

Ciencias Biológicas

Tesina

Título: Regeneración natural y asistida de especies leñosas en un relicto de Espinal en la provincia de Córdoba: ¿es conveniente utilizar la siembra como técnica para promover la regeneración?

Directora: Torres, Romina Cecilia

Co-directora: Estrabou, Cecilia

Tesinista: Romero, María Cecilia

Correo electrónico: cec Romero356@gmail.com

Lugar de trabajo: Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables “Dr. Ricardo Luti” (CERNAR). Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales - UNC - Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas (IIBYT-CONICET-Universidad Nacional de Córdoba), Córdoba, Argentina.

– Julio 2021 –





Regeneración natural y asistida de especies leñosas en un relicto de Espinal
en la provincia de Córdoba: ¿es conveniente utilizar la siembra como
técnica para promover la regeneración?

TRIBUNAL EXAMINADOR

- Nombre y Apellido: Giorgis Melisa
Firma:

- Nombre y Apellido: Tamburini Daniela
Firma:

- Nombre y Apellido: Trillo Cecilia
Firma:

- Calificación:

- Fecha:.....



Índice

Resumen	4
Introducción.....	5
Objetivo general.....	7
Objetivos específicos	7
Metodología.....	8
Área de estudio	8
Especie de estudio.....	8
Diseño experimental	9
Análisis estadísticos	12
Resultados.....	13
Descripción de las unidades de vegetación.....	13
Regeneración de especies leñosas arbóreas	16
Discusión	18
Conclusiones.....	22
Bibliografía.....	22
Agradecimientos.....	30



Título: Regeneración natural y asistida de especies leñosas en un relicto de Espinal en la provincia de Córdoba: ¿es conveniente utilizar la siembra como técnica para promover la regeneración?

Resumen

El avance de la frontera agrícola ha significado la destrucción de grandes extensiones de Espinal en la provincia de Córdoba. Actualmente, el Espinal está representado por fragmentos aislados en los cuales la regeneración de especies arbóreas es clave para su conservación a largo plazo. En este trabajo comparamos la regeneración natural de especies leñosas y el establecimiento temprano de plántulas de *Prosopis alba* a partir de siembras, entre distintas unidades de vegetación (arbustal, bosque abierto, bosque bajo y bosque alto) dentro de un relicto de Espinal, en la provincia de Córdoba. Para ello, se determinaron 32 transectas de 50 m de largo y 3 m de ancho distribuidas en 4 unidades de vegetación las cuales se diferenciaron en relación a las características de la vegetación. Para evaluar la regeneración natural, por cada transecta se registraron los renovales (individuos con DAP < 2,5 o con altura \leq 1,3) en 5 parcelas al azar de 1x1 m. Para evaluar el establecimiento de *P. alba* a partir de siembras, por cada transecta se sembraron 3 grupos de 100 semillas distribuidos en 3 cuadratas de 50x50 cm. Se encontraron renovales de una especie nativa (*Celtis ehrenbergiana*) y tres especies exóticas (*Gleditsia triacanthos*, *Ligustrum lucidum* y *Morus alba*) y su densidad fue 8 veces mayor en el bosque alto que en las demás unidades de vegetación ($p < 0.001$). Al excluir a las especies exóticas del análisis, no se encontraron diferencias en cuanto a la regeneración, entre las distintas unidades de vegetación. El establecimiento temprano de *P. alba* fue del 0,03% de las semillas sembradas un mes después de la siembra. Concluimos que la regeneración natural es escasa, lo cual comprometería la persistencia a largo plazo del relicto y que, dado el bajo establecimiento a partir de siembras, ésta no sería una técnica apropiada para promover la regeneración, al menos para *P. alba* y en las condiciones estudiadas.

Palabras clave: *Prosopis alba* - Siembra - Restauración – Establecimiento de plántulas.



Introducción

La regeneración natural de las especies arbóreas es un proceso fundamental para la persistencia de un bosque, ya que los nuevos individuos que se establecen determinarán cómo será el bosque en el futuro (Vieira & Scariot, 2006; Bhadouria et al., 2016). Este proceso de regeneración está influenciado por distintos factores bióticos y abióticos, que pueden ser altamente variables en el interior de un relicto de bosque (Pérez Ramos & Marañón, 2012; Springett et al., 2013). El estudio sobre cómo estos factores influyen en la regeneración es importante no solo para promover la regeneración natural sino también para planificar la reintroducción de ciertas especies a través de, por ejemplo, siembras, plantaciones o una combinación de ambas (Tunjai & Elliott, 2012; Torres & Renison, 2015). La capacidad para realizar restauración ecológica de manera efectiva está sujeta no solo a la eficacia de la técnica empleada, sino también a su costo (Pérez et al., 2019). En este sentido, es importante el estudio de la siembra como técnica de restauración ya que implica menor tiempo y costo con respecto a la plantación (Cole et al., 2011; Pérez et al., 2019). La técnica de siembra para la restauración de sitios degradados se ha estudiado en el hemisferio norte (Huth et al., 2017), en los trópicos (Mazon et al., 2017) y también en el hemisferio sur (Commander et al., 2013; Torres & Renison, 2015; Pérez et al., 2019), aunque no hay registro de que se hayan realizado experimentos de siembra en bosques secos del Espinal en la provincia de Córdoba, por eso este trabajo es una primera aproximación a la aplicación de esta técnica en esta zona.

