	1	2	2	4	-	27	5	1	-
	<i>Pascalina glauca</i> Ortega	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	h	p	n	-	10	-	-	-	-	196	-	4	-
	<i>Vernonia incana</i> Less.	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
	<i>Xanthium spinosum</i> L.	h	an	nn	-	-	1	-	-	-	-	3	-	-
	Basellaceae	<i>Anredera cordifolia</i> (Ten.) Steenis	e	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.		h	an	nn	-	-	4	-	-	1	-	-	1	-
Brassicaceae	<i>Lepidium diadymum</i> L.	h	an	n	-	1	14	44	2	1	-	-	-	-

Familia	Espece	BT	CV	S	MA	MM	P	C2	C1	BIG	BAG	BI	BC	SR
Brassicaceae	<i>Rorippa mandonii</i> (E. Fourn.) Mart. Laborde	h	an	n	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromeliaceae	<i>Tillandsia capillaris</i> Ruiz & Pav.	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
Cactaceae	<i>Cereus forbesii</i> Otto ex C.F. Först.	ar	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
Campanulaceae	<i>Opuntia megapota mica</i> Arechav. var. <i>megapota mica</i>	a	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
Campanulaceae	<i>Wahlenbergia linearoides</i> (Lam.) A. DC.	h	p	n	3	2	4	-	5	-	-	22	-	-
Cannabaceae	<i>Celtis tala</i> Gillies ex Planch.	ar	p	n	-	-	-	-	-	-	2	4	2	50
Caryophyllaceae	<i>Paronychia brasili ana</i> DC. var. <i>pubescens</i> Chaudhuri	h	p	n	-	-	21	-	-	-	-	-	-	-
Commelinaceae	<i>Spergylia platensis</i> (Cambess.) Shinnars var. <i>platensis</i>	h	an	n	22	46	11	-	-	-	4	-	-	-
Commelinaceae	<i>Commelin a erecta</i> L.	h	p	n	-	-	-	1	-	-	-	1	-	0,5
Convolvulaceae	<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris	h	p	n	-	-	5	2	-	-	2	6	-	1
Convolvulaceae	<i>Ipomoea rubriflora</i> O'Donnell	e	an	n	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Convolvulaceae	<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth	e	an	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
Cyperaceae	<i>Carex bonariensis</i> Desf. ex Poir. var. <i>bonariensis</i>	h	p	n	-	-	-	-	-	35	18	6	26	1
Cyperaceae	<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	h	p	n	20	2	20	10	8	150	94	47	99	-
Cyperaceae	<i>Cyperus entrerianus</i> Boeck.	h	p	n	1	-	1	-	-	8	19	7	2	0,5
Cyperaceae	<i>Cyperus incomtus</i> Kunth	h	p	n	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-
Cyperaceae	<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	h	p	n	5	2	11	1	9	-	9	-	26	-
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.	h	p	n	-	-	-	-	4	1	1	-	-	-
Cyperaceae	<i>Eleocharis</i> sp.	h	-	-	2	-	10	-	11	35	93	24	95	-
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	h	an	n	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia serpens</i> Kunth var. <i>serpens</i>	h	p	n	-	9	-	-	-	-	-	1	-	-
Fabaceae	<i>Geoffroea decorticans</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart	ar	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Fabaceae	<i>Neltuma nigra</i> (Griseb.) C.E. Hughes & G.P. Lewis	ar	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30
Iridaceae	<i>Sisyrinchium</i> sp.	h	-	-	1	-	8	-	-	-	3	-	1	-
Juncaceae	<i>Juncus tenuis</i> Willd. var. <i>tenuis</i>	h	p	n	-	-	2	-	-	-	-	1	-	0,5
Lamiaceae	<i>Cantinoa mutabilis</i> (Rich.) Harley & J.F.B. Pastore	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-
Lamiaceae	<i>Lamium amplexicaule</i> L.	h	an	nn	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-
Lythraceae	<i>Heimia salicifolia</i> (Kunth) Link	a	p	n	1	-	15	-	10	7	2	4	4	-
Malvaceae	<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	a	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
Malvaceae	<i>Modiolastrum gilliesii</i> (Steud.) Krapov.	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Malvaceae	<i>Pseudabutilon</i> sp.	h	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	h	an	n	-	-	-	-	-	33	-	2	82	60
Malvaceae	<i>Sida spinosa</i> L.	h	a	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molluginaceae	<i>Mollugo verticillata</i> L.	h	a	n	1	-	-	8	-	-	1	1	1	-
Orobanchaceae	<i>Agalinis communis</i> (Cham. & Schltdl.) D'Arcy	a	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Familia	Especie	BT	CV	S	MA	MM	P	C2	C1	BIG	BAG	BI	BC	SR
Oxalidaceae	<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	h	p	n	1	4	3	5	5	1	3	4	1	-
Petiveriaceae	<i>Rivina humilis</i> L.	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	<i>Callitriche terrestris</i> Raf. subsp. <i>subsessilis</i> (Fassett) Bacigalupo	h	an	n	-	-	-	-	-	2	5	5	21	-
	<i>Nuttallanthus canadensis</i> (L.) D.A. Webb	h	p	nn	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	h	p	n	1	4	60	-	-	-	1	-	-	-
	<i>Scoparia montevidensis</i> (Spreng.) R.E. Fr.	h	p	n	2	-	7	-	-	-	1	-	10	-
	<i>Sternodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	h	an	n	-	-	-	-	-	2	-	11	-	-
	<i>Veronica peregrina</i> L.	h	an	nn	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	h	p	nn	5	39	22	-	-	56	25	5	-	-
	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	h	an	n	5	2	-	8	-	3	9	1	6	-
	<i>Diplachne fusca</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.	h	p	n	8	2	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	h	an	nn	-	-	35	1	6	-	5	-	-	-
	<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	h	an	nn	-	-	3	-	9	-	19	1	3	-
	<i>Hordeum stenostachys</i> Godr.	h	p	n	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-
	mono14	h	-	-	6	1	-	-	-	-	-	15	11	-
	mono3	h	-	-	127	-	6	340	-	13	3	1	4	-
Poaceae	mono60	h	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
	mono70	h	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-
	mono77	h	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
	mono78	h	-	-	-	-	3	-	-	20	-	23	1	-
	<i>Nassella hyalina</i> (Nees) Barkworth	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	h	p	n	-	-	7	-	-	3	-	2	-	-
	<i>Setaria lachnea</i> (Nees) Kunth	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	<i>Setaria oblongata</i> (Griseb.) Parodi	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
	<i>Setaria pampeana</i> Parodi ex Nicora	h	p	nn	-	-	-	2	-	-	-	1	1	-
	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	h	p	n	-	-	-	-	1	-	6	-	4	0,5
Polygalaceae	<i>Polygala</i> sp.	h	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
Polygonaceae	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	h	an	n	-	-	-	-	-	36	-	-	1	-
	<i>Polygonum stypticum</i> Cham. & Schitdl.	h	an	n	-	-	-	-	-	2	-	-	-	0,5
Portulacaceae	<i>Portulaca cryptopetala</i> Speg.	h	an	n	-	-	-	-	1	5	1	-	2	-
	<i>Portulaca oleracea</i> L.	h	an	nn	16	-	-	9	1	-	-	-	1	0,5
Ranunculaceae	<i>Clematis montevidensis</i> Spreng.	e	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
	<i>Borreria spinosa</i> Cham. & Schitdl. ex DC.	h	p	n	-	-	5	-	-	1	-	-	2	-
Rubiaceae	<i>Galium richardianum</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. ex Walp.	h	an	n	2	-	-	-	-	2	-	8	-	0,5
	<i>Richardia stellaris</i> (Cham. & Schitdl.) Steud.	h	p	n	-	-	2	-	-	-	-	1	-	-

