



Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Carrera de Ciencias Biológicas



**BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO EN AGROECOSISTEMAS Y RELICTOS DE
BOSQUES DEL ESPINAL DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA. UNA
APROXIMACIÓN A SU POTENCIAL CONTRIBUCIÓN EN LA REGENERACIÓN
NATURAL DE ESPECIES NATIVAS**

Tesinista: Piacenza, Melina Soledad

Firma:

Director: Kowaljow, Esteban

Firma:

Codirector: Funes, Guillermo

Firma:

I M B I V



CONICET

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (CONICET-UNC)

- 2020 -

**BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO EN AGROECOSISTEMAS Y RELICTOS DE
BOSQUES DEL ESPINAL DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA. UNA
APROXIMACIÓN A SU POTENCIAL CONTRIBUCIÓN EN LA REGENERACIÓN
NATURAL DE ESPECIES NATIVAS**

Tribunal Examinador

- | | |
|--------------------------|--------|
| - Enrico, Lucas | Firma: |
| - Gurvich, Diego E. | Firma: |
| - Rodriguez, Juan Manuel | Firma: |

Calificación:

Fecha:

Índice

Resumen y palabras claves	Pág. 4
1. Introducción	Pág. 5
1.1 Objetivos, Hipótesis y Predicciones.....	Pág. 9
2. Materiales y Métodos	Pág. 10
2.1 Área de estudio.....	Pág. 10
2.2 Diseño experimental.....	Pág. 12
2.2.1 Ecosistema de referencia.....	Pág. 14
2.2.2 Banco de semillas del suelo.....	Pág. 15
2.3 Análisis de datos.....	Pág. 16
3. Resultados	Pág. 16
3.1 Generalidades del banco de semillas del suelo.....	Pág.16
3.2 Riqueza del banco de semillas del suelo.....	Pág. 20
3.3 Densidad del banco de semillas del suelo.....	Pág. 20
3.4 Similitud entre el banco de semillas del suelo y la vegetación establecida del ecosistema de referencia.....	Pág. 21
4. Discusión	Pág. 22
4.1 Riqueza y composición de especies del banco de semillas del suelo.....	Pág. 22
4.2 Densidad del banco de semillas del suelo.....	Pág. 23
4.3 Similitud entre el banco de semillas y la vegetación establecida del ecosistema de referencia: Implicancias del banco en la Restauración Ecológica.....	Pág. 24
5. Conclusión	Pág. 25
6. Agradecimientos	Pág. 26
7. Bibliografía	Pág. 26
8. Anexo	Pág. 35

BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO EN AGROECOSISTEMAS Y RELICTOS DE BOSQUES DEL ESPINAL DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA. UNA APROXIMACIÓN A SU POTENCIAL CONTRIBUCIÓN EN LA REGENERACIÓN NATURAL DE ESPECIES NATIVAS

RESUMEN

El cambio en el uso del suelo más significativo a nivel mundial es la transformación de los ecosistemas naturales en agroecosistemas. Una herramienta que ha demostrado ser efectiva para recuperar estos sistemas degradados es la restauración pasiva o regeneración natural a partir del banco de semillas del suelo (banco). En este trabajo estudiamos la riqueza y densidad del banco en relación a un gradiente de complejidad estructural de la vegetación determinado por distintos usos del suelo en agroecosistemas y relictos de bosques del Espinal al este de la provincia de Córdoba. A su vez, evaluamos el potencial uso del banco como fuente de regeneración de especies nativas a partir de su comparación con la vegetación establecida (VE) del ecosistema de referencia. En general, se observó que el banco de cultivos y sistemas de uso mixto presentaron menor riqueza, densidad y similitud (entre el banco y la VE del ecosistema de referencia) que el banco de los bosques. El banco de la pastura presentó una elevada riqueza y porcentaje de especies herbáceas nativas con diferentes estrategias de vida. A partir de esto, se concluye que la contribución del banco de los agroecosistemas, en general, no es suficiente para lograr la recuperación de los bosques nativos del Espinal de Córdoba en el corto o mediano plazo. Como consecuencia, además de la interrupción de los disturbios, deberían implementarse estrategias activas de restauración en la pastura, los cultivos y sistemas mixtos, principalmente para recuperar las especies arbóreas y arbustivas, las cuales fueron las menos representadas en el banco. Por otro lado, resalto la diferencia encontrada entre los agroecosistemas, y planteo que el banco de la pastura puede contribuir en la recuperación de los bosques al menos en las primeras etapas de la sucesión, por lo que no debería ser descartado completamente en la restauración pasiva, especialmente si lo que se busca es reducir los costos de restauración. Por último, quiero destacar la relevancia que tiene la permanencia de los relictos de bosques nativos, que además de proveer servicios ecosistémicos, funcionan como fuente de propágulos.

Palabras claves: Banco de semillas del suelo, restauración pasiva, restauración activa, cambio en el uso del suelo, sucesión secundaria, centro de Argentina.

1. INTRODUCCIÓN

El cambio en el uso del suelo más significativo a nivel mundial es la transformación de los ecosistemas naturales en agroecosistemas (pasturas con ganadería y cultivos) (Lambin & Meyfroidt 2011). Se estima que el 40% de la superficie terrestre libre de hielo está bajo este uso (Ramankutty et al. 2008; Foley et al 2011; Landis 2017), siendo la principal causa de deforestación a nivel global (FAO 2011) y una de las mayores amenazas para la biodiversidad (Green et al. 2005; Barral et al. 2015; Emmerson et al. 2016; IUCN 2020). A su vez, utiliza más del 70% de toda el agua extraída de los acuíferos, arroyos y lagos (FAO 2011) y contribuye entre el 20% y el 25% del total de las emisiones directas de gases de efecto invernadero de origen antrópico (IPCC 2014; Searchinger et al. 2018; Józefowska et al. 2020). Tanto a nivel global como regional, se pueden observar algunos efectos negativos generados por los agroecosistemas como, la pérdida directa de suelo por procesos erosivos, su salinización por el ascenso de la napa freática, la pérdida de nutrientes y carbono almacenado en el suelo, el descenso en la calidad del agua por el uso de fertilizantes y herbicidas y la reducción de polinizadores debido a la pérdida de hábitats nativos (Foley et al. 2005; Benayas et al. 2008). Todo esto refleja la importancia y la necesidad de un cambio de paradigma en la gestión y manejo de los agroecosistemas, de manera que contemplen la sostenibilidad del ambiente, y así de los servicios ecosistémicos.

Una herramienta que ha demostrado ser efectiva para aumentar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en agroecosistemas es la restauración ecológica (RE) (Wade et al. 2008; Barral et al. 2015; Paschke et al. 2019), la cual es definida como el proceso que busca recuperar ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos (Clewel & Aronson 2007; SER 2016). La RE puede desarrollarse de manera activa o pasiva. La restauración ecológica activa requiere la interrupción de las causas que generan la degradación (pastoreo, agricultura, etc.) a la vez que se interviene el ecosistema, por ejemplo, reintroduciendo especies nativas y/o controlando especies exóticas invasoras (SER 2019). La RE pasiva, conocida como “regeneración natural”, también implica la eliminación de los disturbios, pero se deja que el sistema atraviese una sucesión secundaria sin necesidad de intervenirlo (Benayas et al. 2008; Prach et al. 2019). La implementación de una u otra técnica/procedimiento (también puede ser una combinación de ambos), depende de los objetivos del proyecto de restauración, de la escala de implementación, de los recursos humanos y monetarios disponibles, de la capacidad de recuperación del ecosistema luego de un disturbio, de la historia de uso de suelo del ambiente a restaurar y del paisaje circundante (Holl & Aide 2011; SER 2019). En la actualidad, la recomendación es que la primera opción de restauración sea la RE pasiva (Crouzeilles et al. 2017; Jones et al. 2018), aunque, independientemente del enfoque que se elija, es importante reconocer que la dinámica del ecosistema puede ser compleja, no lineal, y muchas veces,

impredecible, pudiendo desencadenar en ecosistemas nobles o “novel ecosystems” (Suding & Hobbs 2009).

La regeneración natural es considerada una técnica menos costosa, que requiere menor experiencia técnica y de la que se pueden obtener resultados similares respecto a la restauración activa en la recuperación de la estructura y función del ecosistema (Sapkota & Stahl 2019). En cuanto a su aplicación, se propone que puede llevarse a cabo en ambientes con una intensidad de disturbio baja (Prach et al. 2019), y que no hayan atravesado sus umbrales bióticos (en lo que respecta a la composición de especies en la vegetación, sus interacciones, composición del banco de semillas del suelo) y abióticos (en lo que respecta a la química del suelo, contenido de humedad), es decir, en sistemas que no se encuentren en un estado estable degradado (Cramer et al. 2008; Suding & Hobbs 2009). En este sentido, algunos autores destacan la importancia de estudiar el banco de semillas del suelo, debido a que, si éste existe, es probable que el ecosistema no haya atravesado sus umbrales bióticos y todavía conserve su capacidad de regeneración (Cramer et al. 2008; Bhattachan et al. 2014; Ma et al. 2019). De esta forma, el banco de semillas del suelo puede determinar la trayectoria de la sucesión secundaria en ambientes degradados (Roberts 1981; Pakeman & Small 2005; Bossuyt & Honnay 2008) y jugar un rol importante, principalmente, como fuente de regeneración en ambientes que perdieron conexión con otras comunidades con biodiversidad nativa (Augusto et al. 2001; Suding & Hobbs 2009; Hausmann et al. 2019).

El banco de semillas del suelo (banco de aquí en adelante) está constituido por todas las semillas que permanecen viables en el suelo y en la hojarasca (Simpson et al. 1989; Garwood 1989; Csontos 2007; Weerasinghe et al. 2019), las cuales pueden proceder de la vegetación establecida pasada (legado vegetal) o presente, de la dispersión y/o de la lluvia de semillas desde comunidades cercanas (Bossuyt & Honnay 2008; Wang et al. 2020). Dentro de las características del banco que son relevantes en la restauración se destacan su riqueza, densidad y, fundamentalmente, su relación con la vegetación establecida (Funes et al. 2001; Hopfensperger 2007; Ma et al. 2019). Esta relación puede ser abordada identificando previamente una comunidad vegetal establecida como Ecosistema de Referencia (Williams-Linera et al. 2016; Lipoma et al. 2020), el cual actúa como modelo en la RE, y ayuda en la planificación, monitoreo y evaluación del proyecto de restauración (Clewell & Aronson 2007; McDonald et al. 2016). Incorporar el estudio de esta relación nos puede proporcionar información sobre el esfuerzo requerido para recuperar un sistema a sus estados de vegetación históricos o nativos (Hopfensperger 2007; Ma et al. 2019).

La densidad y la riqueza del banco pueden estar influenciadas, entre otros factores, por la historia de uso del suelo, principalmente en ambientes que han sido transformados en agroecosistemas (Middleton 2003; Dölle & Schmidt 2009; Andreasen et al. 2018). Tanto en pasturas implantadas para ganadería (Maza-Villalobos et al. 2011), como en cultivos (Meave et al. 2012; Andreasen et al. 2018; Pan et al. 2020), se ha observado un banco de semillas numeroso, con baja riqueza, y compuesto principalmente por especies herbáceas mono- y dicotiledóneas. Por ejemplo, en un estudio realizado en pasturas activas expuestas solo a la lluvia de semillas proveniente de bosques subtropicales adyacentes, se encontró una baja proporción de especies nativas leñosas (arbustos o árboles) en el banco, muchas de las cuales no fueron encontradas a una distancia mayor de 4 m hacia el interior de la pastura (Cubiña & Aide 2001). Por otro lado, en pasturas que llevan al menos 18 meses de abandono, se encontró que cerca del 20% del total de especies está compuesto por especies arbóreas, lo que indicaría que el banco puede ayudar en el proceso de regeneración de los bosques subtropicales si se excluye la ganadería (Williams-Linera et al. 2016). En general, la densidad y la riqueza del banco en bosques maduros es baja debido a que la vegetación está expuesta a factores estresantes, como sombra (generada por el dosel de árboles), lo cual puede generar que muchas especies no produzcan semillas (Thompson 1978; Pickett & McDonnell 1989; Devlaeminck et al. 2005). Esto puede ser distinto en bosques bajo disturbio antrópico, pudiéndose encontrar mayor densidad y riqueza en el banco, principalmente de especies ruderales, en un bosque disturbado con respecto a otro menos disturbado (Martins & Engel 2007). Por otra parte, resulta difícil establecer un patrón en cuanto a las formas de vida de las especies que componen el banco en bosques, debido a que puede estar dominado por especies arbóreas (Maza-Villalobos et al. 2010), herbáceas dicotiledóneas (Dupuy & Chazdon 1998) o gramíneas (Williams-Linera et al. 2016; Cho et al. 2018). Como se mencionó previamente, otro aspecto de importancia en la restauración es la similitud entre la composición del banco y la vegetación establecida del ecosistema de referencia. 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; Abella et al. 2020). Respecto a esto, se espera que la similitud entre el BSS de agroecosistemas y la VE del ecosistema de referencia sea baja debido, fundamentalmente, a que en el banco dominan especies ruderales (Dölle & Schmidt 2009). Estas especies en general forman bancos numerosos y persistentes, lo que les confiere la capacidad de colonizar hábitats disturbados (Cavers 1989; Hyatt & Casper 2000; Abella et al. 2020; Pan et al. 2020).

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 (Basualdo & Arceo 2006; Zarrilli 2008; Viglizzo & Jobbágy 2010; Cáceres 2015),

siendo la ecorregión Pampeana el primer ecosistema modificado por estos usos, y consecuentemente, la ecorregión del Espinal ha seguido el mismo destino (Arturi 2005; Garachana et al. 2018; Noy-Meir et al. 2012; Guida-Johnson & Zuleta 2013). Este proceso de transformación de ecosistemas naturales en agroecosistemas que venía gestándose, se vio profundizado con la implementación del “paquete tecnológico” (soja transgénica resistente al herbicida glifosato) y la siembra directa a partir de 1996, momento en el cual se autoriza la producción y comercialización de la soja RR en el país (Schmidt 2015).