Tanto la regeneración natural como el establecimiento de plántulas a partir de siembras puede ser muy variable en el interior de un relicto de bosque heterogéneo, en el cual pueden encontrarse sitios de distinta calidad para la regeneración (Bailey et al., 2012). Los sitios óptimos para la regeneración presentan un conjunto de condiciones ambientales favorables para la germinación y posterior supervivencia y crecimiento de las plántulas de una especie leñosa determinada (García-Sánchez & Monroy-Ata, 2005). Un sitio seguro para el establecimiento, debe brindar condiciones para la ruptura de la latencia de las semillas y la germinación, disponer de recursos para el crecimiento de los individuos, y proteger de disturbios que puedan afectar negativamente la supervivencia de las plántulas (Fenner et al., 2005).



En el interior de un relicto de bosque, los sitios con mayor cobertura de leñosas al ser más sombreados, pueden presentar mayor humedad en el suelo, y menor estrés hídrico; esto a veces puede favorecer la germinación de semillas y la supervivencia de las plántulas, especialmente en especies que son tolerantes a la sombra (Armas & Pugnaire, 2005). Los sitios con mayor cobertura de leñosas pueden presentar, además, mayor acumulación de mantillo que aumenta la fertilidad del suelo, favoreciendo la supervivencia y crecimiento de las plántulas pequeñas (Flores & Jurado, 2003). En sitios más abiertos, la mayor exposición a la luz dada por la menor cobertura o densidad de leñosas puede favorecer el crecimiento de plántulas, aunque también estarán expuestas a condiciones de mayor temperatura y estrés hídrico, en comparación con sitios sombreados (Diaci et al., 2020). Asimismo, en sitios abiertos, puede haber mayor cobertura de herbáceas altas o arbustos en comparación a sitios con abundante suelo desnudo, lo cual puede favorecer la germinación de las semillas, debido a que retendrán la humedad por más tiempo con respecto a sitios que presenten suelo desnudo (McLaren & McDonald, 2003). Por otra parte, los sitios con mayor cobertura de herbáceas, si bien pueden acumular mayor humedad que favorece la germinación de semillas, también pueden presentar mayor competencia directa por agua y nutrientes, lo cual puede resultar negativo para el establecimiento de las plántulas (Maestre et al., 2009). Comprender como estos distintos factores influyen en la regeneración es fundamental para entender cómo se regeneran las especies leñosas, especialmente en bosques que han sido disturbados (Táلامo et al., 2013). Además, si bien en bosques de estación seca el estrés hídrico afecta a todas las especies, es importante evaluar la regeneración para las diferentes especies ya que ésta puede ser muy variable, debido a que cada una de ellas tiene sus propios requerimientos.

En Argentina, el bosque de Espinal ha perdido grandes extensiones de su territorio, debido al avance de la agroindustria que se intensificó a fines del siglo XX y principios del siglo XXI (Agost, 2015). Actualmente, el Espinal que aún se conserva está formado por fragmentos de bosque aislados rodeados por una matriz de cultivo (Lewis et al., 2009; Noy-Meir et al., 2012). Muchos de estos fragmentos son muy heterogéneos desde el punto de vista fisonómico, encontrándose sectores de bosque maduro con individuos de gran porte y sectores donde predominan los arbustos y pastos, pero con escasos individuos jóvenes de especies leñosas (Lewis et al., 2009; Cabido et al., 2018). Además, estos relictos se utilizan para pastoreo de ganado y se encuentran expuestos, a



la invasión de especies leñosas exóticas (Capelino et al., 2018 ; Zeballos et al., 2020), a las fumigaciones provenientes de campos aledaños (Peirone Cappri et al., 2020) a los incendios, y a la tala para extracción de leña (Lewis et al., 2006). Todos estos factores, resultan una gran amenaza para los fragmentos que quedan del Espinal en los cuales la regeneración de las especies arbóreas es clave para su conservación a largo plazo. Por ello, es importante evaluar tanto la regeneración natural como las posibles técnicas de restauración con especies nativas que permitan el establecimiento de nuevos individuos.

Este trabajo busca responder las siguientes preguntas: ¿cuánto se regeneran las especies leñosas arbóreas en sitios con distinta fisonomía en un relicto del Espinal de la provincia de Córdoba? ¿Es factible promover la regeneración de *P. alba* por medio de siembras en este relicto? Seleccionamos a *P. alba* Griseb. (Fabaceae), ya que se trata de una de las especies más abundantes en los relictos de Espinal remanente. Además, las especies del género *Prosopis* son recomendadas para la restauración debido a que toleran la sequía, la salinidad y la alcalinidad, y a que tienen la capacidad de fijar nitrógeno, lo cual las vuelve aptas para recuperar suelos degradados (Cisneros & Moglia, 2017).

Objetivo general

Evaluar la regeneración natural de especies leñosas y la regeneración asistida mediante la siembra de una especie leñosa modelo, en un relicto de Espinal.

Objetivos específicos

- Describir la fisonomía y composición de la vegetación leñosa de un relicto de Espinal.
- Comparar la regeneración natural de especies leñosas y el establecimiento temprano de plántulas de *P. alba* a partir de siembras, entre distintas unidades de vegetación dentro del relicto: arbustal, bosque abierto, bosque bajo y bosque alto.