Familia	Especie	BT	CV	S	MA	MM	P	C2	C1	BIG	BAG	BI	BC	SR
Sapindaceae	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	e	an	nn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
Scrophulariaceae	<i>Verbascum virgatum</i> Stokes	h	an	nn	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Calibrachoa parviflora</i> (Juss.) D'Arcy	h	an	n	1	22	-	2	-	-	-	-	-	-
	<i>Cestrum parqui</i> L'Hér.	a	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
	<i>Nicotiana longiflora</i> Cav.	h	p	n	2	6	2	2	1	31	13	21	16	-
	<i>Petunia axillaris</i> (Lam.) Britton, Stern & Poggenb. subsp. <i>parodii</i> (Steere) Cabrera	h	an	n	-	-	4	11	-	-	-	-	-	-
Solanaceae	<i>Salpichroa origanifolia</i> (Lam.) Baill.	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	<i>Sclerophylax spinescens</i> Miers	h	an	n	3	13	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Solanum chenopodioides</i> Lam.	h	an	n	-	-	-	-	-	13	-	1	132	0,5
	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	h	p	n	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	h	p	n	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-
	<i>Solanum</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
Talinaceae	<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	h	p	nn	-	-	-	-	-	12	1	-	41	0,5
Urticaceae	<i>Parietaria debilis</i> G. Forst.	h	an	nn	-	2	-	102	-	24	1	72	11	-
	<i>Glandularia venturii</i> (Moldenke) Botta	h	p	n	-	-	6	-	-	-	-	-	1	-
	<i>Verbena gracilescens</i> (Cham.) Herter var. <i>gracilescens</i>	h	p	n	-	-	23	-	1	3	-	-	-	-
Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i> Kunth var. <i>litoralis</i>	h	p	n	-	-	15	-	-	3	-	6	1	-
	<i>Verbena montevidensis</i> Spreng.	h	p	n	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Violaceae	<i>Pombalia parviflora</i> (Mutis ex L.f.) PaulaSouza	h	an	n	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
No identificada	dico64	-	-	-	21	-	25	-	8	-	-	9	-	-
	dico85	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-

**Referencias=** BT: biotipo (h: hierba, a: arbusto, e: enredadera, ar: árbol); CV: ciclo de vida (p: perenne, an: anual); S: status para Argentina (n: nativa, nn: no nativa); MA: sistema mixto con alfalfa; MM: sistema mixto con maíz; P: pastura implantada con ganadería; C1 y C2: cultivos de secano; BAG: bosque abierto con ganadería; BC: bosque cerrado sin ganadería; BI: bosque de cobertura intermedia sin ganadería; BIG: bosque de cobertura intermedia con ganadería; SR: sistema de referencia.

encontró una dominancia de especies herbáceas en el BSS de todas las parcelas (Tabla 2), observándose mayor proporción de éstas en agroecosistemas que en bosques ( $R^2= 0,66$ ;  $p= 0,008$ ). En relación con las especies leñosas, sólo estuvo presente la arbórea *C. tala* en el BSS de BI, BAG y BC y como especies arbustivas se encontraron a *Heimia salicifolia* Link (en BAG, BC, BI, BIG, MA, P y C1), *Iresine diffusa* Humb. & Bonpl. ex Willd. (en BC, BI, BAG y BIG), *Sida spinosa* L. (en BI) y *Agalinis communis* (Cham. & Schldl.) D'Arcy (en BI, Tabla 3). Por otro lado, si bien la cantidad de especies ruderales fue mayor en C1 y C2 (Tabla 2), ésta no fue significativamente diferente a lo largo del gradiente de complejidad estructural ( $R^2=0,25$ ;  $p=0,17$ ), ocurriendo lo mismo con las no ruderales ( $R^2=0,34$ ;  $p=0,1$ ).

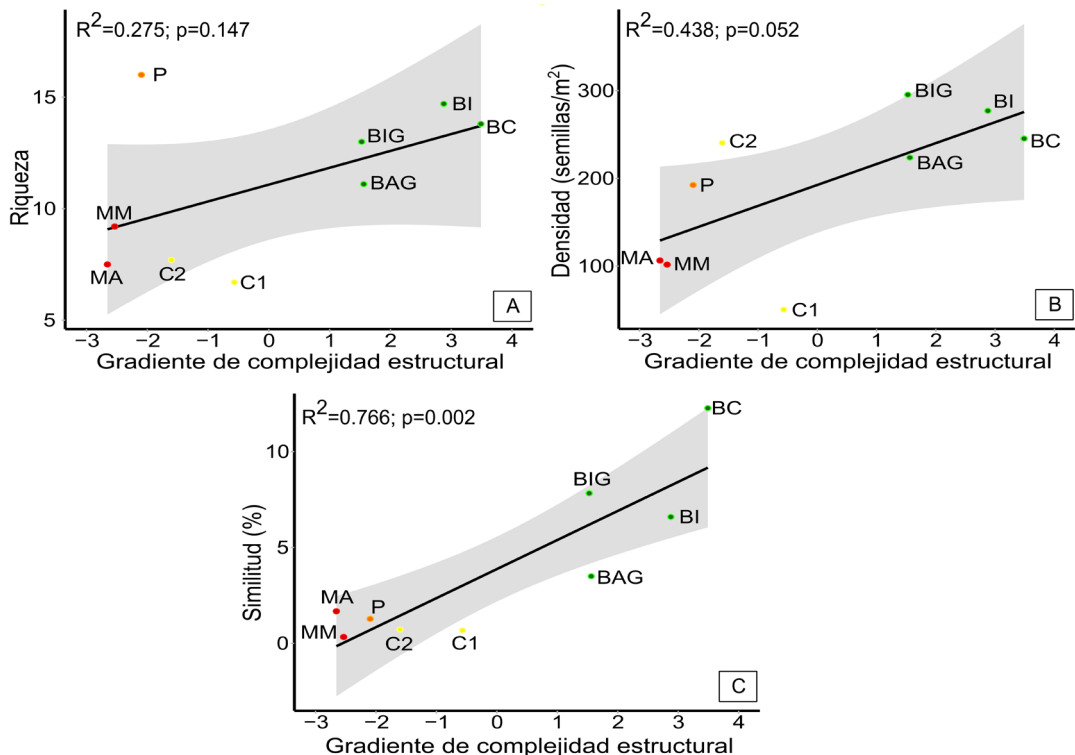
*Riqueza y densidad del banco de semillas del suelo*