El Espinal es una provincia fitogeográfica que se extiende en parte de las provincias de Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba, San Luis, La Pampa y Buenos Aires, constituyendo un gran arco entre los bosques secos y sabanas del Chaco, el matorral semidesértico del Monte y el pastizal Pampeano (Figura 1 a; Cabrera 1976). Estas 4 ecorregiones, junto con la provincia Prepuneña, forman el Dominio Chaqueño (Cabrera 1976), el cual ha sido considerado como uno de los ecosistemas más amenazados del Neotrópico (Brown et al. 2006).

En la provincia de Córdoba (Figura 1 b), el Espinal estuvo formado por grandes extensiones de bosques con árboles y arbustos espinosos, principalmente de los géneros *Vachellia* (espinillos y aromitos) y *Prosopis* (algarrobos) (Lewis et al. 2004), sin embargo, en la actualidad, estos bosques se han reducido quedando relictos en su mayoría pequeños y aislados entre sí, inmersos en una matriz agrícola/ganadera, y con distinto grado de invasión por especies exóticas (Lewis et al. 2004, 2009; Noy-meir et al. 2012; Giorgis & Tecco 2014; Cabido et al. 2018; Zeballos et al. 2020). Así el paisaje está conformado predominantemente por cultivos, algunos campos mixtos (rotación agrícola-ganadera), pasturas en suelos de menor aptitud agrícola y unos pocos fragmentos de bosques en suelos con severas limitaciones para la producción, los cuales, a su vez, se suelen utilizar para la alimentación y el refugio del ganado doméstico en determinadas épocas del año. De esta forma, se puede evidenciar un gradiente de estructura de la vegetación determinado por los distintos usos de suelo, en el cual los relictos de bosques presentan mayor complejidad estructural que los agroecosistemas, existiendo a la vez diferencias en la estructura tanto entre los diferentes sistemas productivos como entre los diferentes bosques. Este escenario ocasiono una alteración en los ciclos hidrológicos (Jobágyy et al. 2008; Bertram & Chiacchiera 2013) y derivó en el afloramiento superficial de la napa freática con un alto riesgo de anegamiento y salinización de los suelos (Bertram & Chiacchiera 2013). Los efectos negativos mencionados, junto con la escasa representación de los bosques del Espinal en áreas protegidas (Arturi 2005; Zeballos et al. 2020), y el establecimiento del Plan Agroforestal (Ley Provincial 10.467 sancionada en el año 2017) que obliga a los propietarios de tierras a tener especies arbóreas en al menos el 2% de sus propiedades en un plazo de diez años, resaltan la importancia y necesidad de encontrar alternativas de gestión que puedan conciliar la producción agrícola/ganadera con el

mantenimiento de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. En este sentido, estudiar las características del banco en agroecosistemas y bosques, bajo una perspectiva de restauración ecológica, parece ser una tarea adecuada para lograr este objetivo (Wade et al. 2008).

1.1 OBJETIVOS, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

OBJETIVOS GENERALES

Evaluar el cambio en las variables del banco de semillas del suelo en relación a un gradiente de complejidad estructural de la vegetación determinado por distintos usos del suelo en agroecosistemas y relictos de bosques del Espinal al este de la provincia de Córdoba, y conocer su potencial uso como fuente de regeneración natural de especies nativas a partir de su comparación con la vegetación establecida (VE) del ecosistema de referencia.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar el cambio en la riqueza y densidad de especies en el banco en relación a un gradiente de complejidad estructural de la vegetación determinado por distintos usos del suelo en agroecosistemas y relictos de bosques del Espinal.
- Determinar la similitud en la composición de especies entre el banco y la VE del ecosistema de referencia, lo cual será utilizado como herramienta para evaluar el potencial uso del banco como fuente de regeneración natural de especies nativas.

HIPOTESIS Y PREDICCIONES

1) La **riqueza** del banco se encuentra influenciada por la estructura de la vegetación establecida, la cual difiere en su complejidad según los distintos usos de suelo. Debido a esto, se espera que, en un gradiente de estructura de la vegetación determinado por los distintos usos de suelo, la riqueza del banco sea mayor a medida que aumente la complejidad en la estructura de la vegetación (H1 en Figura 1).

2) Dentro del gradiente de complejidad estructural de la vegetación determinado por los distintos usos de suelo, los sistemas de menor complejidad estructural en su vegetación establecida poseen mayor cantidad de especies ruderales y menor riqueza que que sistemas de mayor complejidad. Debido a esto, la **densidad** de semillas en el banco se encuentra compensada por una mayor producción de propágulos de especies ruderales en sistemas menos complejos, y por una mayor cantidad de especies, con diferentes estrategias de vida que aportan semillas en sistemas más complejos. Es así que se espera que la densidad del banco de semillas del suelo no varíe significativamente en función del gradiente de complejidad estructural de la vegetación (H2 en Figura 1).

3) La **similitud** entre la composición del banco de los distintos usos de suelo que componen el gradiente y la VE del ecosistema de referencia se encuentra influenciada por la estructura de la vegetación sujeta a los distintos usos de suelo. Por lo tanto, se espera que, en un gradiente de estructura de la vegetación determinado por los distintos usos de suelo, el índice de similitud sea más bajo en sistemas con menor complejidad estructural en su vegetación con respecto a los de mayor complejidad (H3 en Figura 1).

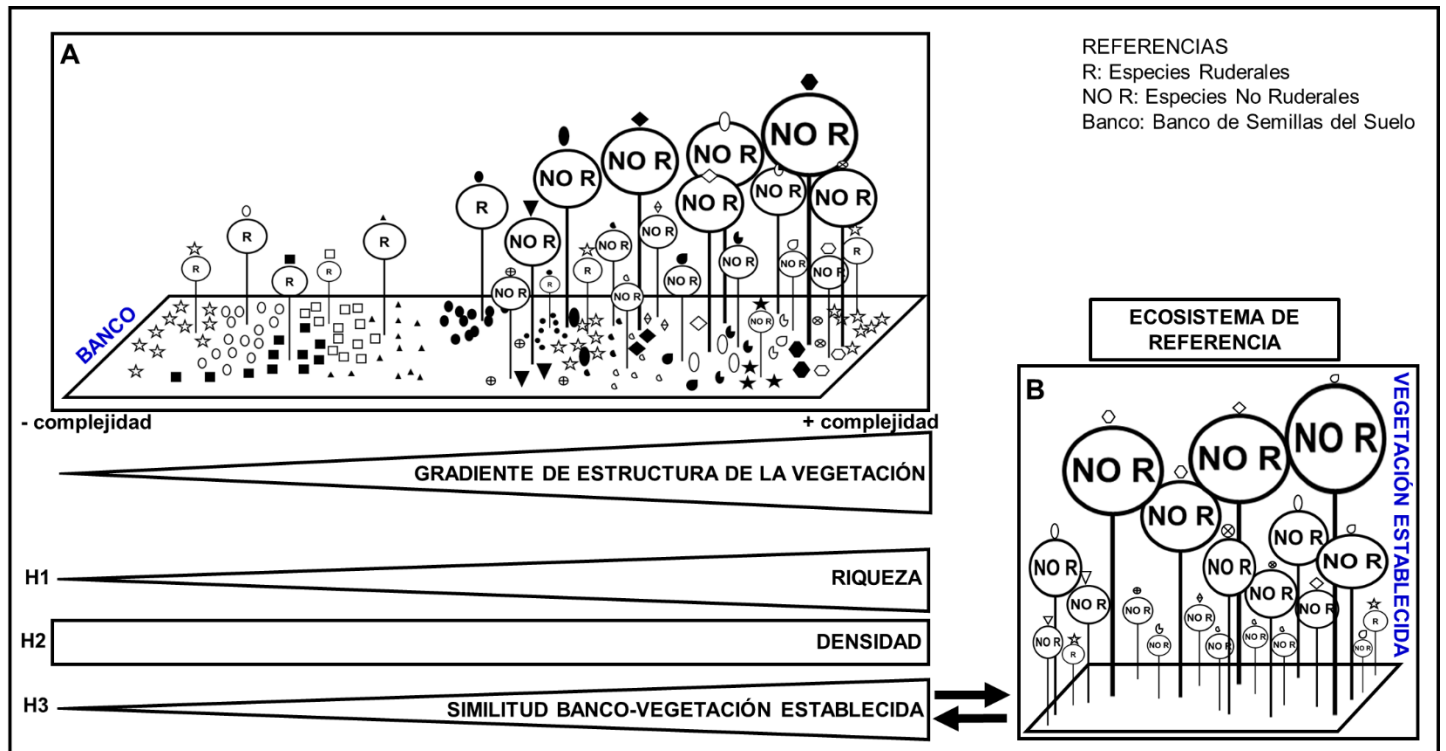


Figura 1: Representación esquemática de las hipótesis y predicciones. **A.** Gradiente de complejidad estructural de la vegetación determinado por los distintos usos de suelo. Cada símbolo (estrella, rombo, triángulo, cuadrado, óvalo, etc.) representa las semillas producidas por una especie que, en conjunto, forman el banco de semillas del suelo. Las especies pueden tener una estrategia de vida ruderal (R) o no ruderal (NO R; incluye otros tipos de estrategias como competidoras y tolerantes al estrés sensu Grime 1979). **B.** Vegetación establecida del ecosistema de referencia el cual, en su mayoría, está compuesto por especies con estrategia NO R.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El área de estudio pertenece a la Provincia Fitogeográfica del Espinal, distrito Entrerriense (Lewis & Collantes, 1973; Figura 2 b). Se ubica en la porción centro-este de la provincia de Córdoba, cercana a las localidades de Alto Alegre y Cintra (Figura 2 c). El clima del área es templado y húmedo (Lewis et al. 2009), con una temperatura media entre los 10-12°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 (ANIDA, periodo 1981-2010). Dentro del área, se pueden identificar distintas clases de suelo según su aptitud de uso (Cartas de Suelo para la provincia de Córdoba, escala 1:50.000). Las tierras con mayor aptitud para cultivo corresponden a los suelos clase II, III y IV, con variabilidad en la humedad, salinidad y alcalinidad sódica. El uso más frecuente en estas clases de suelos es la producción agrícola,

donde dominan los cereales (trigo) y las oleaginosas (principalmente soja y maíz). Los suelos clase VI, VII y VIII poseen severas limitaciones para el cultivo debido a la acumulación de aguas de escorrentía, al drenaje moderado a imperfecto y a la elevada salinidad y alcalinidad sódica. Estos suelos son destinados principalmente para ganadería, y en menor medida a la producción mixta (rotación entre cultivos de cereales/oleaginosas y tierras de pastura).

La vegetación nativa corresponde a bosques xerófilos poco densos con un estrato arbóreo dominado por *Prosopis alba* Griseb., *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm., *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart y *Trithrinax campestris* (Burmeist.) Drude & Griseb., un estrato bajo de arbustos y renovales, y un estrato herbáceo de gran cobertura (Lewis et al. 2004; 2009; Zeballos et al. 2020). Actualmente, la vegetación nativa ha sido casi totalmente reemplazada por monocultivos y pasturas exóticas para ganadería, quedando algunos relictos de bosques aislados. En función de la cobertura de suelo y de la forma de vida dominante en los bosques, se pueden distinguir *a priori* bosque cerrados, abiertos y abiertos con arbustos, y la gran mayoría presentan carga vacuna o equina en alguna época del año.

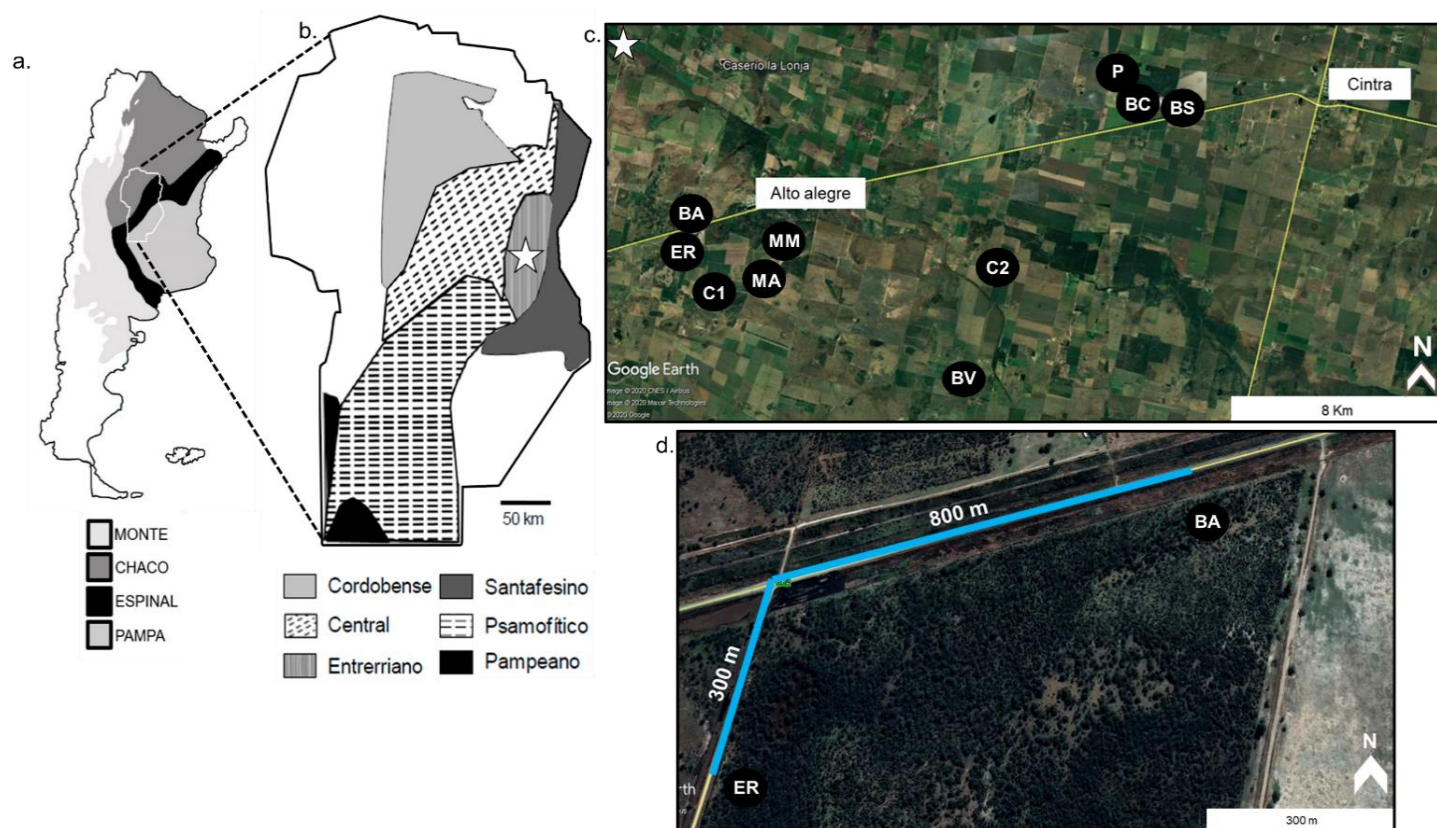


Figura 2: a. Distribución de la Provincia Fitogeográfica de Espinal en Argentina formando un gran arco entre los bosques secos y sabanas del Chaco, el matorral semidesértico del Monte y el pastizal Pampeano. b. Distribución de la ecorregión del Espinal en la provincia de Córdoba con sus respectivos distritos (Modificado de Lewis & Collantes 1973). La estrella marca la ubicación del área de estudio. c. Fotografía satelital del área de estudio señalando el ecosistema de referencia (ER) y las 9 parcelas delimitadas en cada sitio seleccionado (P: pastura, MM sistema mixto con maíz, MA: sistema mixto con alfalfa, C2 y C1: cultivos de maíz, BV: bosque con carga ganadera, BA: bosque abierto, BC: bosque con carga equina y BS: bosque secundario). Para mayor información de las parcelas ver Tabla 1). d. Fotografía satelital a mayor escala señalando en color celeste la distancia por ruta entre el ER y BA (1100 m).