Metodología

Área de estudio

El estudio se realizó en un relicto de bosque de aproximadamente 400 ha, correspondiente a la provincia fitogeográfica del Espinal, dentro del Distrito Central, pertenecientes a la Estancia privada “Yucat” (32°22'02,9" S 63°25'32,6" W). La vegetación típica es el bosque esclerofítico abierto, donde se destacan las especies del género *Prosopis* (*P. alba* Griseb. y *P. nigra* (Griseb.) Hieron). y también tala, (*Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm.), espinillo (*Vachellia caven* (Molina) Seigler & Ebinger) y chañar (*Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook & Arn.) Burkat); debido a la invasión de especies leñosas exóticas, en el Espinal también hay presencia de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.), paraíso (*Melia azedarach* L.), mora (*Morus alba* L.) y siempreverde (*Ligustrum lucidum* W.T. Aiton) (Oyarzabal et al. 2018). El relieve de la zona está representado por una llanura plana a suavemente ondulada y en menor medida serranías bajas. El clima es cálido y húmedo hacia el norte y templado y seco hacia el sur con marcados déficits hídricos; la temperatura media anual es de 19°C y la precipitación media anual oscila entre 700 y 800 mm. El 50 % de la precipitación anual ocurre en verano, el 30 % en otoño y el 16 % en primavera (Matteucci, 2012). Este relicto de bosque es heterogéneo desde el punto de vista fisonómico, y es usado por la población cercana para la extracción de leña, caza y pastoreo de ganado doméstico, a una carga de 0,78 bovino.ha⁻¹ (comunicación personal del administrador). Además, este relicto se encuentra rodeado por campos de cultivo donde se aplican regularmente agroquímicos.

Especie de estudio

Prosopis alba Griseb. es un árbol robusto, de hasta 18 m de altura, cuya copa globosa (similar a una sombrilla) puede tener hasta 10 metros de diámetro. Se distribuye en Argentina, Bolivia, Chile, Paraguay, Perú y Uruguay y forma parte del segundo estrato del bosque alto de madera dura en el Chaco Semiárido y Húmedo. Se lo encuentra preferentemente en suelos bien drenados, sueltos y profundos y tolera la salinidad y el anegamiento. La floración ocurre durante la primavera y puede tener una segunda dos meses más tarde. El fruto consiste en una vaina chata indehisciente que puede llegar hasta los 15 cm de longitud y 18 mm de ancho, es de color amarillo y contiene las semillas que son de color marrón claro (Demaio et al., 2015). *P. alba* fructifica durante los meses de



diciembre, enero y febrero (Demaio et al., 2015), y durante marzo, los frutos ya pueden encontrarse en el suelo. El establecimiento de *P. alba* se ve limitado por la competencia y el disturbio en zonas húmedas, mientras que en zonas xéricas, el factor limitante es la disponibilidad de agua (Villagra, 2000). En cualquier caso, la ruptura de la dormición de la semilla (por ejemplo, por medio de un herbívoro), resulta crucial para su establecimiento (Campos & Vélez, 2015). Las semillas de esta especie pueden adquirirse en grandes cantidades en el banco de germoplasma de *Prosopis*, por lo cual es posible conocer su procedencia, viabilidad y fecha de recolección (comunicación personal con un integrante del Banco de Germoplasma de *Prosopis*),

Diseño experimental

Para determinar la estructura de la vegetación leñosa del área de estudio, se elaboró un mapa de unidades de vegetación mediante la digitalización de imágenes satelitales de Google Earth (tomadas el 1 de marzo de 2018, en verano) en base al color y la textura. Para ello fue empleado el software de dominio libre QGIS 2.18.19 (QGIS Development Team, 2018) y el sistema de referencia utilizado para el presente trabajo fue EPSG: 4326 – WGS 84. En este mapa se identificaron cuatro unidades de vegetación: (1) arbustal, con un área de 98 ha; (2) bosque abierto, con un área de 124 ha; (3) bosque bajo, con un área de 89 ha; y (4) bosque alto, con un área de 74 ha (Figura 1).

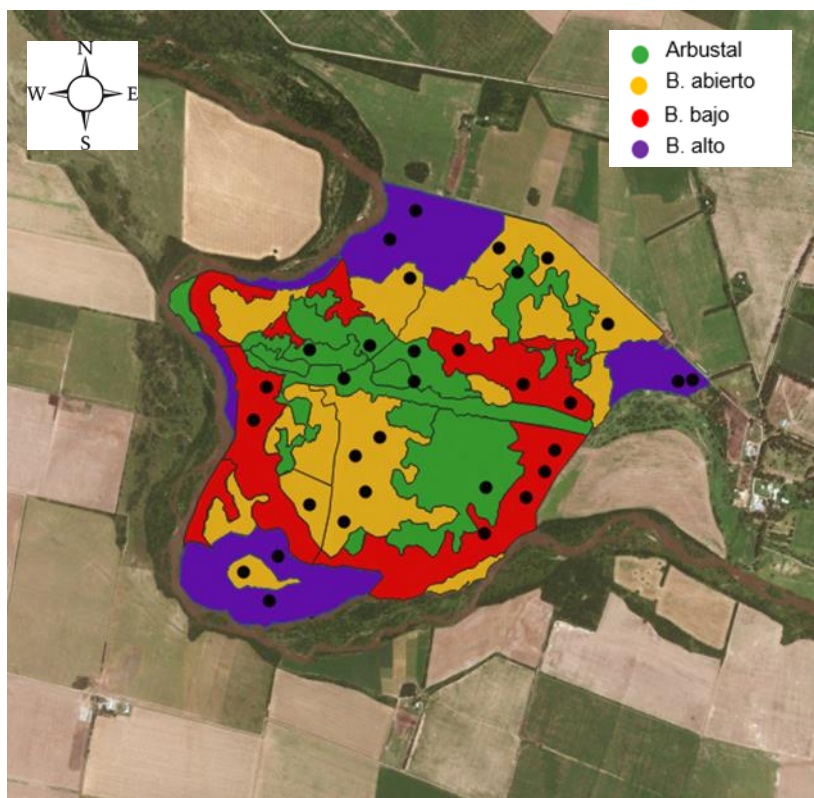


Figura 1. Mapa unidades de vegetación en un relicto de 384 ha perteneciente al Espinal, ubicado en la “Estancia Yucat” al sur de la provincia de Córdoba.