No se encontró una relación estadísticamente significativa entre la riqueza de especies del BSS y el gradiente de complejidad estructural ( $R^2= 0,275$ ;  $p= 0,147$ ). La mayor cantidad de especies fue registrada en P (16 especies  $\pm 1,7$ ), seguida por la de los bosques (Fig. 3A, Tabla 2).

No se encontró una relación estadísticamente significativa ( $R^2= 0,438$ ;  $p= 0,052$ ) entre la densidad de semillas del BSS y el gradiente de complejidad estructural. La mayor densidad registrada pertenece a BIG (295,3  $\pm 36,5$ ), mientras que la menor corresponde a C1 (50,3 semillas  $\pm 9,6$ ; Fig. 3B, Tabla 2).

*Similitud entre el banco de semillas y la vegetación establecida del sistema de referencia*

La similitud entre la composición de especies



**Fig. 3.** Regresiones lineales utilizando los valores del CP1 del ACP como variable independiente y la riqueza, densidad y porcentaje de similitud como variables dependientes. **A:** riqueza de especies en el BSS. **B:** densidad de semillas en el BSS (semillas/m<sup>2</sup>). **C:** porcentaje de similitud en la composición de especies entre el BSS y la vegetación establecida del sistema de referencia. El área sombreada en color gris muestra el error estándar asociado al modelo de regresión lineal. Abreviaturas= MA: sistema mixto con alfalfa; MM: sistema mixto con maíz; P: pastura implantada con ganadería; C1 y C2: cultivos de secano; BAG: bosque abierto con ganadería; BC: bosque cerrado sin ganadería; BI: bosque de cobertura intermedia sin ganadería; BIG: bosque de cobertura intermedia con ganadería.

del BSS y la vegetación establecida del sistema de referencia fue baja, registrándose valores entre 0,3% y 12,3% (Fig. 3C). En el gradiente de complejidad estructural, los agroecosistemas presentaron menor similitud que los bosques ( $R^2= 0,766$ ;  $p= 0,002$ ; Fig. 3C). Las especies leñosas nativas presentes en la vegetación establecida del sistema de referencia (e.g., *N. nigra* y *G. decorticans*) no estuvieron presentes en el BSS de ninguna de las parcelas, con excepción de *C. tala*, la cual presentó una densidad baja en el BSS de algunos bosques (BAG, BC y BI).

## DISCUSIÓN

Como en la mayoría de los estudios de BSS de diferentes sistemas, las familias más representadas fueron Poaceae y Asteraceae (e.g., Funes *et al.*, 2003; Ferri *et al.*, 2009; Williams Linera *et al.*, 2016; Silva & Overbeck, 2020; Wang *et al.*, 2020). Aunque predominaron las especies herbáceas en el BSS de todas las parcelas, éstas se diferenciaron en la proporción de otros biotipos presentes, como arbustos, árboles o enredaderas (Tabla 2). Esto coincide con otros estudios (Maza Villalobos *et al.*, 2011; Williams Linera *et al.*, 2016), donde se encontraron diferencias en la proporción de los distintos biotipos que componen el BSS de bosques y pasturas. Contrario a lo que se esperaba en el sistema estudiado, la riqueza del BSS no aumentó significativamente con la complejidad estructural de las parcelas. Como se muestra en la Fig. 3A, la pastura (P), de baja complejidad estructural, presentó la mayor riqueza, comparable a la de los bosques. Esto puede atribuirse a la proximidad de P a un fragmento de bosque nativo (190 m aproximadamente) que podría actuar como fuente de propágulos (Bossuyt & Honnay, 2008). De esta forma el BSS puede estar compuesto no sólo del legado vegetal pasado sino también del aporte actual de semillas producto de la dispersión. La presencia del ganado bovino en P no tendría un fuerte impacto en la riqueza de especies encontradas en el BSS. En este sentido, el efecto del pastoreo sobre el BSS es poco claro y no se evidencia un patrón general, pudiendo aumentar (Donelan & Thompson, 1980; McDonald *et al.*, 1996), disminuir (Tessem *et al.*, 2012) o no presentar diferencias en la riqueza con respecto a sitios sin pastoreo (Milberg, 1995; Loydi, 2019). Estas variaciones dependen principalmente

de la intensidad del pastoreo y de su efecto sobre la vegetación establecida (Eskelinen *et al.*, 2023). Teniendo en cuenta que P fue la única parcela sin cultivo de secano, se plantea como interrogante si la riqueza del BSS es afectada principalmente por las prácticas agrícolas asociadas a los cultivos de secano, como aplicación de herbicidas y fertilizantes, y no por el uso como pastura. Algunos estudios mencionan que el uso de fertilizantes reduce la riqueza del BSS (Pan *et al.*, 2020; Eskelinen *et al.*, 2023). Esto se debe a diversos mecanismos, como la exposición de las semillas a patógenos (Wagner & Mitschunas, 2007) que pueden verse facilitados por condiciones más ricas en nutrientes (Veresoglou *et al.*, 2013; Lekberg *et al.*, 2021). Además, los fertilizantes estimulan una mayor germinación, lo que podría agotar las reservas de semillas del suelo (Niu *et al.*, 2022). También pueden eliminar gradualmente especies ruderales de la vegetación establecida, reduciendo así su contribución al BSS (Pan *et al.*, 2020). Sin embargo, para obtener resultados concluyentes, son necesarios nuevos estudios que incluyan información del BSS de otras pasturas y datos sobre los insumos químicos aplicados en los cultivos de secano y sistemas mixtos. En este estudio, el porcentaje de especies nativas en el BSS superó el 62% tanto en agroecosistemas como bosques (Tabla 2). Se observó la presencia de *C. dactylon* en el BSS de la mayoría de las parcelas, una especie herbácea invasora frecuente en cultivos de maíz, soja y girasol (Horowitz, 1972), la cual ha sido observada también por Ferri *et al.* (2009) en bosques del Espinal. De las especies leñosas dominantes en la vegetación establecida del sistema de referencia sólo se encontró a *C. tala* en una baja densidad. Otras especies como *N. nigra* y *Holmbergia tweedii* (Moq.) Speg no estuvieron presentes en el BSS. Esto puede deberse a que algunas especies leñosas perennes presentan BSS transitorios (Fenner & Thompson, 2005; Baskin & Baskin, 2014). Otras especies pueden presentar reproducción vegetativa (Rago *et al.*, 2020; Noutcheu *et al.*, 2023), como es el caso del chañar (*G. decorticans*), el cual es reconocido por su capacidad de reproducirse a partir de raíces gemíferas (Demaio *et al.*, 2015). Sumado a esto, algunos autores observaron la pérdida de semillas de especies del género *Neltuma* por aborción y/o predación por insectos, lo que representa una presión que podría modificar la