2.2 Diseño experimental

En el área de estudio, se seleccionaron 9 sitios con distinto uso de suelo (Figura 2 c) dentro de los cuales se delimitó una parcela de 30m de diámetro en cada uno de ellos (706,9 m²; Figura 3 a): una pastura implantada con ganadería (**P**); dos sistemas de uso mixto (rotación entre cultivo y pastura), uno de ellos con cultivo de maíz (**MM**) y otro con alfalfa (**MA**) en el periodo del muestreo; un cultivo de aproximadamente 40 años (**C1**); un cultivo de al menos 20 años de siembra directa (**C2**); un bosque abierto con vacas en algunos meses del año (**BV**); un bosque abierto con carga ganadera sólo en el verano (**BA**); un bosque cerrado con caballos en alguna época del año (**BC**); y por último, un bosque secundario cerrado sin vacas (**BS**). Se estimó la historia de uso de cada sitio a partir del testimonio de los propietarios de las tierras (Tabla 1). Debido a que el banco puede variar según las características del suelo (Funes 2001; Khurana 2001; Meave et al. 2012), todas las parcelas delimitadas poseen únicamente suelos clase VI y VII, los cuales fueron identificados a partir de cartas de suelo (escala 1:50.000). En cada parcela se midió la **altura máxima y cobertura vegetal por estrato (herbáceo, arbustivo y arbóreo)**, durante la temporada seca (octubre de 2019) y la temporada húmeda (febrero de 2020) debido a que existe variabilidad estacional en la vegetación. Estas 6 variables fueron registradas en 15 puntos sobre una transecta de faja de 30 m de largo por 1 m de ancho, utilizando una pértiga telescópica para la altura y el método de estimación visual para la cobertura utilizando una cuadrata de 1x1 m (Figura 3 c). Además, en cada parcela, se recolectó la **broza acumulada** en el mes de febrero en 15 cuadratas (50 x 50 cm) distribuidas al azar dentro de cada parcela (Figura 3 c). Posteriormente, estas 7 variables fueron sometidas a un análisis de componentes principales (ACP) para construir a partir de ellas un gradiente de estructura de la vegetación determinada por los distintos usos de suelo. El ACP arrojó que la variabilidad total es explicada por los dos primeros componentes principales (CP1 y CP2) en un 77,5%, siendo el componente 1 (CP1) el que más explica la variabilidad observada entre las parcelas en la estructura de la vegetación, mientras que el CP2 solo explica el 17,3%. Las variables de mayor incidencia sobre el CP1 fueron la altura y cobertura del estrato arbóreo, seguidas por la altura y cobertura del estrato arbustivo. De esta forma, el **gradiente de complejidad estructural de la vegetación** determinado por distintos usos del suelo quedó conformado de la siguiente manera en orden creciente de complejidad: **P, MM, MA, C2, C1, BV, BA, BC y BS** (Figura 4).

Tabla 1: Información del uso histórico y actual de los 9 sitios seleccionados junto con la nomenclatura, ubicación y capacidad de uso del suelo (**CU**) de las parcelas delimitadas en cada uno de los sitios. **CU: w**, suelos con exceso de humedad por la acumulación de aguas de escorrentía provenientes de áreas circunvecinas más elevadas o con drenaje interno pobre o impedido, con frecuencia producen anegamiento; **s**, suelos con elevada alcalinidad o salinidad (Cartas de Suelo para la provincia de Córdoba, escala 1:50.000).

PARCELA	COORDENADAS	USO HISTÓRICO	USO ACTUAL	CU
P	32°18'16.60"S 62°44'4.30"O	Desmante aproximadamente 36 años atrás.	Ganadero con pastura implantada.	VI ws
MM	32°21'45.70"S 62°52'23.30"O	Cultivo exclusivamente hasta 2015.	Cultivo de maíz en el periodo del muestreo de banco. Se denomina sistema mixto porque incluye la rotación entre cultivos de maíz/trigo y pastura implantada con alfalfa.	VI ws
MA	32°22'9.10"S 62°53'16.00"O	Cultivo exclusivamente hasta 2015.	Pastura implantada con alfalfa en el periodo del muestreo de banco. Se denomina sistema mixto porque incluye la rotación entre cultivos de maíz/trigo y pastura implantada con alfalfa.	VII ws
C2	32°22'2.60"S 62°47'39.60"O	Siembra directa desde hace 20 años. Luego sin modificaciones significativas.	Cultivo de trigo, soja o maíz. Período del muestreo de banco: Maíz.	VII ws
C1	32°22'20.70"S 62°53'56.10"O	Sin modificaciones significativas, al menos 40 años bajo este uso.	Cultivo de trigo, maíz, soja o sorgo. Período del muestreo de banco: Maíz.	VII ws
BV	32°24'7.90"S 62°48'0.20"O	Disminución de la carga ganadera desde 2010. Luego sin modificaciones significativas.	Bosque de cobertura variable con carga ganadera por 6 meses.	VII ws
BA	32°21'20.00"S 62°54'38.50"O	Sin modificaciones significativas.	Bosque abierto con vacas durante el verano.	VII ws
BC	32°18'37.20"S 62°43'59.40"O	Sin modificaciones significativas.	Bosque cerrado con carga equina.	VI ws
BS	32°18'41.80"S 62°43'17.50"O	Totalmente desmontado hace aproximadamente 40 años, recuperación progresiva a partir de 1989.	Bosque secundario cerrado.	VI ws

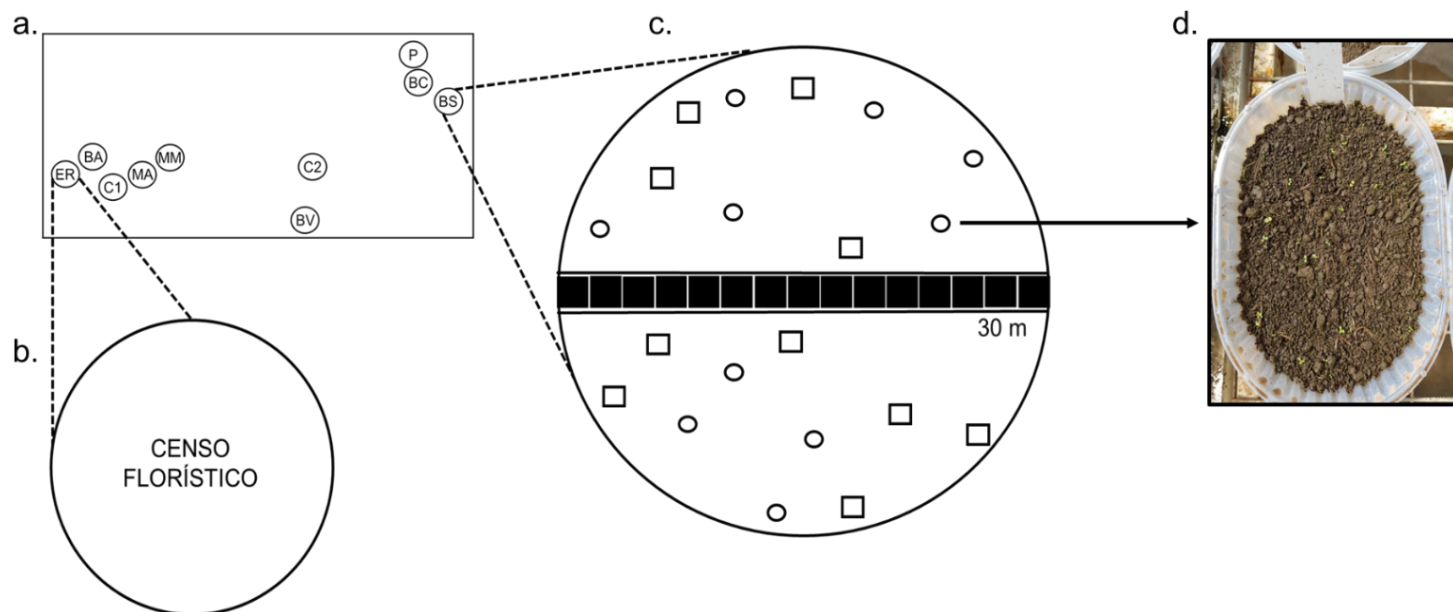


Figura 3: Diseño experimental. **a.** Distribución de las 9 parcelas delimitadas y del ecosistema de referencia (ER). **b.** Censo florístico en ER. **c.** ○ Esquema de una distribución al azar de las muestras de banco de semillas del suelo dentro de cada parcela; □ Esquema de una distribución al azar de las cuadratas 50x50 cm para muestreo de broza acumulada dentro de cada parcela; ■ 15 puntos muestrales de altura y cobertura de los 3 estratos sobre transecta de faja de 1x30 m. **d.** Muestras de suelo colocadas en bandejas plásticas de 15x20 cm.

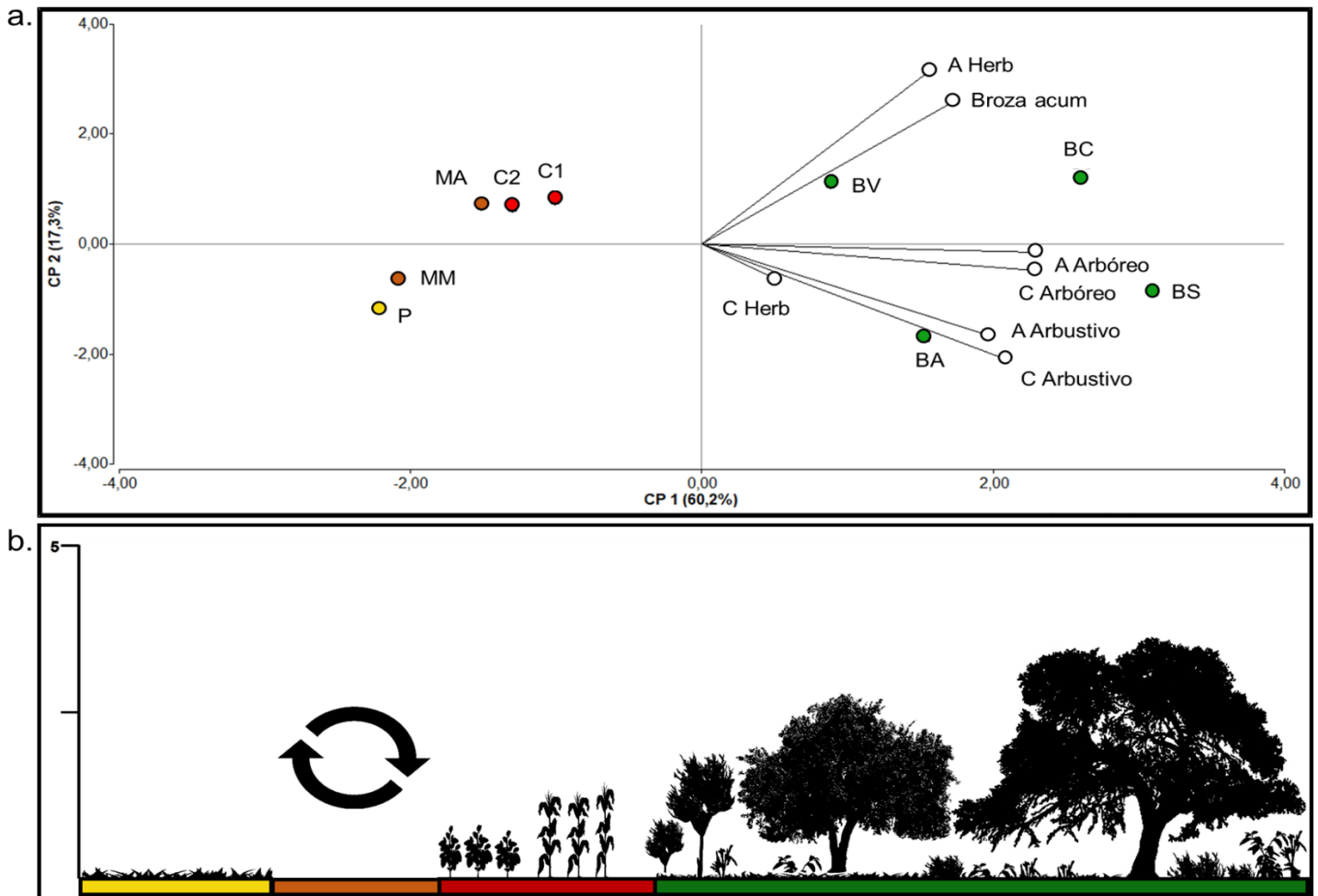


Figura 4: a. Análisis de componentes principales con las 7 variables de la vegetación (Altura y cobertura de estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo y broza acumulada). **Amarillo:** pastura (P), **Naranja:** Sistemas de uso mixto (MM y MA con maíz y con alfalfa respectivamente), **Rojo:** cultivos (C1 y C2), **Verde:** bosques (BV, BA, BC y BS). b. Representación esquemática del gradiente de estructura de la vegetación, en donde las flechas indican sistemas de uso mixto (rotación agrícola/ganadera).