Para caracterizar las unidades de vegetación a campo, se determinaron al azar 32 transectas de 50 m de largo por 3 m de ancho, distribuidas entre las distintas unidades. El número de transectas dentro de cada unidad fue proporcional al área ocupada por la unidad dentro del relicto: 7 transectas en arbustal, 10 en bosque abierto, 9 en bosque bajo y 6 en bosque alto. Entre noviembre y febrero de 2019, se ubicaron las transectas a campo con un GPS y en cada una de ellas se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de leñosas arbóreas, y se registraron todos los individuos de especies leñosas arbóreas (tanto nativas como exóticas) de diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 2,5 cm, y su altura. Se consideraron como especies leñosas arbóreas aquellas que pueden alcanzar un fuste principal perenne de al menos 7 cm de diámetro a la altura del pecho (130 cm) y una altura total de al menos 400 cm (como en Demaio et al., 2015).

A fin de evaluar la regeneración natural de leñosas arbóreas, en cada transecta se determinaron al azar cinco parcelas de 1 x 1 m, separadas 10 m entre sí, (5 parcelas x 32 transectas = 160 parcelas de regeneración natural) donde se registraron todos los



renovales (individuos con DAP < 2,5 o con altura \leq 1,3) tanto de especies nativas como exóticas, y se registró su altura. Además, en dichas parcelas se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de: gramíneas, dicotiledóneas herbáceas, y arbustos (leñosas con altura menor o igual a 3 m), suelo desnudo, mantillo y rocas y se midió la altura de la vegetación herbácea en un punto al azar. Además, para estimar la incidencia local del pastoreo por ganado doméstico, encada transecta se estimó la frecuencia de bosteo lanzando 20 veces al azar una cuadrata de 1 x 1m, cuantificando el número de veces que la misma cayó en una zona con bosteo (1), y el número de veces que cayó en una zona libre de bosteo (0).

Para evaluar el establecimiento temprano de *P. alba* a partir de siembras, en marzo de 2019, encada transecta se sembraron 3 grupos de 100 semillas en cuadratas de 50 x 50 cm sin labrar la tierra, separadas entre sí por 25 m (100 semillas x 3 cuadratas x 32 transectas = 9.600 semillas) (Figura 2a). Previo a la siembra, las semillas fueron escarificadas en el laboratorio con un molinillo automático. En cada cuadrata de siembra se registraron las mismas características de sitio que en las parcelas de regeneración y se evaluó el establecimiento de plántulas un mes y seis meses después de la siembra. Para descontar la presencia de plántulas originadas de semillas naturalmente dispersadas, por cada cuadrata de siembra se determinó una cuadrata al azar en la cual se registró la presencia de plantines de *P. alba*, naturalmente regenerados. Las semillas para el ensayo de campo fueron adquiridas en el banco nacional de germoplasma de *Prosopis*, que pertenece a la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba. La procedencia de las semillas es de “Las Mojarras”- Villa María (Lat: 34°17'; Long: 68° 13') las precipitaciones del lugar son de 828 mm y la altitud de 208 msnm. El poder germinativo calculado por el banco de germoplasma fue del 84%, la pureza del 90%, el año de cosecha fue 2017 y el análisis de las características informadas fue en 2018.

Para determinar el poder germinativo de las semillas utilizadas en la siembra a campo, se realizó un ensayo de germinación en cámara bajo condiciones controladas de temperatura y luz (15°-25°, fotoperíodo de 12 horas). Se usó una muestra de 1000 semillas, distribuidas en 20 cápsulas de Petri, sometidas al mismo tratamiento de escarificación con molinillo que se aplicó en las semillas para la siembra a campo. Las cápsulas de Petri se regaron con agua destilada cuando fue necesario y el número de semillas germinadas se registró cada 7 días (Figura 2b).



Figura 2. (a) Siembra de semillas de *P. alba* a campo. (b) Semillas de *P. alba* en cámara de germinación para determinar el poder germinativo.

Análisis estadísticos

Para describir las características fisonómicas y de uso de las unidades de vegetación se realizaron ANAVAS y pruebas de Kruskal Wallis, empleando como variables respuesta la densidad total de árboles de DAP mayor a 2,5 cm (se consideraron tanto especies nativas como exóticas, utilizando como criterio las especies nativas que aparecen en el libro de Demaio et al. 2015), la densidad de individuos adultos de *P. alba*, la frecuencia de bosteo, la altura de herbáceas, y las coberturas de árboles, arbustos, gramíneas, dicotiledóneas herbáceas, mantillo, roca y suelo desnudo. Como variable predictora categórica se empleó la unidad de vegetación (factor fijo con cuatro niveles). Además, para describir la fisonomía de la vegetación, se realizaron gráficos del número de individuos leñosos por clases de altura de cada unidad de vegetación. Para describir la composición de especies leñosas arbóreas de las unidades de vegetación, se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA, por sus siglas en inglés) con una matriz de 32 transectas x 11 especies, de manera tal que cada transecta se ubicó en dos ejes que resumieron la composición.