cantidad de semillas presentes en el BSS (Vélez *et al.*, 2018).

La relación entre la densidad de semillas y el gradiente de complejidad estructural no fue significativa. Si bien este resultado apoya nuestra predicción, existió una tendencia en la que los agroecosistemas tuvieron menor densidad de semillas que los bosques (Fig. 3B). Nuestra predicción suponía que la densidad no sería significativamente diferente a lo largo del gradiente debido a un mayor aporte de semillas de especies ruderales en agroecosistemas, y a una mayor cantidad de especies que aportan semillas en los bosques. Sin embargo, la dinámica del BSS, sobre todo en agroecosistemas, es compleja y varía considerablemente según las prácticas agrícolas implementadas y el momento desde el cual se realizan (Buhler *et al.*, 2001). En los agroecosistemas, además de las especies cultivadas, la comunidad vegetal está formada principalmente por hierbas anuales conocidas como “malezas” (Manley *et al.*, 2002), que crecen, producen semillas y retroalimentan nuevamente el BSS (Shrestha *et al.*, 2002; Hosseini *et al.*, 2014). Algunos estudios muestran que el establecimiento y desarrollo de estas plantas se ve afectado por determinadas prácticas como la rotación de cultivos (Doucet *et al.*, 1999), ya sea por competencia con las especies cultivadas (Haring & Flessner, 2018; Pan *et al.*, 2020) o por el efecto de los herbicidas aplicados en cada tipo de cultivo (Bellinder *et al.*, 2004; Feledyn Szewczyk *et al.*, 2020), y como consecuencia, se reduce el tamaño del BSS (Roberts & Stokes, 1965; Cavers & Benoit, 1989). No obstante, esta última afirmación está en discusión debido a la creciente resistencia de las malezas a los herbicidas (Meftaul *et al.*, 2020; Satorre *et al.*, 2020). Tal es el caso de las especies *Amaranthus hybridus* L. (en MA, P, C1 y C2), *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist (en MA, MM, P), *Chenopodium album* L. (en C1), *C. dactylon* (en MA, MM, P) y *Eleusine indica* (L.) Gaerth (en P, C1 y C2), las cuales desarrollaron resistencia al glifosato según reportan numerosos autores (Bryson & Wills, 1985; Lee & Ngim, 2000; Owen & Zelaya, 2005; Heap, 2014; Meftaul *et al.*, 2020; Vázquez García *et al.*, 2021). Además, la predación de las semillas de especies ruderales es otro factor que puede influir en la densidad de éstas. Por ejemplo, en campos agrícolas de la provincia de Santa Fe se observó la predación de semillas de

las especies *Commelina erecta* L. y *C. album* por insectos y roedores comunes de áreas cultivadas (Heredia Pinos *et al.*, 2023).

Aunque la similitud entre el BSS y la vegetación establecida del sistema de referencia fue baja en todas las parcelas, se registró una variación significativa a lo largo del gradiente de complejidad estructural (Fig. 3C). La similitud fue menor en agroecosistemas que en bosques, lo cual respalda nuestra predicción. La baja similitud entre el BSS y la vegetación establecida parece ser un patrón común en numerosos estudios (Donelan & Thompson, 1980; Etchepare & Boccanelli, 2007; Dölle & Schmidt, 2009; Savadogo *et al.*, 2017; Ernst *et al.*, 2020). En relación con los cultivos, la baja similitud puede estar relacionada con la dominancia de especies ruderales en el BSS (58,3% ruderales y 33,3% no ruderales en C2; 52,2% ruderales y 39,1% no ruderales en C1; Tabla 2), tal como observaron otros autores (Dölle & Schmidt, 2009), mientras que en la vegetación establecida del sistema de referencia dominaron las no ruderales (75% no ruderales y 20,5% ruderales; la sumatoria no es igual a 100% porque no se incluyen las especies no identificadas).

La formación de un BSS está asociada a diferentes características de las semillas de las especies, como fotoblastismo positivo, presencia de algún tipo de dormición, entre otros (Baskin & Baskin, 2014). En este sentido, la información acerca de las características de las especies leñosas dominantes en el área de estudio del presente trabajo es escasa. Se ha observado que algunas especies de los bosques del Espinal pertenecientes a los géneros *Neltuma* y *Vachellia* presentan dormición física (cubierta impermeable al agua) (Funes *et al.*, 2009; Venier *et al.*, 2017), sin embargo, la ruptura de la impermeabilidad y la germinación se producirían pocos meses después de la dispersión (Ferrerías *et al.*, 2018) por lo que su banco de semillas sería de tipo transitorio. Sería de gran importancia en el futuro indagar, para diferentes especies dominantes de estos bosques del Espinal, acerca de las características eco-fisiológicas que podrían estar involucradas en la formación de BSS.