2.2.1 Ecosistema de referencia*

Se definió como ecosistema referencia a un bosque que pertenece a la provincia fitogeográfica del Espinal, ubicado al este de la provincia de Córdoba (Coordenadas: 32°21'34.21" S, 62°55'8.27" O) cuya descripción florística fue realizado por Cabido y colaboradores en el periodo 2010-2011 (ER en Figura 2 y 3). Identificaron 57 especies de plantas vasculares (Anexo 1), entre las cuales 39 fueron hierbas, 8 subarborescentes/arborescentes, 5 árboles, 1 especie de enredadera y otra de liana (3 no identificadas). El 19,3% fueron especies ruderales y el 59,6% corresponde a especies con otras estrategias de vida (21,1% restante sin identificar), mientras que el 71,9% fueron especies nativas. No se registraron especies exóticas invasoras leñosas (ej. *Morus alba* L. según listado de especies invasoras para la ecorregión del Espinal de Giorgis & Tecco 2014).

* Inicialmente se pensaba definir como ecosistema de referencia a uno de los cuatro bosques que conforman el gradiente de estructura de la vegetación (BA, BC, BS Y BV), sin embargo, debido a la pandemia de COVID-19, no se pudo realizar el censo florístico de plantas vasculares planificado para el mes de marzo de 2020, por lo que se optó por trabajar con datos censales de Cabido y colaboradores del periodo 2010-2011 realizados en bosques cercanos al área de estudio.

2.2.2 Banco de semillas del suelo

El muestreo se realizó en julio de 2019, luego de la lluvia de semillas estival/otoñal. Debido a la gran heterogeneidad en densidad y composición que puede presentar el banco en pocos metros cuadrados (Dalling 2002), se tomaron 10 muestras de suelo de manera aleatoria (Figura 3 c) en cada una de las 9 parcelas (90 muestras en total). Se utilizó un sacabocado de 10 cm de diámetro, y se extrajeron los primeros 5 cm de suelo, incluyendo la hojarasca asociada. Cada muestra fue almacenada en una bolsa plástica y luego refrigerada 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). A continuación, las muestras fueron tamizadas utilizando una malla de 2 mm para eliminar piedras y fragmentos vegetales que pudieran dificultar la emergencia de las plántulas (Funes et al. 2003). Posteriormente, se separaron 400 cm³ de suelo de cada muestra, los cuales fueron colocados en bandejas plásticas de 15 x 20 cm sobre una capa de arena de 2 cm de espesor (Figura 3 d). Las 90 bandejas se colocaron en orden aleatorio en un invernadero donde fueron sometidas a las mismas condiciones controladas de luz (12 hs), temperatura (25° C) y humedad (regadas diariamente a capacidad campo) durante 8 meses, periodo en cual no se observaron nuevas germinaciones. Se adicionaron seis bandejas control solo con arena para evaluar la posible contaminación en el invernadero por semillas exógenas. En el 5° mes del experimento, el suelo de cada muestra fue mezclado con el fin de asegurarse la mayor cantidad de germinaciones. Se utilizó el método de emergencia de plántulas (Roberts 1981; Bakker et al. 1996; Funes et al. 2003) para determinar la identidad taxonómica y abundancia de cada individuo. Cuando fue posible, las especies fueron identificadas desde el estadio de plántula en sus respectivas bandejas. En otros casos, fue necesario trasplantarlas para lograr mayor crecimiento y su floración. Cada planta extraída fue contabilizada. Para la identificación de especies en estadios tempranos se utilizó una guía de reconocimiento de plántulas (INTA 1992), mientras que las plantas con flores, fueron identificadas utilizando 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 (ver Tabla 3). Para la nomenclatura de las especies, su clasificación en nativa/no nativa, su status y forma de vida se consultó la versión online actualizada de la Flora Argentina (<http://www.floraargentina.edu.ar/>). Por otro lado, se clasificó a los individuos identificados a nivel de especie en ruderales y no ruderales. En esta tesina se consideró como especies ruderales o r estrategias a aquellas plantas con forma de vida herbácea, mono- o dicotiledóneas, de vida anual o bianual, nativas o no nativas, productoras de banco de semillas numerosos. Dentro de las no ruderales, se incluyen a todas las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, nativas o no nativas, con otros tipos de estrategias como competidoras y tolerantes al estrés (*sensu* Grime 1979).

2.3 Análisis de datos

Con el fin de verificar las hipótesis número 1 y 2, se realizaron análisis de regresión lineal utilizando los valores del CP1 (Tabla 2) como Eje X (gradiente fisonómico) para estudiar en función de éste, la riqueza (cantidad de especies por parcela) y densidad de semillas (cantidad de semillas germinadas por parcela incluyendo todas las especies) del banco. La densidad fue expresada en número de semillas germinadas por m² (n° semillas/ m²) debido a que es una medida ampliamente utilizada en estudios de banco (Funes et al. 2001). Con el propósito de verificar la hipótesis número 3, se calculó la similitud en la composición de especies entre el banco y la VE del ecosistema de referencia utilizando el índice de similitud de Sørensen (ISS), basado en datos de presencia/ausencia (Sørensen 1948). Dicho índice toma valores entre 0 y 1; 0 cuando no existe similitud, es decir, el banco y la VE no comparten ninguna especie, y 1, cuando la similitud es máxima. Se utilizaron los softwares estadísticos InfoStat v. 2018 (Di Rienzo et al. 2018) y PAST v. 3.25 (Hammer et al. 2001).

Tabla 2: valores del CP1 utilizados como Eje X en los análisis de regresión lineal. **P:** pastura, **MM:** sistema mixto con maíz, **MA:** sistema mixto con alfalfa, **C2** y **C1:** cultivos de maíz, **BV:** bosque con ganadería vacuna, **BA:** bosque abierto, **BC:** bosque con caballos y **BS:** bosque secundario (para mayor información ver Tabla 1).

PARCELA								
P	MM	MA	C2	C1	BV	BA	BC	BS
-2,214	-2,085	-1,51	-1,297	-1,009	0,885	1,534	2,593	3,103
GRADIENTE DE ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN (CP1 de ACP)								

3. RESULTADOS

3.1 Generalidades del banco de semillas del suelo

En total (todas las parcelas) se registraron 5191 semillas germinadas (17303,33 semillas/m²) y se reconoció un total de 99 especies: 83 fueron identificadas a nivel de especie (2 de ellas a nivel de subespecie), 8 hasta género, 6 hasta familia (mono14, mono3, mono60, mono70, mono77 y mono78) y 2 no fueron reconocidas (dico64 y dico85) (Tabla 3). Las especies identificadas pertenecieron a 33 familias, siendo Poaceae y Asteraceae las más representadas con 15 y 14 especies respectivamente, mientras que 15 familias estuvieron representadas por una sola especie. El porcentaje de especies nativas encontradas en el banco superó el 61% en todas las parcelas, alcanzando el 78,3% en MM (Tabla 4). En cuanto a las formas de vida que componen el banco a lo largo del gradiente, solo se observaron diferencias significativas en la cantidad de especies subarborescentes/arbustivas ($R^2=0,7605$; $p=0,0022$) y enredaderas ($R^2=0,5094$; $p=0,0308$) a lo largo del gradiente, siendo ambas mayores en bosques que en agroecosistemas. Se encontró una dominancia de herbáceas en todas las parcelas y solo una especie de árbol, la cual perteneció al banco de BSS (Figura 5). Si bien se reporta una mayor cantidad de especies ruderales en los cultivos (C1 y C2; Tabla 5), ésta no fue significativamente diferente a lo largo del

gradiente ($R^2=0,2767$; $p=0,1458$), ocurriendo lo mismo con las especies no ruderales ($R^2=0,0794$; $p=0,4627$).

Tabla 3: Especies identificadas en el BSS en cada una de las parcelas que componen el gradiente de estructura de la vegetación con sus respectivas abundancias (número de semillas). **FV:** forma de vida (**h:** hierba, **h.p:** hierba palustre, **a:** arbusto, **sa:** subarbusto, **e:** enredadera, **ar:** árbol, **l:** liana). **CV:** ciclo de vida (**p:** perenne, **an:** anual). **S:** Status para Argentina (**n:** nativa, **en:** endémica, **nat:** naturalizada, **ad:** adventicia, **in:** introducida).

FAMILIA	ESPECIES	FV	CV	S	P	MM	MA	C2	C1	BV	BA	BC	BS
AMARANTHACEAE	<i>Amaranthus hybridus</i> L.	h	an	ad	3		9	23	24				
	<i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	sa	p	n						29	63	44	216
APIACEAE	<i>Ammi visnaga</i> (L.) Lam	h	an/bian	ad	15								2
	<i>Bowlesia incana</i> Ruiz & Pav.	h	an	n	10								
	<i>Cyclosporum</i> cf. <i>uruguayense</i> (Mathias & Constance) Constance	h	an	en							2		
APOCYNACEAE	<i>Araujia odorata</i> (Hook. & Arn.) Fontella & Goyder	e	p	n									1
ASTERACEAE	<i>Artemisia annua</i> L.	h	an	ad									22
	<i>Baccharis</i> sp.	-	-	-			1			108	17	27	42
	<i>Bidens subalternans</i> DC. var. <i>Subalternans</i>	h	an	n									1
	<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	h	p	n								2	9
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist var. <i>bonariensis</i>	h	an	n	7	2	4						2
	<i>Cotula australis</i> (Sieber ex Spreng.) Hook. f.	h	an	ad	20	33	1	1			1		
	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	h	an	n					1				
	<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	h	bian/p	n	1				1	1			
	<i>Gamochaeta calviceps</i> (Fernald) Cabrera	h	an/p	n									3
	<i>Gamochaeta filaginea</i> (DC.) Cabrera	h	p	n	3							1	
	<i>Gamochaeta pensylvanica</i> (Willd.) Cabrera	h	bian/p	n	154	100	45	140	35	33	214	49	193
	<i>Gamochaeta subfalcata</i> (Cabrera) Cabrera	h	an	n	2	1		2	4		27	1	5
	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	h	p	n		10				196			4
	<i>Xanthium spinosum</i> L.	h	an	ad	1						3		
BASELLACEAE	<i>Anredera cordifolia</i> (Ten.) Steenis	e	p	n								1	
BRASSICACEAE	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	h	an/bian	ad	4					1		1	
	<i>Lepidium didymum</i> L.	h	an/bian	n	14	1		44	2	1			
	<i>Rorippa mandonii</i> (E. Fourn.) Mart.-Laborde	h	an	n			1						
CAMPANULACEAE	<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) A. DC.	h	p	n	4	2	3		5				22
CANNABACEAE	<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	a/ar	p	n									2
CARYOPHYLLACEAE	<i>Paronychia brasiliensis</i> DC. var. <i>pubescens</i> Chaudhri	h	p	en	21								
	<i>Spergula platensis</i> (Gambess.) Shinnars var. <i>platensis</i>	h	an/bian	en	11	46	22				4		
CHENOPODIACEAE	<i>Chenopodium album</i> L.	h	an	ad					3				
	<i>Chenopodium</i> sp.	-	-	-		1							
	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants	h	p	n	1					4	2	2	
COMMELINACEAE	<i>Commelina erecta</i> L.	h	p	n				1					1

Tabla 3: Continuación.