Para comparar la regeneración natural de leñosas entre unidades de vegetación se realizó una prueba de ANAVA, empleando como variable respuesta el logaritmo (Ln) de la densidad de renovales promedio por transecta y como variable predictora categórica



las unidades de vegetación (factor fijo). Debido al escaso establecimiento de *P. alba* a partir de siembras no se realizaron análisis estadísticos para esta variable respuesta.

Se comprobaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de la varianza cuando fue necesario. Todos los análisis se realizaron con el programa Infostat 2015 (Di Rienzo et al., 2015).

Resultados

Descripción de las unidades de vegetación

Con respecto a la fisonomía de la vegetación, la densidad de individuos mayores a 4 metros fue menor en el arbustal, con respecto a las otras tres unidades de vegetación. La densidad de *P. alba* fue de 25 ind.ha⁻¹, sin diferencias entre las cuatro unidades de vegetación (Tabla 1). La cobertura arbórea fue significativamente menor en el arbustal, intermedia en el bosque abierto y mayor en el bosque bajo y el bosque alto, sin diferencias significativas entre estas dos últimas unidades de vegetación (Tabla 1). La frecuencia de bosteo fue significativamente mayor en el arbustal, intermedia en el bosque abierto y bosque bajo (sin diferencias entre ellas) y menor en el bosque alto (Tabla 1). La altura de herbáceas, resultó significativamente mayor en el arbustal que en el resto de las unidades de vegetación (Tabla 1). La cobertura de gramíneas fue mayor en el arbustal, intermedia en el bosque abierto y el bosque bajo, y menor en el bosque alto (Tabla 1). La cobertura de mantillo, fue mayor en el arbustal, intermedia en bosque abierto y bosque bajo, y menor en el bosque alto (Tabla 1). No hubo diferencias significativas entre unidades de vegetación en cuanto a la cobertura de arbustos, dicotiledóneas herbáceas, roca y suelo desnudo (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las unidades de vegetación (media \pm EE) de un relicto de bosque del Espinal. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Para cada comparación se muestra el estadístico H o F, según si se realizó prueba de Kruskal Wallis o ANAVA, y el valor de p .

VARIABLES	Arbustal n = 7	Bosque abierto n = 10	Bosque bajo n = 9	Bosque alto n = 6	Estadístico	p
Densidad total de árboles(ind.ha ⁻¹)	476,2 \pm 158,3a	926,7 \pm 72,7b	1111,1 \pm 162,2b	900,00 \pm 139,6b	H = 9,06	0,028
Densidad de <i>P. alba</i> (ind.ha ⁻¹)	19,0 \pm 12,0a	20,0 \pm 10,0a	37,0 \pm 12,0a	22,0 \pm 14,0a	H = 0,59	0,836



Cobertura arbórea (%)	44,0 ± 4,8 a	68,9 ± 4,0 b	89,4 ± 4,2 c	89,9 ± 5,2 c	F = 21,29	0,0001
Frecuencia de Bosteo	52,1±6,3 a	34,0±5,3 ab	37,2±5,6 ab	21,7±6,8 b	H = 10,27	0,016
Altura de herbáceas(cm)	52,2±5,7 a	62,1±4,8 a	64,7±5,1 a	34,8±6,2 b	F = 5,59	0,004
Cobertura de gramíneas (%)	63,4±6,4 a	41,8±5,4 b	31,5±5,5 b	17,1±6,9 c	F = 8,88	0,0003
Cobertura de arbustos (%)	13,7±7,2 a	24,2±6,1 a	11,8±6,4 a	10,8±7,8 a	H = 5,48	0,130
Cobertura de dicotiledóneas herbáceas (%)	23,9±4,8 a	33,0±4,0 a	41,6±4,2 a	33,5±5,2 a	F = 2,56	0,075
Cobertura de mantillo (%)	97,7±0,6 a	85,6±9,6 ab	75,9±8,6 bc	72,9±9,6 c	H = 13	0,005
Cobertura de roca (%)	0,0±0,1 a	0,0±0,1 a	0,0±0,1 a	0,1±0,1 a	H = 0,39	0,228
Cobertura de suelo desnudo (%)	1,1±0,5 a	12,7±9,6 a	8,0±2,5 a	8,4±3,0 a	H = 6,96	0,071

En cuanto a la distribución de clases de altura en las unidades de vegetación, el arbustal se caracterizó por presentar en su mayoría árboles bajos, de entre 2 y 4 m, pocos individuos de altura mayor a 4 m en comparación con las otras unidades, y ningún individuo mayor a 12 m (Fig. 3a). El bosque abierto y el bosque bajo también presentaron muchos individuos de entre 2 y 4 m, pero a diferencia del arbustal, tuvieron un mayor número de individuos en clases de tamaño mayores (bosque abierto: Fig. 3b, Bosque bajo: Fig. 3c). Además, el bosque bajo se caracterizó por presentar la mayor densidad de individuos en la clase de altura de 2 a 4 m (Fig. 3c). El bosque alto presentó el menor número de individuos bajos, el resto de las clases de tamaño estuvieron representadas con un número similar de individuos y fue la única unidad con individuos muy altos, mayores a 14 m (Fig. 3d). Los algarrobos estuvieron presentes en todas las unidades de vegetación.