Como se mencionó previamente, la reducción de la superficie ocupada por los bosques del Espinal debido a la expansión de la frontera agrícola, con sus consecuentes efectos negativos, resaltan la importancia de generar alternativas de manejo

que logren conciliar la actividad productiva con el mantenimiento de los ecosistemas nativos. En este sentido, el BSS de semillas del suelo puede funcionar como un indicador ecológico complementario de la capacidad de regeneración de áreas degradadas (Luo *et al.*, 2023). En el presente trabajo la ausencia de semillas en el BSS de las especies leñosas que fueron dominantes en la vegetación establecida del sistema de referencia es un aspecto a tener en cuenta en la restauración de estos sistemas, principalmente porque esto puede significar un incremento en el nivel de esfuerzo requerido. Bajo este escenario, la eliminación del disturbio (agricultura/ganadería) no sería una tarea suficiente para lograr la recuperación de las especies nativas del bosque del Espinal a partir del BSS en un plazo de tiempo corto o mediano. Sin embargo, es importante destacar que el BSS de la pastura (P) fue el que presentó en promedio mayor riqueza, incluso más que los bosques (Fig. 3A), por lo que podría contribuir en las primeras etapas de restauración, especialmente si lo que se busca es reducir los costos asociados a este proceso.

## CONCLUSIONES

Debido al modelo económico extractivista agroexportador presente en Argentina (Frechero, 2013), existe en el Espinal un fuerte incentivo económico para deforestar y continuar produciendo (Garachana *et al.*, 2018), por lo que resulta difícil lograr una restauración que restablezca la biodiversidad de los bosques nativos sin la aprobación de los usuarios y/o dueños de las tierras. En este trabajo nos propusimos evaluar posibles cambios en la riqueza de especies y densidad del BSS en relación con un gradiente de complejidad estructural en agroecosistemas y fragmentos de bosques del Espinal de la provincia de Córdoba y determinar la similitud florística en la composición de especies entre el BSS y la vegetación establecida del sistema de referencia. Nuestros resultados muestran que no hay cambios tanto de la riqueza como de la densidad de semillas del BSS en las diferentes situaciones de uso de suelo analizadas. Además, la representación de semillas de las especies leñosas dominantes en el sistema de referencia fue escasa. A partir de esto, consideramos que la contribución del BSS

a la restauración de las especies nativas de estos bosques es limitada debido principalmente a la baja similitud en la composición de especies entre el BSS de todas las parcelas y la comunidad vegetal establecida del sistema de referencia. A futuro recomendamos la realización de nuevas investigaciones que incluyan como variable la distancia de las parcelas con uso agrícola/ganadero a los fragmentos de bosques para evaluar su potencial rol como fuente de propágulos.

## CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

MSP, GF, MBN y EK han diseñado la investigación. MVP y MSP realizaron la identificación taxonómica de las especies. Todos los autores han participado en la interpretación de los datos y redacción del manuscrito.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Dra. Melisa Giorgis por su ayuda en la identificación de las especies pertenecientes a la familia Poaceae, a la Biól. Sol Pérez por su colaboración en el invernadero y a la Dra. Ana Ferreras por sus aportes. Este estudio fue financiado por los proyectos PRIMAR SECyT UNC “Bases ecosistémicas de sustentabilidad eco-social en el centro de Argentina”, PICT FONCyT “Bases ecosistémicas de resiliencia en el centro de Argentina” (2017-1084) y SECyT UNC “Efectos del uso de la tierra y de la herbivoría sobre las fuentes de resiliencia asociadas a etapas regenerativas de sistemas leñosos del centro de Argentina.

## BIBLIOGRAFÍA

- BASKIN, C. C. & J. M. BASKIN. 2014. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. 2nd ed. Academic Press, San Diego. <https://doi.org/10.1016/C2013-0-00597-X>
- BELLINDER, R. B., H. R. DILLARD & D. A. SHAH. 2004. Weed seedbank community responses to crop rotation schemes. *Crop Prot.* 23: 95–101. [https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(03\)00174-1](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(03)00174-1)
- BOSSUYT, B. & O. HONNAY. 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of



- seed bank characteristics in European communities. *J. Veg. Sci.* 19: 875-884.  
<https://doi.org/10.3170/2008-8-18462>
- BRAY, J. R. & J. T. CURTIS. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 326-349.
- BRYSON, C. T. & G. D. WILLS. 1985. Susceptibility of bermudagrass (*Cynodon dactylon*) biotypes to several herbicides. *Weed Sci.* 33: 848-852.
- BUHLER, D. D., K. A. KOHLER & R. L. THOMPSON. 2001. Weed seed bank dynamics during a five-year crop rotation. *Weed Technol.* 15: 70-176. [https://doi.org/10.1614/0890-037X\(2001\)015\[0170:WSBDDA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1614/0890-037X(2001)015[0170:WSBDDA]2.0.CO;2)
- CABIDO, M., S. R. ZEBALLOS, M. ZAK, M. L. CARRANZA ... & A. T. ACOSTA. 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Appl. Veg. Sci.* 21: 298-311. <https://doi.org/10.1111/avsc.12369>
- CABRERA, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: KUGLER, W. F. (ed.), *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, pp. 1-85. Acme, Buenos Aires.
- CARO, J. A. & M. M. CECONELLO. 2020. Principales iniciativas vinculadas al desarrollo rural en Argentina (1995-2015). Una revisión de características y alcances. *Breves Contrib. Inst. Estud. Geogr.* 31: 110-117.
- CAVERS, P. B. & D. L. BENOIT. 1989. Seed banks in arable land. En: LECK, M. A., V. T. PARKER & R. L. SIMPSON (eds.), *Ecology of Soil Seedbanks*, pp. 309-328. Academic Press, San Diego.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-440405-2.50019-1>
- CLEWELL, A. F. & J. ARONSON. 2007. *Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession*. 2nd ed. Island Press. Washington, DC.  
<https://doi.org/10.5822/978-1-59726-323-8>
- CRAMER, V. A., R. J. HOBBS & R. J. STANDISH. 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends Ecol. Evol.* 23: 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.005>
- CSONTOS, P. 2007. Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecol.* 8: 75-85. <https://doi.org/10.1556/comec.8.2007.1.10>
- DALLING, J. W. 2002. Ecología de semillas. En: M. R. GUARIGUATA & G. H. KATTAN (eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales*, pp. 345-375. Ediciones LUR, Cartago.
- DE VILLIERS, A. J., M. W. VAN ROOYEN & G. K. THERON. 2003. Similarity between the soil seed bank and the standing vegetation in the Strandveld Succulent Karoo, South Africa. *Land Degrad. Dev.* 14: 527-540. <https://doi.org/10.1002/ldr.582>
- DEMAIO, P., U. O. KARLIN & M. MEDINA. 2015. Árboles nativos de Argentina. Tomo 1: Centro y Cuyo. Primera edición. Ecoval editorial, Buenos Aires.
- DEVLAEMINCK, R., B. BOSSUYT & M. HERMY. 2005. Inflow of seeds through the forest edge: evidence from seed bank and vegetation patterns. *Plant Ecol.* 176: 1-17.  
<https://doi.org/10.1007/s11258-004-0008-2>
- DÖLLE, M. & W. SCHMIDT. 2009. The relationship between soil seed bank, above-ground vegetation and disturbance intensity on old-field successional permanent plots. *Appl. Veg. Sci.* 12: 415-428.  
<https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01036.x>
- DONELAN, M. & K. THOMPSON. 1980. Distribution of buried viable seeds along a successional series. *Biol. Conserv.* 17: 297-311.  
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(80\)90029-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(80)90029-4)
- DOUCET, C., S. E. WEAVER, A. S. HAMILL & J. ZHANG. 1999. Separating the effects of crop rotation from weed management on weed density and diversity. *Weed Sci.* 47: 729-735.  
<https://doi.org/10.1017/S0043174500091402>
- ERNST, R. D., C. E. SUÁREZ, H. D. ESTELRICH, E. F. MORICI & M. A. CAMPOS. 2020. Fachinales de *Prosopis caldenia* intervenidos por distintos manejos: Análisis desde su banco de semillas. *Ecol. Austral* 30: 380-392.  
<https://doi.org/10.25260/EA.20.30.3.0.989>
- ESKELINEN, A., M. T. JESSEN, H. A. BAHAMONDE, J. D. BAKKER ... & L. L. SULLIVAN. 2023. Herbivory and nutrients shape grassland soil seed banks. *Nat. Commun.* 14: 3949.  
<https://doi.org/10.1038/s41467-023-39677-x>
- ETCHEPARE, M. A. & S. I. BOCCANELLI. 2007. Análisis del banco de semillas y su relación con la vegetación emergente en una clausura de la llanura pampeana. *Ecol. Austral* 17: 159-166.
- FELEDYN SZEWCZYK, B. J. SMAGACZ, C. A. KWIATKOWSKI, E. HARASIM & A. WOŹNIAK. 2020. Weed flora and soil seed bank composition as affected by tillage system in three-year crop rotation. *Agric.* 10: 1-20.  
<https://doi.org/10.3390/agriculture10050186>
- FENNER, M. & K. THOMPSON. 2005. *The ecology of seeds*. First edition. Cambridge University Press. Cambridge.