FAMILIA	ESPECIES	FV	CV	S	P	MM	MA	C2	C1	BV	BA	BC	BS
CONVOLVULACEAE	<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris	h	p	n	5			2			2		6
	<i>Ipomoea rubriflora</i> O'Donell	e	an	n								1	
CYPERACEAE	<i>Carex</i> sp.	h	-	-						35	18	26	6
	<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	h	p	n	20	2	20	10	8	150	94	99	47
	<i>Cyperus enterianus</i> Boeck.	h,p	p	n	1		1			8	19	2	7
	<i>Cyperus incomtus</i> Kunth	h	p	n		1				2			
	<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	h	p	n	11	2	5	1	9		9	26	
	<i>Cyperus rotundus</i> L.	h,p	p	n						4	1	1	
	<i>Eleocharis</i> sp.	h	-	-	10		2		11	35	93	95	24
EUPHORBIACEAE	<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	h	an/bian	n						1			
	<i>Euphorbia serpens</i> Kunth var. <i>serpens</i>	h	p	n		9							1
IRIDACEAE	<i>Sisyrinchium</i> sp.	h	-	-	8		1				3	1	
JUNCACEAE	<i>Juncus</i> sp.	h	-	-	2								1
LAMIACEAE	<i>Cantinoa mutabilis</i> (Rich.) Harley & J.F.B. Pastore	h	p	n									10
	<i>Lamium amplexicaule</i> L.	h	an	ad				3					
LYTHRACEAE	<i>Heimia salicifolia</i> (Kunth) Link	a/sa	p	n	15		1		10	7	2	4	4
MALVACEAE	<i>Sida rhombifolia</i> L.	h/sa	an/p	n						33		82	2
	<i>Sida spinosa</i> L.	sa	p	n									1
MOLLUGINACEAE	<i>Mollugo verticillata</i> L.	h	a	n			1	8			1	1	1
OROBANCHACEAE	<i>Agalinis communis</i> (Cham. & Schldl.) D'Arcy	sa	p	n									1
OXALIDACEAE	<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	h	p	n	3	4	1	5	5	1	3	1	4
PLANTAGINACEAE	<i>Callitriche terrestris</i> Raf. subsp. <i>subsessilis</i> (Fassett) Bacigalupo	h	an	n						2	5	21	5
	<i>Nuttallanthus canadensis</i> (L.) D.A. Webb	h	p	ad	2								
	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	h	p	n	60	4	1				1		
	<i>Scoparia montevidensis</i> (Spreng.) R.E. Fr.	h	p	n	7		2				1	10	
	<i>Sternodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	h	an	n						2			11
POACEAE	<i>Veronica peregrina</i> L.	h	an	ad				2					
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	h	p	in	22	39	5			56	25		5
	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	h	an	n		2	5	8		3	9	6	1
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	h	an	ad	35			1	6		5		
	<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	h	an	ad	3				9		19	3	1
	<i>Hordeum stenostachys</i> Godr.	h	p	n				1		1			
	<i>Leptochloa fusca</i> (L.) Kunth	h	p	n		2	8						
	<i>mono14</i>	h	-	-		1	6					11	15
	<i>mono3</i>	h	-	-	6		127	340		13	3	4	1
	<i>mono60</i>	h	-	-				1					
	<i>mono70</i>	h	-	-							1		2
	<i>mono77</i>	h	-	-	2								
	<i>mono78</i>	h	-	-	3					20		1	23
	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	h	p	n	7					3			2
	<i>Setaria pampeana</i> Parodi ex Nicora	h	p	en				2				1	1
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	h	p	n					1		6	4		
POLYGONACEAE	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	h	an/bian	n						36		1	
	<i>Polygonum stypticum</i> Cham. & Schldl.	h	an	n						2			
PORTULACACEAE	<i>Portulaca cryptopetala</i> Speg.	h	an/bian	n					1	5	1	2	
	<i>Portulaca oleracea</i> L.	h	an	ad			16	9	1			1	
RUBIACEAE	<i>Borreria spinosa</i> Cham. & Schldl. ex DC.	h	p	n	5					1		2	
	<i>Galium richardianum</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. ex Walp.	h	an	en			2			2			8
	<i>Richardia stellaris</i> (Cham. & Schldl.) Steud.	h	p	n	2								1
SCROPHULARIACEAE	<i>Verbascum virgatum</i> Stokes	h	bian	ad	2								
SOLANACEAE	<i>Calibrachoa parviflora</i> (Juss.) D'Arcy	h	an	n		22	1	2					
	<i>Nicotiana longiflora</i> Cav.	h	p	n	2	6	2	2	1	31	13	16	21
	<i>Petunia axillaris</i> (Lam.) Britton, Stern & Poggenb. subsp. <i>parodii</i> (Steere) Cabrera	h	an	n	4			11					
	<i>Sclerophylax spinescens</i> Miers	h	an	en		13	3						
	<i>Solanum chenopodioides</i> Lam.	h	an	en						13		132	1
	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	h/sa	p	n									1
	<i>Solanum</i> sp.	-	-	-						4			
<i>Solanum</i> sp.	-	-	-									2	
TALINACEAE	<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	h	p	ad						12	1	41	
URTICACEAE	<i>Parietaria debilis</i> G. Forst.	h	an	c		2		102		24	1	11	72
VERBENACEAE	<i>Glandularia venturii</i> (Moldenke) Botta	h	p	en	6								1
	<i>Verbena gracilescens</i> (Cham.) Herter var. <i>gracilescens</i>	h	p	n	23				1	3			
	<i>Verbena litoralis</i> Kunth var. <i>litoralis</i>	h	p	n	15					3		1	6
	<i>Verbena montevidensis</i> Spreng.	h	p	n			2						
VIOLACEAE	<i>Pombalia parviflora</i> (Mutis ex L.f.) Paula-Souza	h/sa	an/p	n					1				
-	<i>dico64</i>	-	-	-	25		21		8				9
-	<i>dico85</i>	-	-	-						4			

Tabla 4: Porcentaje de especies nativas, no nativas (incluye adventicias, introducidas y cosmopolitas) y no identificadas (NO ID) en cada parcela.

	P	MM	MA	C2	C1	BV	BA	BC	BS
NATIVA	61,4%	78,3%	66,7%	62,5%	69,6%	71,8%	61,8%	68,4%	70,0%
NO NATIVA	22,7%	13,0%	13,3%	29,2%	21,7%	10,3%	20,6%	13,2%	10,0%
NO ID	15,9%	8,7%	20,0%	8,3%	8,7%	17,9%	17,6%	18,4%	20,0%

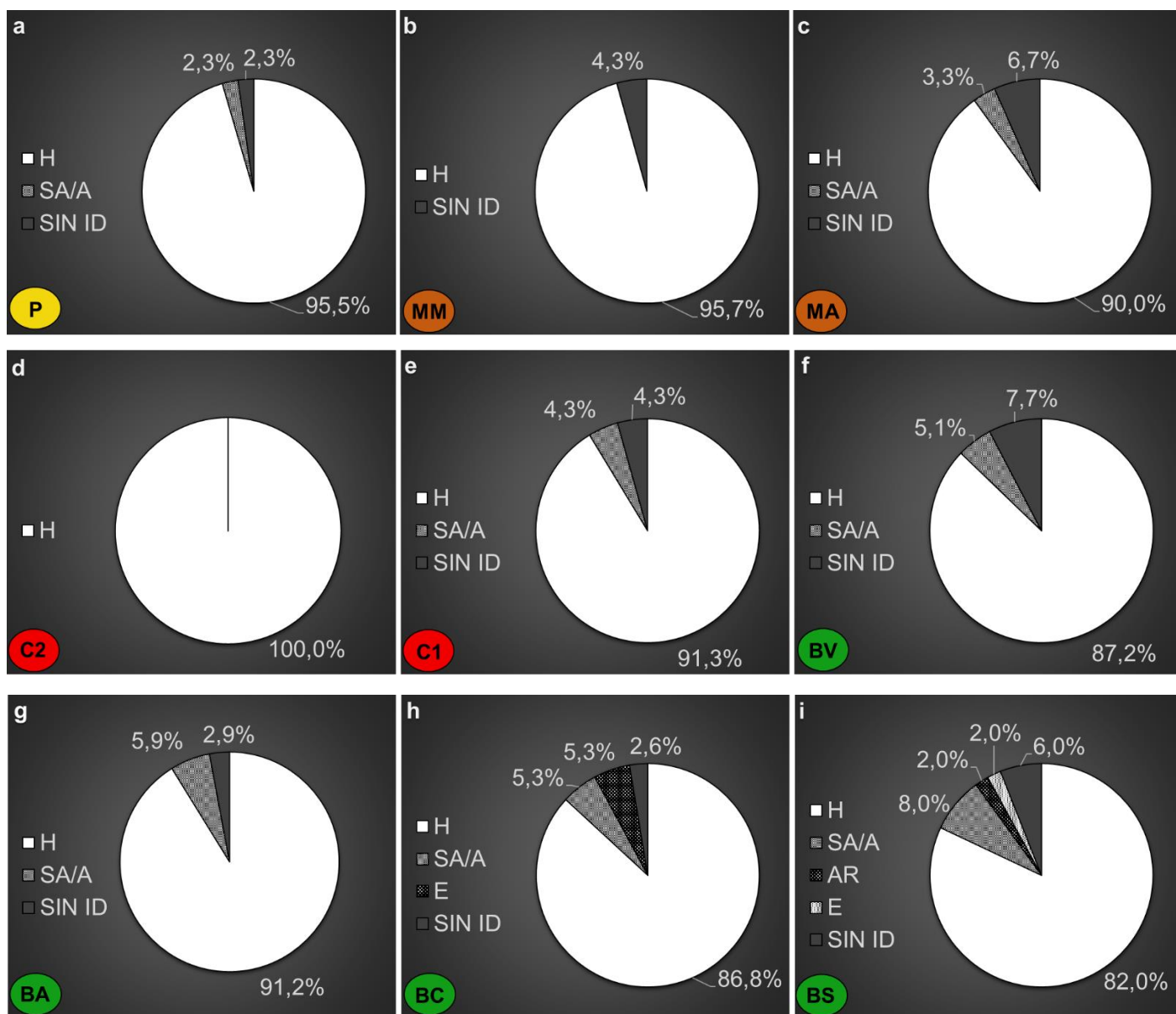


Figura 5: Porcentaje de formas de vida en cada parcela. **a.** P: Pastura **b.** MM: sistema mixto con maíz **c.** MA: sistema mixto con alfalfa **d.** C2: cultivo de maíz **e.** C1: cultivos de maíz **f.** BV: bosque con ganadería vacuna **g.** BA: bosque abierto **h.** BC: bosque con caballos **i.** BS: bosque secundario (para mayor información de las parcelas ver Tabla 1) **H:** incluye formas de vida estrictamente herbácea tanto terrestre como palustre y formas herbáceas/subarbutivas; **SA/A:** incluye subarbutos y arbustos/subarbutos; **AR:** árbol; **SIN ID:** especies no identificadas.

Tabla 5: Porcentaje de especies que son ruderales (R), no ruderales (NO R) y no identificadas (NO ID) en cada una de las parcelas. Dentro de la categoría de no ruderales se incluyen otras estrategias de vida como competidoras y tolerantes al estrés (sensu Grime 1979). Con un asterisco (*) se marcan las parcelas donde el porcentaje de especies ruderales fue mayor que el de no ruderales.

	P	MM	MA	C2 *	C1 *	BV	BA	BC	BS
R	36,36%	43,48%	40%	58,34%	52,17%	38,46%	38,23%	36,84%	32%
NO R	47,73%	47,83%	40%	33,33%	39,13%	43,59%	44,12%	44,74%	48%
NO ID	15,91%	8,69%	20%	8,33%	8,70%	17,95%	17,65%	18,42%	20%

3.2 Riqueza del banco de semillas del suelo

En general, la mayor cantidad de especies fue registrada en los bosques, siendo BS el de mayor riqueza (50 especies). La menor riqueza fue registrada en C1 y MM, ambos con 23 especies (Figura 6). La relación lineal positiva (pendiente=2,828) entre el gradiente fisonómico y la riqueza resultó no significativa ($R^2=0,357$; $p=0,0892$), lo cual se debe principalmente a la riqueza registrada en P (44 especies). Si se excluye la pastura (P) del análisis, la relación se vuelve estadísticamente significativa ($R^2= 0,805$; $p=0,0025$).

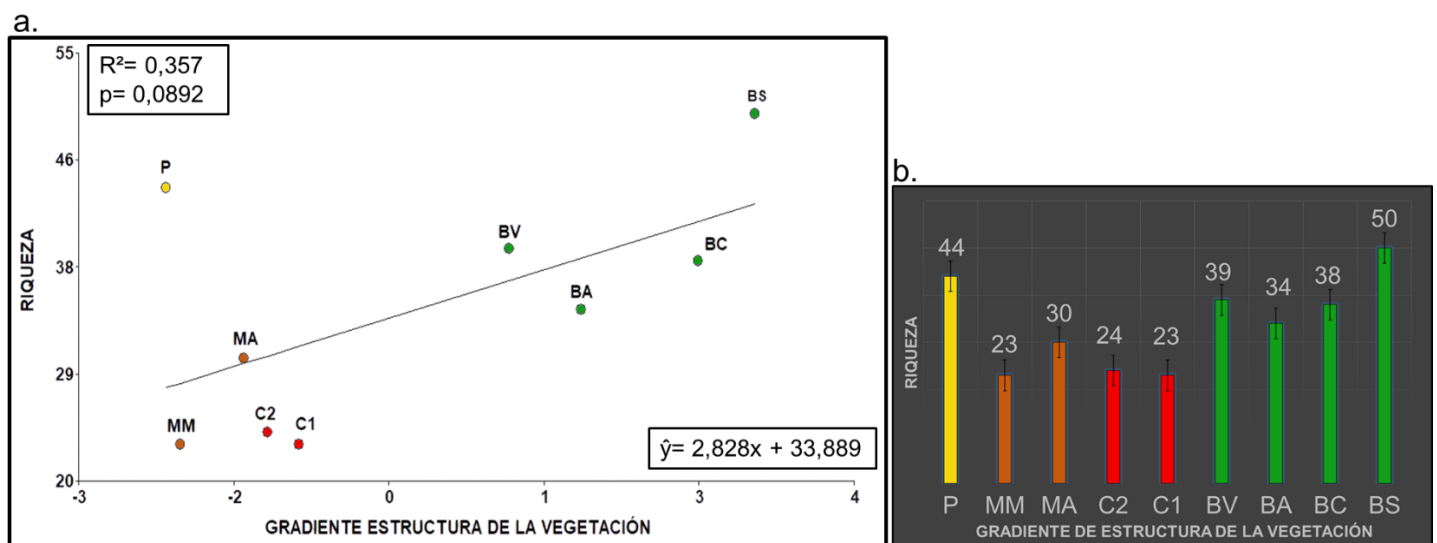


Figura 6: a. Regresión lineal entre el gradiente de estructura de la vegetación (CP1 del ACP) y la riqueza de especies del banco. b. Riqueza de especies del banco a lo largo del gradiente de estructura de la vegetación. **Amarillo:** pastura (P), **Naranja:** Sistemas de uso mixto (MM y MA, con maíz y alfalfa respectivamente), **Rojo:** cultivos (C1 y C2), **Verde:** bosques (BV, BA, BC y BS).

3.3 Densidad del banco de semillas de suelo

Se observó una relación positiva (pendiente=277,143) entre el gradiente de estructura de la vegetación y la densidad de semillas del banco la cual resultó marginalmente significativa ($R^2=0,436$; $p=0,053$). La menor densidad registrada pertenece a C1 con 503,3 semillas/m², mientras que la mayor corresponde a BV con 2953,3 semillas/m² (Figura 7).