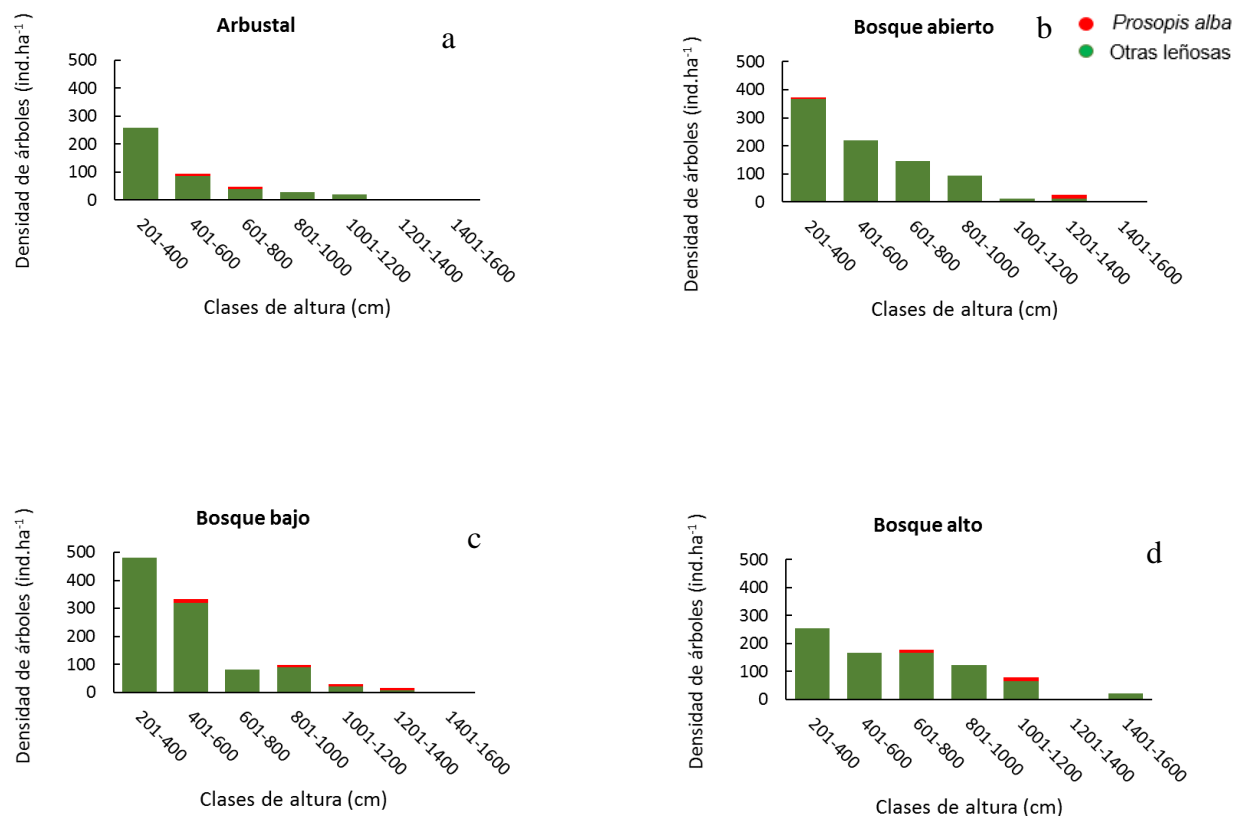


Figura 3. Densidad de árboles (ind.ha⁻¹) por clases de altura para cuatro unidades de vegetación: arbustal (a), bosque abierto (b), bosque bajo (c) y bosque alto (d), en un relicto de Espinal en la provincia de Córdoba.

En cuanto a la composición de especies, se identificaron 11 especies en total: 7 especies nativas y 4 especies exóticas. El análisis de correspondencia (DCA) mostró autovalores para los ejes 1 y 2 de 0,45 y 0,11, respectivamente. Las especies nativas, con excepción de *G. decorticans* (Chañar) se agruparon hacia valores bajos del eje 1, mientras que las especies exóticas, con excepción de *M. grahamii* Hook. (Falso cafeto) se agruparon hacia valores altos del eje 1 (Figura 4a). Tanto nativas como exóticas estuvieron bien distribuidas espacialmente a lo largo del eje 2. En cuanto a las unidades de vegetación, las transectas solo se segregaron a lo largo del eje 1: las transectas del bosque bajo y alto estuvieron bien distribuidas a lo largo del eje 1, conteniendo especies nativas y exóticas. Mientras que las transectas del arbustal y bosque abierto se agruparon hacia valores bajos del eje 1, abarcando principalmente a especies nativas. En cuanto al



eje 2, las transectas de todas las unidades de vegetación se concentraron en valores medios, excepto una transecta del arbustal hacia valores altos del eje, relacionada con mayor abundancia de *Vachelia caven* y otra transecta también del arbustal, hacia valores bajos del eje, relacionada con mayor abundancia de *Geoffrea decorticans*. (Figura4b).