- FERRERAS, A., P. MARCORA, P. VENIER & G. FUNES. 2018. Different strategies for breaking physical seed dormancy in field conditions in two fruit morphs of *Vachellia caven* (Fabaceae). *Seed Sci. Res.* 28: 8-15.  
<https://doi.org/10.1017/S096025851800003X>
- FERRI, R., M. CEBALLOS, N. VISCHI, E. HEREDIA & A. OGGERO. 2009. Banco de semillas de un relicto de Espinal (Córdoba, Argentina). *IHERINGIA, Sér. Bot.* 64: 93-100.
- FLORENTINE, S., MILBERG, P. & M. WESTBROOKE. 2023. Potential contributions of the soil seed bank and seed rain for accelerating the restoration of riparian catchments in Australia. *Glob. Ecol. Conserv.* 47: e02645.  
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02645>
- FRECHERO, J. I. 2013. Extractivismo en la economía argentina. Categorías, etapas históricas y presente. *Estud. Crit. Desarro.* 3: 45-82.  
<https://doi.org/10.35533/ecd.0304.jif>
- FUNES, G., S. BASCONCELO, S. DÍAZ & M. CABIDO. 2001. Edaphic patchiness influences grassland regeneration from the soil seed-bank in mountain grasslands of central Argentina. *Ecol. Austral* 26: 205-212.  
<https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2001.01102.x>
- FUNES, G., S. BASCONCELO, S. DÍAZ & M. CABIDO. 2003. Seed bank dynamics in tall-tussock grasslands along an altitudinal gradient. *J. Veg. Sci.* 14: 253-258.  
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02150.x>
- FUNES, G., S. DÍAZ & P. VENIER. 2009. La temperatura como principal determinante de la germinación en especies del Chaco seco de Argentina. *Ecol. Austral* 19: 129-138.
- GARACHANA, D. M., R. ARAGÓN & G. BALDI. 2018. Estructura espacial de remanentes de bosque nativo en el Chaco Seco y el Espinal. *Ecol. Austral* 28: 480-607. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.3.0.767>
- GIORGIS M. A. & P. A. TECCO. 2014. Árboles y arbustos invasores de la Provincia de Córdoba (Argentina): una contribución a la sistematización de bases de datos globales. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 49: 581-603.  
<https://doi.org/10.31055/1851.2372.v49.n4.9991>
- GRIME, J. P. 1979. *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. John Wiley & Sons, Ltd., Nueva York.
- GUIDA JOHNSON, B. & G. A. ZULETA. 2013. Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 181: 31-40.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.002>
- HARING, S. C. & M. L. FLESSNER. 2018. Improving soil seed bank management. *Pest Manag. Sci.* 74: 2412-2418. <https://doi.org/10.1002/ps.5068>
- HAUSSMANN, N. S., C. DELPORT, V. KAKEMBO, K. K. MASHIANE & P. C. LE ROUX. 2019. Restoration potential of invaded abandoned agricultural fields: what does the seed bank tell us? *Restor. Ecol.* 27: 813-820.  
<https://doi.org/10.1111/rec.12923>
- HEAP, I. 2014. Herbicide Resistant Weeds. En: PIMENTEL D. & R. PESHIN (eds.), *Integrated Pest Management*, pp. 281-301. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7796-5\\_12](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7796-5_12)
- HEREDIA PINOS, M. R., G. A. MONTERO, E. RAJASEKHAR, D. E. FACCINI ... & R. PRASAD. 2023. Post-dispersal predation of weed seeds in a pampas agroecosystem, Argentina. *South Afr. J. Bot.* 156: 1-12.  
<https://doi.org/10.1016/j.sajb.2023.02.038>
- HOPFENSBERGER, K. N. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438-1448.  
<https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15818.x>
- HOROWITZ, M. 1972. Spatial growth of *Cynodon dactylon* (L.) Pers. *Weed Res.* 12: 373-383.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1972.tb01231.x>
- HOSSEINI, P., H. KARIMI, S. BABAEI, H. R. MASHHADI & M. OVEISI. 2014. Weed seed bank as affected by crop rotation and disturbance. *Crop Prot.* 64: 1-6.  
<https://doi.org/10.1016/j.cropro.2014.05.022>
- HOUSPANOSSIAN, J., R. GIMÉNEZ, J. I. WHITWORTH-HULSE, M. D. NOSETTO ... & E. G. JOBBÁGY. 2023. Agricultural expansion raises groundwater and increases flooding in the South American plains. *Sci.* 380: 1344-1348.  
<https://doi.org/10.1126/science.add5462>
- IDECOR. 2020. *Infraestructura de Datos Espaciales de la Provincia de Córdoba*. Ministerio de Finanzas de la Provincia de Córdoba. <https://www.idecor.gob.ar/conoce-las-principales-variables-economicas-por-clase-de-uso-del-suelo/>
- JOBBÁGY, E. G., M. D. NOSETTO, C. S. SANTONI & G. BALDI. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecol. Austral* 18: 305--322.
- LEE, L. J. & J. NGIM. 2000. A first report of glyphosate-resistant goosegrass (*Eleusine indica*