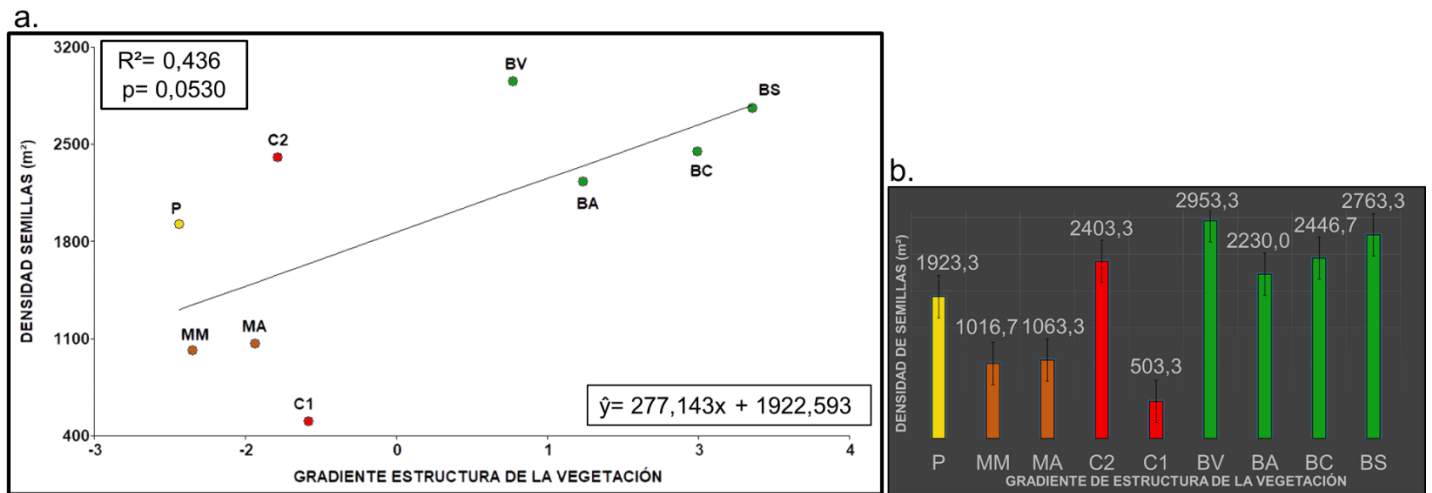


Figura 7: a. Regresión lineal entre el gradiente de estructura de la vegetación (CP1 del ACP) y la densidad del banco expresada en cantidad de semillas/m². b. Densidad del banco (semillas/m²) a lo largo del gradiente de estructura de la vegetación. **Amarillo:** pastura (P), **Naranja:** Sistemas de uso mixto (MM y MA, con maíz y alfalfa respectivamente), **Rojo:** cultivos (C1 y C2), **Verde:** bosques (BV, BA, BC y BS).

3.4 Similitud entre el banco de semillas y la vegetación establecida del ecosistema de referencia

En general se obtuvieron ISS bajos, menores al 35% (Tabla 6). El bosque secundario (BS), además de tener el banco más rico, fue el que mayor similitud presentó entre su banco y la VE del ecosistema de referencia con 17 especies compartidas, no obstante, 33 especies del banco no se encontraron en la VE, a la vez que 40 especies de la VE no estuvieron en el banco. Las 2 parcelas con menor densidad y riqueza (MM y C1), también presentaron los ISS más bajos, compartiendo principalmente hierbas anuales y perennes. Las especies más comunes en el banco, es decir que estuvieron presentes a lo largo de todo el gradiente, no fueron encontradas en la vegetación establecida del ecosistema de referencia, éstas fueron: *Gamochoaeta pensylvanica* (Willd.) Cabrera, *Nicotiana longiflora* Cav. y *Oxalis conorrhiza* Jacq., a la vez que 3 de las especies leñosas dominantes en la vegetación en pie no estuvieron presentes en el banco: *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart, *Prosopis alba* Griseb. y *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron.

Tabla 6: Índice de Similitud de Sørensen (ISS en orden decreciente) y especies compartidas entre la VE establecida del ecosistema de referencia y el banco de cada parcela. Entre paréntesis se indica el número de especies. ** Para obtenerlo no se incluyeron especies no identificadas.

PARCELA	ISS**	NÚMERO Y NOMBRE DE ESPECIES COMPARTIDAS
BS	0,32	(17) <i>Araujia odorata</i> , <i>Baccharis</i> sp., <i>Celtis ehrenbergiana</i> , <i>Commelina erecta</i> , <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Cyperus</i> sp., <i>Dichondra</i> sp., <i>Digitaria</i> sp., <i>Euphorbia serpens</i> , <i>Heimia salicifolia</i> , <i>Juncus</i> sp., <i>Iresine diffusa</i> , <i>Paspalum dilatatum</i> , <i>Sida rhombifolia</i> , <i>Sida spinosa</i> , <i>Solanum chenopodioides</i> y <i>Solanum</i> sp.
BV	0,25	(12) <i>Baccharis</i> sp., <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Cyperus entrerianus</i> , <i>Cyperus</i> sp., <i>Digitaria</i> sp., <i>Heimia salicifolia</i> , <i>Iresine diffusa</i> , <i>Paspalum dilatatum</i> , <i>Sida rhombifolia</i> , <i>Solanum chenopodioides</i> , <i>Solanum</i> sp. y <i>Talinum paniculatum</i>
BA	0,24	(11) <i>Baccharis</i> sp., <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Cyperus entrerianus</i> , <i>Cyperus</i> sp., <i>Dichondra</i> sp., <i>Digitaria</i> sp., <i>Eleusine</i> sp., <i>Heimia salicifolia</i> , <i>Iresine diffusa</i> , <i>Setaria parviflora</i> y <i>Talinum paniculatum</i>
P	0,20	(10) <i>Amaranthus hybridus</i> , <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Cyperus entrerianus</i> , <i>Cyperus</i> sp., <i>Dichondra</i> sp., <i>Eleusine</i> sp., <i>Heimia salicifolia</i> , <i>Juncus</i> sp., <i>Paspalum dilatatum</i> y <i>Petunia axillaris</i>
C2	0,19	(8) <i>Amaranthus hybridus</i> , <i>Commelina erecta</i> , <i>Cyperus</i> sp., <i>Dichondra</i> sp., <i>Digitaria</i> sp., <i>Eleusine</i> sp., <i>Petunia axillaris</i> y <i>Portulaca oleracea</i>
MA	0,19	(8) <i>Amaranthus hybridus</i> , <i>Baccharis</i> sp., <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Cyperus entrerianus</i> , <i>Cyperus</i> sp., <i>Digitaria</i> sp., <i>Heimia salicifolia</i> y <i>Portulaca oleracea</i>
BC	0,17	(8) <i>Baccharis</i> sp., <i>Cyperus</i> sp., <i>Digitaria</i> sp., <i>Heimia salicifolia</i> , <i>Iresine diffusa</i> , <i>Portulaca oleracea</i> , <i>Solanum chenopodioides</i> y <i>Talinum paniculatum</i>
C1	0,15	(6) <i>Amaranthus hybridus</i> , <i>Cyperus</i> sp., <i>Eleusine</i> sp., <i>Heimia salicifolia</i> , <i>Portulaca oleracea</i> y <i>Setaria parviflora</i>
MM	0,10	(4) <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Cyperus</i> sp., <i>Digitaria</i> sp. y <i>Euphorbia serpens</i>

4. DISCUSIÓN

4.1 Riqueza y composición de especies del banco de semillas del suelo

La riqueza del banco no fue significativamente diferente a medida que aumentó la complejidad estructural de la vegetación en el gradiente ($p=0,0892$), por lo tanto, se rechaza la hipótesis 1. La riqueza de especies nativas obtenida en la pastura (P) fue más alta que la esperada (Figura 6), y esto probablemente sea consecuencia de la cercanía de esta parcela a un relicto de bosque nativo, el cual puede funcionar como fuente de propágulos (Bossuyt & Honnay 2008). De esta forma el banco puede estar compuesto no sólo del legado vegetal sino también del aporte actual de semillas producto de la dispersión. A su vez se observó que el banco de la pastura presentó sólo 2 formas de vida (95,5% especies herbáceas y *Heimia salicifolia* como única especie arbustiva), mientras que el banco de algunos bosques como BS, estuvo compuesto por 4 formas de vida (82% Herbáceas; 8% subarbusto/arbusto; 2% arbusto/árbol; 2% enredadera; Figura 5). Estos resultados coinciden con lo observado en otros estudios donde no se encontraron diferencias significativas en la riqueza del banco de pasturas y bosques, pero si reportaron

diferencias significativas en la proporción de formas de vida que los componen (Maza-Villalobos et al 2010; Williams-Linera 2016). Por otro lado, se puede afirmar que la ganadería no tendría un fuerte impacto en la riqueza de especies nativas encontradas en P, debido a que en general, el efecto del pastoreo vacuno en numerosos ecosistemas es poco claro, pudiendo aumentar (Donelan & Thompson 1980; Gibson & Brown 1991; McDonald et al. 1996), disminuir (Tessema et al. 2012) o no presentar diferencias significativas en la riqueza con respecto a sitios sin pastoreo (Milberg 1995; Márquez et al. 2002; Loydi 2019). A partir de esto, y sabiendo que P fue el único sitio estudiado que no tuvo uso agrícola, cabe preguntarse si lo que afecta a la riqueza del banco son principalmente las prácticas agrícolas realizadas en los cultivos, como la aplicación de herbicidas y fertilizantes, y no tanto el uso como pastura. Algunos estudios reportan que el uso de fertilizantes disminuye la riqueza del banco, debido a que muchas especies ruderales con un nicho de nutrientes reducido son eliminadas gradualmente de la vegetación, y así del banco (Pan et al. 2020). Sin embargo, para obtener resultados concluyentes al respecto, son necesarios nuevos estudios que incluyan información del banco de otras pasturas y datos sobre los insumos químicos aplicados en los cultivos y sistemas mixtos. En este estudio, el porcentaje de especies nativas en el banco superó el 61% tanto en agroecosistemas como bosques (Tabla 4). No se reportan semillas de árboles y arbustos invasores, pero sí de la especie *Cynodon dactylon*, una hierba considerada de las más serias malezas de la familia Poaceae (Holm et al. 1977), la cual ha sido observada también por Ferri y colaboradores (2009) en otros bosques del Espinal. Por último, es importante mencionar que, como en la mayoría de los estudios de banco de semillas, las familias más representadas fueron Poaceae y Asteraceae (Tabla 3; ej. Funes et al. 2003; Ferri et al. 2009; Williams-Linera et al. 2016; Silva & Overbeck 2020; Wang et al. 2020).

4.2 Densidad del banco de semillas del suelo

La relación positiva obtenida entre la densidad de semillas y el gradiente de fisonomía no fue significativa ($p=0,053$), por lo tanto, no se rechaza la hipótesis 2. Si bien este resultado responde y apoya nuestra predicción, existe una tendencia en la que los agroecosistemas, en general, tuvieron menor densidad de semillas que los bosques (Figura 7), presentando éstos últimos una densidad similar a la documentada en otro bosque del Espinal (2853 semillas/m² a una profundidad de 0-5 cm; Sabbatini et al. 2014). Nuestra predicción sostenía 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 propágulos en los bosques, sin embargo, la dinámica del banco, sobre todo en los agroecosistemas, es compleja y varía considerablemente según las prácticas agrícolas implementadas y el momento desde el cual se realizan (Buhler et al. 2001). En 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 banco (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 casa especie cultivada (Haring et al. 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 esto como consecuencia, reduce el tamaño del banco (Roberts & Stokes 1965; Cavers 1989). No obstante, esta última afirmación está en discusión debido a la creciente resistencia de las “malezas” a los herbicidas (Metfaul et al. 2020; Satorre et al. 2020). Tal es el caso de las especies *Amaranthus hybridus*, *Conyza bonariensis*, *Chenopodium album*, *Cynodon dactylon* y *Eleusine indica*, las cuales desarrollaron resistencia al glifosato según reportan numerosos autores (Bryson & Wills 1985; Lee & Ngim 2000; Owen & Zelaya 2005; Heap 2014; Metfaul et al. 2020).

4.3 Similitud entre el banco de semillas y la vegetación establecida del ecosistema de referencia: Implicancias del banco en la Restauración Ecológica

No se pudo establecer un patrón claro en el que las parcelas de mayor complejidad en su fisonomía presenten a la vez mayor similitud entre la composición del banco y la VE del ecosistema de referencia, por lo tanto, se rechaza la hipótesis 3. Se reporta una similitud baja en todos los sitios estudiados, lo cual coincide con otros estudios de banco (Donelan & Thompson 1980; Savadogo et al. 2017). Cuando se trata de cultivos, en general la baja similitud está relacionada con la dominancia de especies ruderales en el banco (58% ruderales y 33% no ruderales en C2; 52% ruderales y 39% no ruderales en C1; Tabla 5), tal como observaron otros autores (Dölle & Schmidt 2009; Andreasen et al. 2018), mientras que en la VE del ecosistema de referencia dominaron las no ruderales (60% no ruderales; 19% ruderales). Otro factor que puede contribuir en la baja similitud encontrada es que algunas especies leñosas con ciclo de vida perenne presentan bancos transitorios de corta duración (Baskin & Baskin 1998; Thompson et al. 1998) por lo que en general, están poco representadas en el banco, incluso muchas de ellas presentan reproducción vegetativa (Rago et al. 2020). Esto puede estar explicando la ausencia en el banco de las especies leñosas que fueron dominantes en la VE del ecosistema de referencia, tanto en el banco de agroecosistemas como de bosques. Tales especies fueron *Prosopis alba*, *Prosopis nigra*, *Celtis ehrenbergiana* y *Geoffroea decorticans*, siendo esta última reconocida por su capacidad de reproducirse a partir de raíces gemíferas (Echeverría & Collado 2001). Sumado a esto, algunos autores observaron la pérdida de semillas de especies del género *Prosopis* sp. por aborción y predación de insectos, lo que representa un filtro ecológico que podría modificar la cantidad de semillas disponibles en el banco para la regeneración de éstas especies (Lerner & Peinetti 1996; Velez et al. 2018). Por otro lado, si bien las herbáceas más comunes del banco, *Gamochaeta pensylvanica*, *Nicotiana longiflora* y *Oxalis conorrhiza*, no estuvieron representadas

en la VE del ecosistema de referencia, éstas si fueron citadas por Zeballos y colaboradores (2020) en otros bosques del Espinal cercanos al área de estudio.

Aun cuando se observa que la similitud entre el banco y la VE es baja, estudiarla nos permite establecer un modelo de restauración que sea adecuado al ambiente estudiado (Clewell & Aronson 2007; SER 2016), a la vez que funciona como un indicador ecológico de la capacidad de recuperación de los ecosistemas (Ma et al. 2019). Por ejemplo, la ausencia de semillas en el banco de las especies leñosas que fueron dominantes en la VE del ecosistema de referencia es un aspecto a tener en cuenta en la restauración de los bosques, principalmente porque esto puede significar incrementar el nivel de esfuerzo requerido para la RE. La elevada riqueza y densidad de semillas en el banco de la pastura, junto con el elevado porcentaje de especies herbáceas nativas con diferentes estrategias de vida (Figura 6, Figura 7, Tabla 4 y Tabla 5), indican que este sitio tiene la capacidad de contribuir en la regeneración de los bosques en las primeras etapas de la sucesión secundaria, aunque este aporte no sería suficiente para la recuperación de los bosques del Espinal. Por otro lado, la contribución del banco de cultivos y sistemas de uso mixto se ve perjudicada por la baja densidad, riqueza y similitud que presentaron. Bajo este marco, la eliminación del disturbio (agricultura o ganadería) no sería una tarea suficiente para lograr la regeneración natural de las especies nativas del bosque del Espinal a partir del banco en un plazo corto-mediano de tiempo, por lo que resulta necesario plantear una RE activa, principalmente para la recuperación de las especies arbustivas y arbóreas nativas, las cuales fueron las menos representadas a lo largo de todo el gradiente.