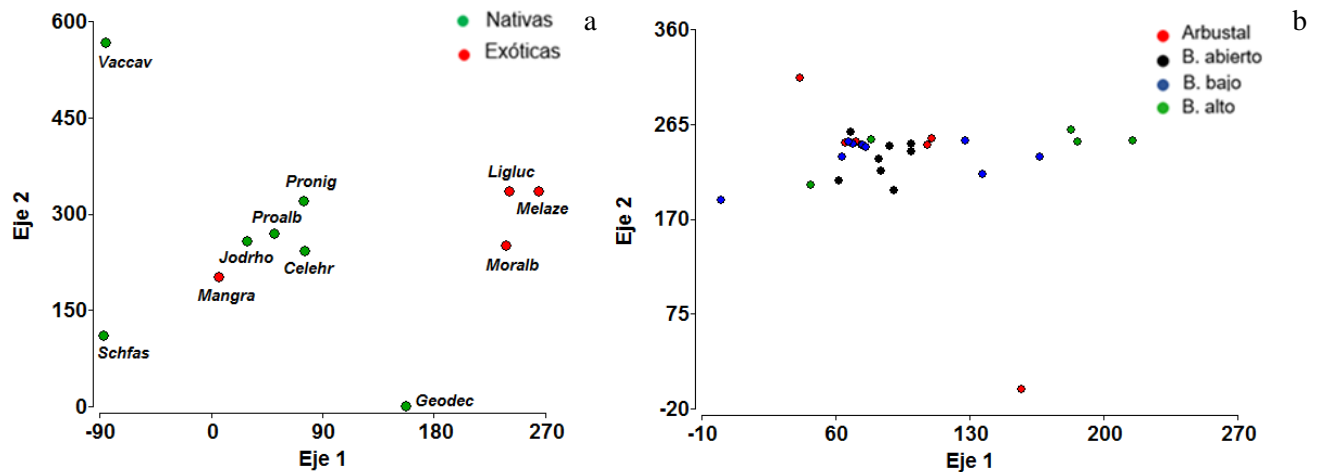


Figura 4. Diagrama de los dos primeros ejes del ordenamiento (DCA) de 32 transectas y 11 especies. (a) Ordenamiento de las especies leñosas de DAP > 2,5 cm: 7 especies nativas y 4 especies exóticas. Abreviaturas para los nombres de las especies: Celehr (*Celtis ehrenbergiana*), Geodec (*Geoffrea decorticans*), Jodrho (*Jodina Rhombifolia*), Proalb (*Prosopis alba*), Pronig (*Prosopis nigra*), Schfas (*Schinus fasciculatus*), Vaccav (*Vachelia caven*), Ligluc (*Ligustrum lucidum*), Mangra (*Manihot grahamii*), Melaze (*Melia azedarach*), y Moralb (*Morus alba*) y (b) ordenamiento de las unidades de vegetación.

Regeneración de especies leñosas arbóreas

En cuanto a la regeneración natural de especies leñosas arbóreas, se encontró un total de 369 renovales de 4 especies (*Celtis ehrenbergiana*, *Gleditsia triacanthos*, *Ligustrum lucidum* y *Morus alba*) en 32 transectas (distribuidas en 70 de 160 parcelas). Del total de los renovales encontrados, el 76% correspondió a una sola especie nativa: *C.ehrenbergiana*, 16% a *L. lucidum*, 6% a *M. alba*, y 2 % a *G. triacanthos* . El 96% de los renovales encontrados, tuvo entre 0,5 y 20 cm de altura. No se encontraron renovales de *P. alba* naturalmente establecidos.

La densidad de renovales producto de la regeneración natural fue mayor en el bosque alto ($8,47 \pm 4,07 /m^2$) que en las demás unidades de vegetación donde la densidad de renovales fue similar ($0,88 \pm 0,16 /m^2$)(ANAVA, N = 32, F = 7,29, p = 0,0009). La



especie nativa, *C.ehrenbergiana*, se encontró en todas las unidades de vegetación, mientras que *Morus alba* se halló en todas las unidades a excepción del arbustal, y los renovales de *L. lucidum* y *G. triacanthos* solo se encontraron en el bosque alto (Figura 5). Es importante destacar que si se excluyen del análisis a las especies exóticas, no existen diferencias significativas en la densidad de renovales entre las unidades de vegetación (Kruskal Wallis, $N = 32$, $H = 5,36$, $p = 0,1251$). La densidad de renovales de *L. lucidum* y *M. alba* fue mayor en el bosque alto que en las demás unidades de vegetación (Tabla 2).

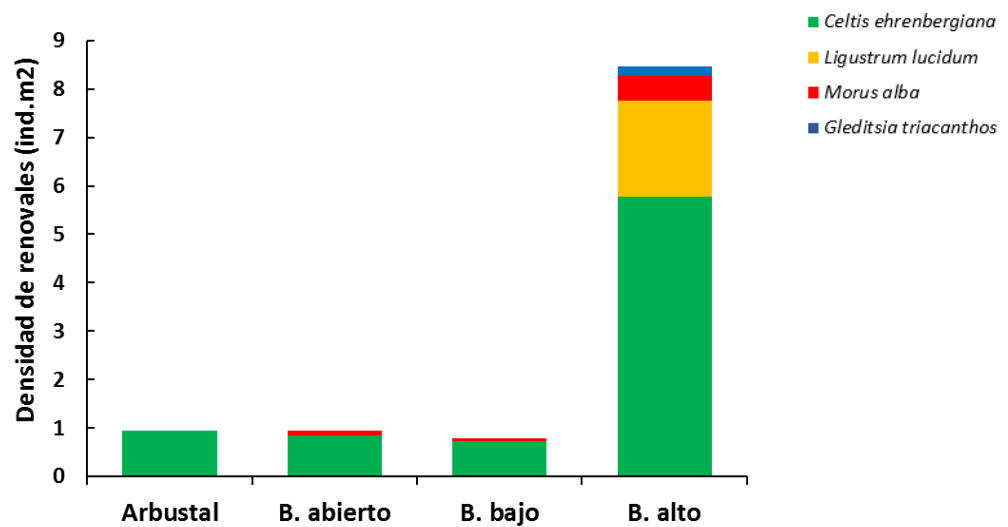


Figura 5. Densidad de renovales (renovales.m⁻²) por especie de un relicto de Espinal al sur de la provincia de Córdoba.

Tabla 2. Densidad de renovales por especie (media \pm EE) de un relicto de bosque del Espinal. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Para cada comparación se muestra el estadístico H y el valor de p.