- (L) Gaertn) in Malaysia. *Pest Manag. Sci.* 56: 336-339. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1526-4998\(200004\)56:4<336::AID-PS123>3.0.CO;2-8](https://doi.org/10.1002/(SICI)1526-4998(200004)56:4<336::AID-PS123>3.0.CO;2-8)
- LEKBERG, Y., C. A. ARNILLAS, E. T. BORER, L. S. BULLINGTON ... & J. A. HENNING. 2021. Nitrogen and phosphorus fertilization consistently favor pathogenic over mutualistic fungi in grassland soils. *Nat. Commun.* 12: 3484. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23605-y>
- LEWIS, J. P., S. NOETINGER, D. E. PRADO & I. M. BARBERIS. 2009. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. *Biodivers. Conserv.* 18: 3615-3628. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9665-8>
- LIPOMA, M. L., V. FORTUNATO, L. ENRICO & S. DÍAZ. 2020. Where does the forest come back from? Soil and litter seed banks and the juvenile bank as sources of vegetation resilience in a semiarid Neotropical forest. *J. Veg. Sci.* 31: 1017-1027. <https://doi.org/10.1111/jvs.12842>
- LOYDI, A. 2019. Effects of grazing exclusion on vegetation and seed bank composition in a mesic mountain grassland in Argentina. *Plant Ecol. Divers.* 12: 127-138. <https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1593544>
- LUO, C., X. GUO, C. FENG & C. XIAO. 2023. Soil seed bank responses to anthropogenic disturbances and its vegetation restoration potential in the arid mining area. *Ecol. Indic.* 154: 110549. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110549>
- MA, M., C. C. BASKIN, W. LI, Y. ZHAO ... & G. DU. 2019. Seed banks trigger ecological resilience in subalpine meadows abandoned after arable farming on the Tibetan Plateau. *Ecol. Appl.* 29: 1-13. <https://doi.org/10.1002/eap.1959>
- MA, M., S. L. COLLINS, Z. RATAJCZAK & G. DU. 2021. Soil seed banks, alternative stable state theory, and ecosystem resilience. *Biosci.* 71: 697-707. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab011>
- MANLEY, B. S., H. P. WILSON & T. E. HINES. 2002. Management programs and crop rotations influence populations of annual grass weeds and yellow nutsedge. *Weed Sci.* 50: 112-119. [https://doi.org/10.1614/0043-1745\(2002\)050\[0112:MPACRI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1614/0043-1745(2002)050[0112:MPACRI]2.0.CO;2)
- MAZA VILLALOBOS, S., C. LEMUS HERRERA & M. MARTÍNEZ RAMOS. 2011. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *J. Trop. Ecol.* 27: 35-49. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000611>
- MCDONALD, A. W., J. P. BAKKER & K. VEGELIN. 1996. Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. *J. Veg. Sci.* 7: 157-164. <https://doi.org/10.2307/3236315>
- MCDONALD T., G. D. GANN, J. JONSON & K. W. DIXON. 2016. *International standards for the practice of ecological restoration – Including principles and key concepts*. First edition. Society for Ecological Restoration, Washington D.C.
- MEAVE, J. A., C. FLORES RODRÍGUEZ, E. A. PÉREZ GARCÍA & M. A. ROMERO ROMERO. 2012. Edaphic and seasonal heterogeneity of seed banks in agricultural fields of a tropical dry forest region in southern Mexico. *Bot. Sci.* 90: 313-329. <https://doi.org/10.17129/botsci.393>
- MEFTAUL, I. M., K. VENKATESWARLU, R. DHARMARAJAN, P. ANNAMALAI ... & M. MEGHARAJ. 2020. Controversies over human health and ecological impacts of glyphosate: Is it to be banned in modern agriculture? *Environ. Pollut.* 263: 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114372>
- MIDDLETON, B. A. 2003. Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming. *J. Appl. Ecol.* 40: 1025-1034. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00866.x>
- MILBERG, P. 1995. Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. *Oikos* 72: 3-13. <https://doi.org/10.2307/3546031>
- NIU, F., L. HUO, Z. WANG, J. LIU ... & B. XU. 2022. Effects of nitrogen addition & watering on soil seed bank germination in a semiarid grassland on the Loess Plateau of China. *Land Degrad. Dev.* 34: 142-155. <https://doi.org/10.1002/ldr.4449>
- NOUTCHEU, R., F. M. OLIVEIRA, R. WIRTH, M. TABARELLI & I. R. LEAL. 2023. Coppicing as a driver of plant resprouting and the regeneration of a Caatinga dry forest. *For. Ecol. Manag.* 529: 120736. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4200135>
- OKSANEN, J., G. L. SIMPSON, F. G. BLANCHET, R. KINDT ... & J. WEEDON. 2022. Package vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-2. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> [Acceso: Agosto 2023].
- OWEN, M. D. & I. A. ZELAYA. 2005. Herbicide-resistant crops and weed resistance to herbicides. *Pest Manag. Sci.* 61: 301-311. <https://doi.org/10.1002/ps.1015>