5. CONCLUSIÓN

Debido a la existencia de un modelo económico extractivista agroexportador en Argentina (Frechero 2013), existe en la Ecorregión del Espinal un fuerte incentivo económico para desforestar y continuar produciendo (Garachana et al. 2018), por lo que resulta difícil lograr una RE que restablezca la biodiversidad de los bosques nativos sin la aprobación de los usuarios y/o dueños de las tierras. En este sentido, la Ley Provincial número 10.467 representa una iniciativa para conservar los relictos de bosque, aunque, como sostienen algunos autores, es imperioso que los gobernantes y el sector privado perciban la necesidad de mantener estos relictos y/o implementar tareas de restauración (Lamb & Gilmour 2003). Este trabajo provee información de referencia sobre la dinámica del banco de semillas del suelo de agroecosistemas y relictos de bosques del Espinal. Se concluye que la contribución del banco de los agroecosistemas no es suficiente para lograr la recuperación de los bosques nativos del Espinal de Córdoba en el corto o mediano plazo. Como consecuencia, además de la interrupción de los disturbios, deberían implementarse estrategias activas de restauración en la pastura, los cultivos y sistemas mixtos, principalmente para recuperar las especies arbóreas y arbustivas, las cuales fueron las menos

representadas en el banco. Por otro lado, es importante resaltar que dentro de los agroecosistemas existieron diferencias. El banco de la pastura fue diferente al banco de cultivos y sistemas mixtos debido a que éste presentó una elevada riqueza y un alto porcentaje de especies nativas con diferentes estrategias de vida. Esto determina que el banco de la pastura puede contribuir en la recuperación de los bosques al menos en las primeras etapas de la sucesión, por lo que no debería ser descartado completamente en la restauración pasiva, especialmente si lo que se busca es reducir los costos de restauración. Por último, quiero destacar la relevancia que tiene la permanencia de los relictos de bosques nativos, que además de proveer servicios ecosistémicos, funcionan como fuente de propágulos.

6. AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis directores, Kowaljaw Esteban y Funes Guillermo, por acompañarme en este trabajo, por sus aportes, correcciones y buena predisposición para ayudarme. A Naldini Betania por los viajes de campo, sus aportes y consejos durante todo el proceso de realización de la tesina. A Sol por su ayuda diaria en el invernadero. A Palchetti Virginia, con quien además de compartir el amor por las plantas, compartimos horas bajo la lupa identificando especies. A Melisa Giorgis por ayudarme en la identificación de poáceas. A todas las personas que colaboraron en los viajes de campo. A mis amigas y amigos por sus consejos, su contención, las charlas compartidas y el crecimiento político en esta vida. A mi mamá y papá porque nada de esto hubiese sido posible sin su amor, escucha y sostén cada día. Y finalmente a mis hermanas Ale y Any que, de una u otra forma me transmiten su amor, que se siente inmenso.

Este trabajo fue financiado por los proyectos PRIMAR SECyT UNC “Bases ecosistémicas de sustentabilidad eco-social en el centro de Argentina” (Cód: 32520170100030CB), 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” (Cód: 33620180100767CB).

7. BIBLIOGRAFÍA

- Abella, S. R., Hodel, J. L., & Schetter, T. A. (2020). Unusually high-quality soil seed banks in a Midwestern US oak savanna region: variation with land use history, habitat restoration, and soil properties. *Restoration Ecology*.
- Andreasen, C., Jensen, H. A., & Jensen, S. M. (2018). Decreasing diversity in the soil seed bank after 50 years in Danish arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 259, 61-71.
- ANIDA Instituto Geográfico Nacional. Organización política. En: Atlas Nacional Interactivo de Argentina [en línea]. [fecha de consulta: 8 de agosto de 2020]. Disponible en: <https://ide.ign.gob.ar/portal/apps/MapJournal/index.html?appid=2c7297e24ca641dd8c1ba0ae689ff4cf>
- Arturi, M. (2005). Ecorregión Espinal: Situación ambiental en la Ecorregión del Espinal. Situación Ambiental en Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, 241-246.

- Augusto, L., Dupouey, J. L., Picard, J. F., & Ranger, J. (2001). Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. *Acta Oecologica*, 22(2), 87-98.
- Bakker, J. P., Poschlod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M., & Thompson, K. (1996). Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica*, 45(4), 461-490.
- Barral, M. P., Benayas, J. M. R., Meli, P., & Maceira, N. O. (2015). Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 223-231.
- Baskin, C. C., & Baskin, J. M. (1998). *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Elsevier.
- Basualdo, E., & Arceo, N. (2006). Evolución y situación actual del ciclo ganadero en la Argentina. *Realidad económica*, 221, 7-30.
- Bellinder, R. R., Dillard, H. R., Shah, D. A. (2004). Weed seedbank community responses to crop rotation schemes. *Crop Prot* 23: 95–101.
- Benayas, J. M. R., Bullock, J. M., & Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329-336.
- Bertram, N., & Chiacchiera, S. (2013). Ascenso de napas en la Región Pampeana: ¿Consecuencia de los cambios en el uso de la tierra? Informe Técnico. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Recuperado de https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_napas_mjz_13.pdf.
- Bhattachan, A., D'Odorico, P., Dintwe, K., Okin, G. S., & Collins, S. L. (2014). Resilience and recovery potential of duneland vegetation in the southern Kalahari. *Ecosphere*, 5(1), 1-14.
- Bossuyt, B., & Honnay, O. (2008). Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*, 19(6), 875-884.
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., & Corcuera, J. F. (2006). La situación ambiental argentina 2005.
- Bryson, C. T., & Wills, G. D. (1985). Susceptibility of bermudagrass (*Cynodon dactylon*) biotypes to several herbicides. *Weed science*, 848-852.
- Buhler, D. D., Kohler, K. A., & Thompson, R. L. (2001). Weed seed bank dynamics during a five-year crop rotation. *Weed Technology*, 15(1), 170-176.
- Cabido, M., Zeballos, S. R., Zak, M., Carranza, M. L., Giorgis, M. A., Cantero, J. J., & Acosta, A. T. (2018). Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied Vegetation Science*, 21(2), 298-311.
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería*. Acme. Buenos Aires.
- Cáceres, D. M. (2015). Accumulation by Dispossession and Socio-Environmental Conflicts Caused by the Expansion of Agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change*, 15(1), 116-147.

- Cavers, P. B. (1989). Seed banks in arable land. *Ecology of Soil Seedbanks*, 309-328.
- Cho, Y. C., Lee, S. M., & Lee, C. S. (2018). Floristic composition and species richness of soil seed bank in three abandoned rice paddies along a seral gradient in Gwangneung Forest Biosphere Reserve, South Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 42(1), 12.
- Clewell, A. F., & Aronson, J. (2007). *Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession*. Island Press.
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J., & Standish, R. J. (2008). What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in ecology & evolution*, 23(2), 104-112.
- Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B., Monteiro, L., ... & Strassburg, B. B. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 3(11), e1701345.
- Csontos, P. (2007). Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecology*, 8(1), 75-85.
- Cubiña, A., & Aide, T. M. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture 1. *Biotropica*, 33(2), 260-267.
- Dalling, J. W. (2002). Ecología de semillas. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*, 345-375.
- Devlaeminck, R., Bossuyt, B., & Hermy, M. (2005). Inflow of seeds through the forest edge: evidence from seed bank and vegetation patterns. *Plant Ecology*, 176(1), 1-17.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2018. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Donelan, M., & Thompson, K. (1980). Distribution of buried viable seeds along a successional series. *Biological Conservation*, 17(4), 297-311.
- Dölle, M., & Schmidt, W. (2009). The relationship between soil seed bank, above-ground vegetation and disturbance intensity on old-field successional permanent plots. *Applied Vegetation Science*, 12(4), 415-428.
- Doucet, C., Weaver, S. E., Hamill, A. S., & Zhang, J. (1999). Separating the effects of crop rotation from weed management on weed density and diversity. *Weed science*, 729-735.
- Dupuy, J. M., & Chazdon, R. L. (1998). Long-Term Effects of Forest Regrowth and Selective Logging on the Seed Bank of Tropical Forests in NE Costa Rica 1. *Biotropica*, 30(2), 223-237.
- Echeverría, J. C., & Collado, A. D. (2001). Evaluación del ritmo de invasión del chañar en San Luis mediante teledetección y SIG. In *Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales*. 1. 2001 08 09-11, 09-11 de agosto de 2001. San Cristóbal, Santa Fé. AR.
- Emmerson, M., Morales, M. B., Oñate, J. J., Batary, P., Berendse, F., Liira, J., ... & Pärt, T. (2016). How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. In *Advances in ecological research* (Vol. 55, pp. 43-97). Academic Press.

- FAO 2011 The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture. Summary report. Roma, Italia. (disponible también en <http://www.fao.org/3/i1688e/i1688e00.pdf>).
- Feledyn-Szewczyk, B., Smagacz, J., Kwiatkowski, C. A., Harasim, E., & Woźniak, A. (2020). Weed Flora and Soil Seed Bank Composition as Affected by Tillage System in Three-Year Crop Rotation. *Agriculture*, 10(5), 186.
- Fenner, M. (1989). *Seed Ecology* (Chapman Hall, London, 1985); SM Louda. *Ecology of Soil Seed Banks*, 25-51.
- Ferri, R., Ceballos, M., Vischi, N., Heredia, E., & Oggero, A. (2009). Banco de semillas de un relicto de Espinal (Córdoba, Argentina). *Iheringia. Série Botânica.*, 64(1), 93-100.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Helkowski, J. H. (2005). Global consequences of land use. *science*, 309(5734), 570-574.
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., ... & Balzer, C. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337-342.
- Funes, G., Basconcelo, S., Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Edaphic patchiness influences grassland regeneration from the soil seed-bank in mountain grasslands of central Argentina. *Austral Ecology*, 26(2), 205-212.
- Funes, G., Basconcelo, S., Díaz, S., & Cabido, M. (2003). Seed bank dynamics in tall-tussock grasslands along an altitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science*, 14(2), 253-258.
- Funes, G., Díaz, S. M., & Venier, M. P. (2009). La temperatura como principal determinante de la germinación en especies del Chaco seco de Argentina.
- Frechero, J. I. (2013). Extractivismo en la economía argentina. Categorías, etapas históricas y presente. *Estudios críticos del desarrollo*, 3(4), 45-82.
- Garachana, D. M., Aragón, R., & Baldi, G. (2018). Estructura espacial de remanentes de bosque nativo en el Chaco Seco y el Espinal. *Ecología Austral*, 28(3), 553-564.
- Garwood, N. C. (1989). Tropical soil seed banks: a review. *Ecology of soil seed banks*, 149-209.
- Gibson, C. W. D., & Brown, V. K. (1991). The effects of grazing on local colonisation and extinction during early succession. *Journal of Vegetation Science*, 2(3), 291-300.
- Giorgis, M., & Tecco, P. A. (2014). rboles y arbu stos invasores de la Provincia de Córdoba (Argentina): una contribución a la sistematización de bases de datos globales. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49(4), 681-603.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P., & Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *science*, 307(5709), 550-555.
- Grime, J. P. (1979). *Plant strategies and vegetation processes*. Plant strategies and vegetation processes.
- Guida-Johnson, B., & Zuleta, G. A. (2013). Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment*, 181, 31-40.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

- Haring, S. C., & Flessner, M. L. (2018). Improving soil seed bank management. *Pest management science*, 74(11), 2412-2418.
- Hausmann, N. S., Delport, C., Kakembo, V., Mashiane, K. K., & le Roux, P. C. (2019). Restoration potential of invaded abandoned agricultural fields: what does the seed bank tell us?. *Restoration Ecology*, 27(4), 813-820.
- Heap, I. (2014). Herbicide resistant weeds. In *Integrated pest management* (pp. 281-301). Springer, Dordrecht.
- Henderson, C. B., Petersen, K. E., & Redak, R. A. (1988). Spatial and temporal patterns in the seed bank and vegetation of a desert grassland community. *The Journal of Ecology*, 717-728.
- Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558-1563.
- Holm, L. G., Plucknett, D. L., Pancho, J. V., & Herberger, J. P. (1977). *The world's worst weeds. Distribution and biology*. University press of Hawaii.
- Hopfensperger, K. N. (2007). A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*, 116(9), 1438-1448.
- Hosseini, P., Karimi, H., Babaei, S., Mashhadi, H. R., & Oveisi, M. (2014). Weed seed bank as affected by crop rotation and disturbance. *Crop Protection*, 64, 1-6.
- Hyatt, L. A., & Casper, B. B. (2000). Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. *Journal of ecology*, 88(3), 516-527.
- INTA (1992). *Malezas. Guía de reconocimiento de semillas y plántulas*. EDITAR, San Juan, Argentina.
- IUCN 2020. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-2*. <https://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 09 July 2020.
- IPCC, 2014: *Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]*. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 págs.
- Jobágyy, E. G., Noretto, M. D., Santoni, C. S., & Baldi, G. (2008). El desafío ecológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología austral*, 18(3), 305-322.
- Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Rey Benayas, J. M., Holl, K. D., ... & Mateos, D. M. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1873), 20172577.
- Józefowska, A., Loaiza-Usuga, J. C., & Schmidt, O. (2020). Consequences of land-use changes for soil quality and function, with a focus on the EU and Latin America. In *Climate Change and Soil Interactions* (pp. 207-228). Elsevier.
- Khurana, E. K. T. A., & Singh, J. S. (2001). Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental conservation*, 39-52.
- Lamb, D., & Gilmour, D. (2003). *Rehabilitation and restoration of degraded forests*. Rehabilitation and restoration of degraded forests.

- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9), 3465-3472.
- Landis, D. A. (2017). Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology*, 18, 1-12.
- Lee, L. J., & Ngim, J. (2000). A first report of glyphosate-resistant goosegrass (*Eleusine indica* (L) Gaertn) in Malaysia. *Pest Management Science: formerly Pesticide Science*, 56(4), 336-339.
- Lerner, P., & Peinetti, R. (1996). Importance of predation and germination on losses from the seed bank of calden (*Prosopis caldenia*). *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 49(2), 147-150.
- Lewis, J. P., & Collantes, M. B. (1973). El espinal periéstépico. *Ciencia e investigación*, 29(11-12), 360-377.
- Lewis, J. P., Prado, D., & Noetinger, S. (2004). Los remanentes de bosques del Espinal en el este de la provincia de Córdoba.
- Lewis, J. P., Noetinger, S., Prado, D. E., & Barberis, I. M. (2009). Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. *Biodiversity and conservation*, 18(13), 3615.
- Lipoma, M. L., Fortunato, V., Enrico, L., & Díaz, S. (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. Wiley Blackwell Publishing, Inc. *Journal of Vegetation Science*, 11-2019.
- Loydi, A. (2019). Effects of grazing exclusion on vegetation and seed bank composition in a mesic mountain grassland in Argentina. *Plant Ecology & Diversity*, 12(2), 127-138.
- Ma, M., Baskin, C. C., Li, W., Zhao, Y., Zhao, Y., Zhao, L., Chen, N. & Du, G. (2019). Seed banks trigger ecological resilience in subalpine meadows abandoned after arable farming on the Tibetan Plateau. *Ecological Applications*, 29(7), e01959.
- Manley, B. S., Wilson, H. P., & Hines, T. E. (2002). Management programs and crop rotations influence populations of annual grass weeds and yellow nutsedge. *Weed science*, 50(1), 112-119.
- Martins, A. M., & Engel, V. L. (2007). Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering*, 31(3), 165-174.
- Márquez, S., Funes, G., Cabido, M., & Pucheta, E. (2002). Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista chilena de historia natural*, 75(2), 327-337.
- Maza-Villalobos, S., Lemus-Herrera, C., & Martínez-Ramos, M. (2011). Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology*, 27(1), 35-49.
- McDonald, A. W., Bakker, J. P., & Vegelin, K. (1996). Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. *Journal of Vegetation Science*, 7(2), 157-164.

- Meave, J. A., Flores-Rodríguez, C., Pérez-García, E. A., & Romero-Romero, M. A. (2012). Edaphic and seasonal heterogeneity of seed banks in agricultural fields of a tropical dry forest region in southern Mexico. *Botanical Sciences*, 90(3), 000-000.
- Meftaul, I. M., Venkateswarlu, K., Dharmarajan, R., Annamalai, P., Asaduzzaman, M., Parven, A., & Megharaj, M. (2020). Controversies over human health and ecological impacts of glyphosate: Is it to be banned in modern agriculture?. *Environmental Pollution*, 114372.
- Middleton, B. A. (2003). Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 1025-1034.
- Milberg, P. (1995). Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. *Oikos*, 3-13.
- Noy-Meir, I., Mascó, M., Giorgis, M. A., Gurvich, D. E., Perazzolo, D., & Ruiz, G. (2012). Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 47(1-2), 119-133.
- Owen, M. D., & Zelaya, I. A. (2005). Herbicide-resistant crops and weed resistance to herbicides. *Pest Management Science: formerly Pesticide Science*, 61(3), 301-311.
- Pakeman, R. J., & Small, J. L. (2005). The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. *Journal of Vegetation Science*, 16(1), 121-130.
- Pan, J., Zhang, L., Wang, L., & Fu, S. (2020). Effects of long-term fertilization treatments on the weed seed bank in a wheat-soybean rotation system. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00870.
- Paschke, M. W., Perkins, L. B., & Veblen, K. E. (2019). Restoration for multiple use. *Restoration Ecology*, 27(4), 701-704.
- Pickett, S. T. A. & McDonnell, M. J. (1989). Seed bank dynamics in temperate deciduous forest. *Ecology of soil seed banks*, 123-147.
- Pozner, R. Cucurbitaceae. En A. M. Anton & F. O. Zuloaga (directores), *Flora Argentina*. [Fecha de consulta: 5 de diciembre 2019] <<http://www.floraargentina.edu.ar>>
- Prach, K., Šebelíková, L., Řehouňková, K., & del Moral, R. (2019). Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. *Landscape Research*.
- Probert, R. J. (2000). The role of temperature in the regulation of seed dormancy and germination. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2, 261-292.
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C., & Foley, J. A. (2008). Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global biogeochemical cycles*, 22(1).
- Rago, M. M., Urretavizcaya, M. F., Orellana, I. A., & Defossé, G. E. (2020). Strategies to persist in the community: Soil seed bank and above-ground vegetation in Patagonian pine plantations. *Applied Vegetation Science*, 23(2), 254-265.
- Rico-Gray, V., & García-Franco, J. G. (1992). Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of vegetation science*, 3(5), 617-624.
- Roberts, H. A., & Stokes, F. G. (1965). Studies on the weeds of vegetable crops. V. Final observations on an experiment with different primary cultivations. *Journal of Applied Ecology*, 307-315.

- Roberts, H. A. (1981). Seed banks in soil. *Adv. Appl. Biol.* 6, 1-55.
- Sabattini, R. A., Ledesma, S. G., Sione, S. M. J., Fontana, E. & Sabattini J. A. (2014). Recuperación del pastizal natural degradado en un monte nativo sometido a desarbustado mecánico. *Ciencia, Docencia y Tecnología*, 4(4).
- Sapkota, R. P., & Stahl, P. D. (2019). Effectiveness of passive restoration on density and diversity of regenerating tree species in mixed Dipterocarp forests of Nepal. *Restoration Ecology*, 27(3), 581-591.
- Satorre, E. H., Elba, B., Mas, M. T., Suárez, S. A., Kruk, B. C., Guglielmini, A. C., & Verdú, A. M. (2020). Crop rotation effects on weed communities of soybean (*Glycine max* L. Merr.) agricultural fields of the Flat Inland Pampa. *Crop Protection*, 130, 105068.
- Savadogo, P., Sanou, L., Dayamba, S. D., Bognounou, F., & Thiombiano, A. (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. *Journal of Plant Ecology*, 10(2), 349-363.
- Schmidt, M. A. (2015). Política ambiental, avance de la frontera agropecuaria y deforestación en Argentina: el caso de la ley "De Bosques".
- Searchinger, T. D., Wiersenius, S., Beringer, T., & Dumas, P. (2018). Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. *Nature*, 564(7735), 249-253.
- SER 2016 McDonald T, Gann GD, Jonson J, and Dixon KW (2016) International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.
- SER 2019 Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., ... & Hua, F. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27, S1-S46.
- Shrestha, A., Knezevic, S. Z., Roy, R. C., Ball-Coelho, B. R., & Swanton, C. J. (2002). Effect of tillage, cover crop and crop rotation on the composition of weed flora in a sandy soil. *Weed Research*, 42(1), 76-87.
- Silva, G. H. M., & Overbeck, G. E. (2020). Soil seed bank in a subtropical grassland under different grazing intensities. *Acta Botanica Brasilica*, 34(2), 360-370.
- Simpson, R. L., Leck, M. A. & Parker, V. T. (1989). Seed banks: general concepts and methodological issues. *Ecology of soil seed banks*, 3-8.
- Suding, K. N., & Hobbs, R. J. (2009). Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in ecology & evolution*, 24(5), 271-279.
- Sørensen, T. A. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skar.*, 5, 1-34.
- Tessema, Z. K., de Boer, W. F., Baars, R. M., & Prins, H. H. (2012). Influence of grazing on soil seed banks determines the restoration potential of aboveground vegetation in a semi-arid savanna of Ethiopia. *Biotropica*, 44(2), 211-219.
- Thompson, K. (1978). The occurrence of buried viable seeds in relation to environmental gradients. *Journal of Biogeography*, 425-430.

- Thompson, K., Bakker, J. P., Bekker, R. M., & Hodgson, J. G. (1998). Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of ecology*, 86(1), 163-169.
- Velez, S., Chacoff, N. P., & Campos, C. M. (2018). Pre-dispersal seed loss in two *Prosopis* species (Fabacea: Mimosoidea) from the Monte Desert, Argentina.
- Viglizzo, E., & Jobbágy, E. G. (Eds.). (2010). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Wade, M. R., Gurr, G. M., & Wratten, S. D. (2008). Ecological restoration of farmland: progress and prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 831-847.
- Wang, N., He, X., Zhao, F., Wang, D., & Jiao, J. (2020). Soil seed bank in different vegetation types in the Loess Plateau region and its role in vegetation restoration. *Restoration Ecology*, 28, A5-A12.
- Williams-Linera, G., Bonilla-Moheno, M., & López-Barrera, F. (2016). Tropical cloud forest recovery: the role of seed banks in pastures dominated by an exotic grass. *New forests*, 47(3), 481-496.
- Weerasinghe, M., Ashton, M. S., Hooper, E. R., & Singhakumara, B. M. (2019). Floristics of soil seed banks on agricultural and disturbed land cleared of tropical forests. *Restoration ecology*, 27(1), 138-147.
- Zarrilli, A. (2008). Bosques y agricultura: una mirada a los límites históricos de sustentabilidad de los bosques argentinos en un contexto de la explotación capitalista en el siglo XX. *Revista Luna Azul*, (26), 87-106.
- Zeballos, S. R., Giorgis, M. A., Cabido, M. R., Acosta, A. T. R., Iglesias, M. D. R., & Cantero, J. J. (2020). The lowland seasonally dry subtropical forests in central Argentina: vegetation types and a call for conservation.

8. ANEXO

1. Especies identificadas en la vegetación establecida del ecosistema de referencia. **FV**: forma de vida (**h**: hierba, **h.p**: hierba palustre, **a**: arbusto, **sa**: subarbusto, **e**: enredadera, **ar**: árbol, **l**: liana). **CV**: ciclo de vida (**p**: perenne, **an**: anual). **S**: Status para Argentina (**n**: nativa, **en**: endémica, **nat**: naturalizada, **ad**: adventicia, **in**: introducida).

FAMILIA	ESPECIES	FV	CV	S
AMARANTHACEAE	<i>Amaranthus hybridus</i> L.	h	an	ad
	<i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	sa	p	n
APIACEAE	<i>Eryngium nudicaule</i> Lam.	h	p	n
APOCYNACEAE	<i>Araujia odorata</i> (Hook. & Arn.) Fontella & Goyder	e	p	n
ASTERACEAE	<i>Ambrosia tenuifolia</i> Spreng.	h	p	n
	<i>Baccharis</i> sp.	-	-	-
	<i>Bidens pilosa</i> L.	h	an	n
	<i>Carduus acanthoides</i> L.	h	an	nat
	<i>Lorentzianthus viscidus</i> (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob.	a	p	n
	<i>Schkuhria pinnata</i> (Lam.) Kuntze ex Thell.	h	an	n
	<i>Vernonia incana</i> Less.	h	p	en
BRASSICACEAE	<i>Lepidium bonariense</i> L.	h	an	n
BROMELIACEAE	<i>Tillandsia capillaris</i> Ruiz & Pav.	h.ep	p	n
CANNABACEAE	<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	a/ar	p	n
CHENOPODIACEAE	<i>Holmbergia tweedii</i> (Moq.) Speg.	a	p	n
COMMELINACEAE	<i>Commelina erecta</i> L.	h	p	n
CONVOLVULACEAE	<i>Dichondra</i> sp.	h	-	-
CYPERACEAE	<i>Cyperus entrerianus</i> Boeck.	h.p	p	n
	<i>Cyperus</i> sp.	h	-	-
EUPHORBIACEAE	<i>Euphorbia dentata</i> Michx.	h	an	n
	<i>Euphorbia lorentzii</i> Müll. Arg.	h	p	n
	<i>Euphorbia serpens</i> Kunth var. <i>serpens</i>	h	p	n
FABACEAE	<i>Desmanthus</i> sp.	-	-	-
	<i>Geoffroea decorticans</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart	ar	p	n
	<i>Prosopis alba</i> Griseb.	ar	p	n
	<i>Prosopis nigra</i> (Griseb.) Hieron.	ar	p	n
JUNCACEAE	<i>Juncus</i> sp.	-	-	-
LAMIACEAE	<i>Condea floribunda</i> (Briq.) Harley & J.F.B. Pastore	h/sa	p	en
LYTHRACEAE	<i>Heimia salicifolia</i> (Kunth) Link	a/sa	p	n
MALVACEAE	<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	sa	p	n
	<i>Modiolastrum</i> sp.	h	-	-
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	h/sa	an/p	n
	<i>Sida spinosa</i> L.	sa	p	n
PHYTOLACCACEAE	<i>Rivina humilis</i> L.	h	p	n
POACEAE	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	h	-	n
	<i>Chascolytrum subaristatum</i> (Lam.) Desv.	h	p	n
	<i>Chloris</i> sp.	h	-	-
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	h	p	in
	<i>Digitaria</i> sp.	h	-	-
	<i>Eleusine</i> sp.	h	-	-
	<i>Eleusine tristachya</i> (Lam.) Lam.	h	an	n
	<i>Lycium</i> sp.	a/ar	-	-
	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	h	p	n
	<i>Paspalum notatum</i> Flüggé	h	p	n
	<i>Setaria lachnea</i> (Nees) Kunth	h	p	n
	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	h	p	n
	<i>Stipa</i> sp.	h	-	-

Tabla 1: continuación.

FAMILIA	ESPECIES	FV	CV	S
PORTULACACEAE	<i>Portulaca oleracea L.</i>	h	an	ad
RANUNCULACEAE	<i>Clematis montevidensis Spreng.</i>	l	p	n
SOLANACEAE	<i>Cestrum parqui L'Hér.</i>	a	p	n
	<i>Nierembergia aristata D. Don</i>	h	p	en
	<i>Petunia axillaris (Lam.) Britton, Stern & Poggenb.</i>	h	an	n
	<i>Salpichroa organifolia (Lam.) Baill.</i>	h/sa	p	n
	<i>Solanum chenopodioides Lam.</i>	h	an	en
TALINACEAE	<i>Talinum paniculatum (Jacq.) Gaertn.</i>	h	p	ad
	<i>Talinum polygaloides Gillies ex Arn.</i>	sa	p	n
VERBENACEAE	<i>Phyla nodiflora (L.) Greene</i>	h	p	n