- OYARZABAL, M., J. CLAVIJO, L. OAKLEY, F. BIGANZOLI ... & R. J. LEÓN. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecol. Austral* 28: 40-63. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- PAN, J., L. ZHANG, L. WANG & S. FU. 2020. Effects of long-term fertilization treatments on the weed seed bank in a wheat-soybean rotation system. *Glob. Ecol. Conserv.* 21: 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00870>
- PERUZZO, P. J., A. A. PORTA & A. E. RONCO. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environ. Pollut.* 156: 61-66. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.01.015>
- POZNER, R. 2015. Cucurbitaceae. En: ANTON, A. M. & F. O. ZULOAGA (dir.), *Flora Argentina* [online]. Disponible en: [www.floraargentina.edu.ar](http://www.floraargentina.edu.ar) [Acceso: 13 noviembre 2023].
- R CORE TEAM. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>. [Acceso: Julio 2023].
- RAGO, M. M., M. F. URRETAVIZCAYA, I. A. ORELLANA & G. E. DEFOSSÉ. 2020. Strategies to persist in the community: Soil seed bank and above-ground vegetation in Patagonian pine plantations. *Appl. Veg. Sci.* 23: 254-265. <https://doi.org/10.1111/avsc.12482>
- ROBERTS, H. A. & F. G. STOKES. 1965. Studies on the weeds of vegetable crops. V. Final observations on an experiment with different primary cultivations. *J. Appl. Ecol.* 2: 307-315. <https://doi.org/10.2307/2401482>
- ROBERTS, H. A. 1981. Seed Banks in Soil. *Adv. Appl. Biol.* 6: 1-55.
- ROBERTSON, G. P., D. C. COLEMAN, C. S. BLEDSOE & P. SOLLINS. 1999. *Standard soil methods for long-term ecological research*. Oxford University Press, Nueva York.
- RSTUDIO TEAM. 2022. RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA. Disponible en: <http://www.rstudio.com/>. [Acceso: Julio 2023].
- SATORRE, E. H., B. ELBA, M. T. MAS, S. A. SUÁREZ ... & A. M. VERDÚ. 2020. Crop rotation effects on weed communities of soybean (*Glycine max* L. Merr.) agricultural fields of the Flat Inland Pampa. *Crop Prot.* 130: 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105068>
- SAVADOGO P., L. SANOU, S. D. DAYAMBA, F. BOGNOUNOU & A. THIOMBIANO. 2017. Relationships between soil seed banks and above-ground vegetation along a disturbance gradient in the W National Park trans-boundary biosphere reserve, West Africa. *J. Plant Ecol.* 10: 349-363. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw025>
- SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL. *Atlas Climático Argentina*. 1991-2020. Disponible en: <https://www.smn.gov.ar/clima/atlasclimatico> [Acceso: 13 noviembre 2023].
- SHRESTHA, A., S. Z. KNEZEVIC, R. C. ROY, B. R. BALL COELHO & C. J. SWANTON. 2002. Effect of tillage, cover crop and crop rotation on the composition of weed flora in a sandy soil. *Weed Res.* 42: 76-87. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2002.00264.x>
- SILVA, G. H. M. & G. E. OVERBECK. 2020. Soil seed bank in a subtropical grassland under different grazing intensities. *Acta Bot. bras.* 34: 360-370. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0297>
- SIMPSON, R. L., M. A. LECK & V. T. PARKER. 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. En: LECK, M. A., V. T. PARKER & R. L. SIMPSON (eds.), *Ecology of soil seed banks*, pp. 3-8. Academic press inc., San Diego, California, USA.
- SOUZADE PAULA, A., J. C. SFAIR, D. P. F. TRINDADE, K. F. RITO ... & M. F. BARROS. 2023. The role of seed rain and soil seed bank in the regeneration of a Caatinga dry forest following slash-and-burn agriculture. *J. Arid Environ.* 211: 104948. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.104948>
- SUDING, K. N. & R. J. HOBBS. 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends Ecol. Evol.* 24: 271-279. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.012>
- TESSEMA, Z. K., W. F. DE BOER, R. M. BAARS & H. H. PRINS. 2012. Influence of grazing on soil seed banks determines the restoration potential of aboveground vegetation in a semi-arid savanna of Ethiopia. *Biotropica* 44: 211-219. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00780.x>
- THOMPSON, K. 1978. The occurrence of buried viable seeds in relation to environmental gradients. *J. Biogeogr.* 5: 425-430. <https://doi.org/10.2307/3038032>
- VÁZQUEZ GARCÍA, J. G., R. ALCÁNTARA DE LA CRUZ, A. M. ROJANO DELGADO, C.
- PALMA BAUTISTA ... & R. DE PRADO. 2021. Multiple herbicide resistance evolution: The case of

- Eleusine indica in Brazil. *J. Agric. Food Chem.* 69: 1197-1205. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.0c03999>
- VÉLEZ, S., N. P. CHACOFF & C. M. CAMPOS. 2018. Pre-dispersal seed loss in two *Prosopis* species (Fabacea: Mimosoidea) from the Monte Desert, Argentina. *Ecol. Austral* 28: 361-373. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.2.0.576>
- VENIER, P., M. CABIDO & G. FUNES. 2017. Germination characteristics in five coexisting neotropical species of *Acacia* in seasonally dry Chaco forests from Argentina. *Plant Spec. Biol.* 32: 134-146. <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12134>
- VERESOGLOU, S. D., E. K. BARTO, G. MENEXES & M. C. RILLIG. 2013. Fertilization affects severity of disease caused by fungal plant pathogens. *Plant Pathol.* 62: 961-969. <https://doi.org/10.1111/ppa.12014>
- VIGLIZZO, E. & E. G. JOBBÁGY. 2010. *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.
- WAGNER, M. & N. MITSCHUNAS. 2007. Fungal effects on seed bank persistence & potential applications in weed biocontrol: a review. *Basic Appl. Ecol.* 9: 191-203. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.02.003>
- WALKLEY, A. & I. A. BLACK. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- WANG, N., X. HE, F. ZHAO, D. WANG & J. JIAO. 2020. Soil seed bank in different vegetation types in the Loess Plateau region and its role in vegetation restoration. *Restor. Ecol.* 28: 5-12. <https://doi.org/10.1111/rec.13169>
- WEERASINGHE, M., M. S. ASHTON, E. R. HOOPER & B. M. SINGHAKUMARA. 2018. Floristics of soil seed banks on agricultural and disturbed land cleared of tropical forests. *Restor. Ecol.* 27: 138-147. <https://doi.org/10.1111/rec.12711>
- WICKHAM, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Second edition. Springer, Verlag, Nueva York.
- WILLIAMS LINERA, G., M. BONILLA MOHENO & F. LÓPEZ BARRERA. 2016. Tropical cloud forest recovery: the role of seed banks in pastures dominated by an exotic grass. *New For.* 47: 481-496. <https://doi.org/10.1007/s11056-016-9526-8>
- YANG, X., C. C. BASKIN, J. M. BASKIN, R. J. PAKEMAN ... & J. H. CORNELISSEN. 2021. Global patterns of potential future plant diversity hidden in soil seed banks. *Nat. Commun.* 12: 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27379-1>
- ZEBALLOS, S. R., M. A. GIORGIS, M. R. CABIDO, A. T. R. ACOSTA ... & J. J. CANTERO. 2020. The lowland seasonally dry subtropical forests in central Argentina: vegetation types and a call for conservation. *Veg. Clasif. Surv.* 1: 87-102. <https://doi.org/10.3897/VCS/2020/38013>