Variabes	Arbustal n = 7	Bosque abierto n = 10	Bosque bajo n = 9	Bosque alto n = 6	Estadístico	p
Densidad de renovales de <i>C. ehrenbergiana</i> (ind.m ²)	0,94 \pm 1,63 a	0,84 \pm 1,36 a	0,73 \pm 1,43 a	5,77 \pm 1,76 a	H=5,63	0,1251
Densidad de renovales de <i>L. lucidum</i> . (ind.m ²)	0,00 \pm 0,69 a	0,00 \pm 0,58 a	0,00 \pm 0,61 a	2,00 \pm 0,75 b	H=1,58	0,0300



Densidad de renovales de <i>M. alba</i> (ind.m ²)	0,00±0,10 a	0,10±0,08 a	0,04±0,09 a	0,5±0,10 b	H=5,38 a	0,0253
Densidad de renovales de <i>Gleditsia triacanthos</i> (ind.m ²)	0,00±0,08 a	0,00±0,07 a	0,00±0,07 a	0,2±0,08 a	H=0,39	0,2276

En cuanto al establecimiento de *P. alba* a partir de las siembras, luego de un mes sólo se encontraron tres plántulas, lo cual representa el 0,03 % de las semillas sembradas (9.600 semillas). Las plántulas se encontraron en el bosque bajo y en el bosque abierto (Figura 6a). Al cabo de seis meses, se visitaron nuevamente las cuadratas sembradas, y no se encontraron nuevas plántulas, ni tampoco las que habían germinado el primer mes. La germinación en laboratorio, arrojó un porcentaje de germinación del 89,2% en un lapso de cinco meses y 23 días (Figura 6b).

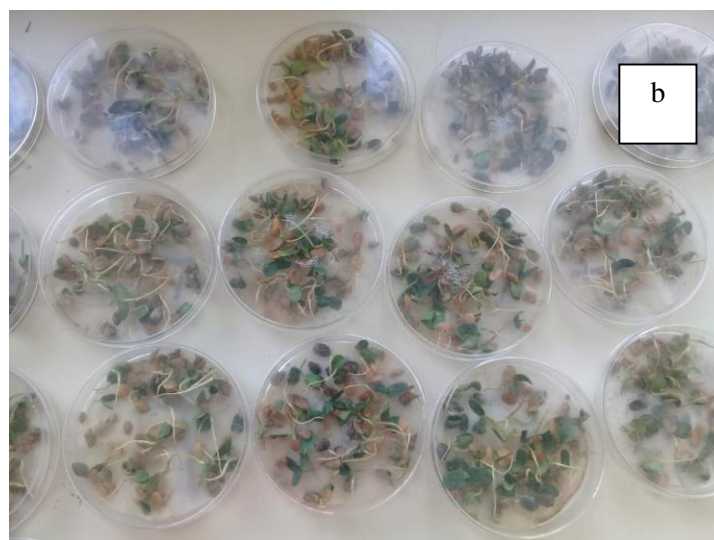


Figura 6. Plántula de *P. alba* germinada a campo (a) y plántulas germinadas en laboratorio (b).

Discusión

Nuestros principales resultados indican que la regeneración natural de las especies arbóreas nativas en el relicto de Espinal estudiado es muy escasa, ya que de un total de siete especies nativas adultas registradas sólo se encontraron renovales de una especie (*C. ehrenbergiana*). Además, se registraron renovales de tres especies exóticas. En cuanto a la regeneración asistida, las siembras resultaron en un establecimiento a campo de *P. alba*



muy bajo, menor al 1% de las semillas sembradas, por lo cual la siembra no sería una técnica apropiada para promover la regeneración de esta especie, al menos en las condiciones aquí estudiadas.

La mayor densidad de renovales de todas las especies encontrada en el bosque alto fue principalmente dada por renovales de *L. lucidum* y de *M. alba*. Esto puede deberse a una mayor disponibilidad de árboles semilleros exóticos en esta unidad de vegetación, como pudo observarse en el análisis de DCA. Se conoce que estas especies tienen alta producción de frutos y alta capacidad de dispersión lo cual las convierte en una seria amenaza para los bosques nativos (Pemán García et al., 2014; Fernández et al., 2020). Que se hayan encontrado renovales de tres especies exóticas en este relicto, es un problema gravísimo, dado que se están regenerando mayor cantidad de especies exóticas que nativas, y esto, compromete seriamente la conservación del bosque a futuro. Por otro lado, la mayor densidad de renovales de todas las especies encontrada en el bosque alto también podría deberse a una menor frecuencia de herbivoría en esta unidad de vegetación.

La mayor parte de los renovales encontrados de todas las especies, tanto nativas como exóticas, tuvieron una altura menor a 20 cm, indicando que los individuos que logran germinar tienen dificultades para sobrevivir a clases de tamaño mayores. Resultados similares se han observado en los talaes del noreste de Buenos Aires donde, si bien la fructificación y germinación de tala son abundantes, se observa una alta mortalidad de plántulas y la mayoría de los renovales no alcanza una altura superior a los 50 cm, debido probablemente al déficit hídrico y a la competencia con herbáceas (Arturi & Goya, 2004). Lewis et al. (2009) reportaron una densidad promedio de 0,21 renovales.m⁻² en un relicto de Espinal de la provincia de Córdoba, si bien este valor es 11 veces menor que el encontrado en este estudio, los autores lo consideran una buena regeneración porque estuvieron representadas casi todas las especies de nativas del Espinal. Otro estudio llevado a cabo en el Espinal por Noy-Meir et al. (2012) también menciona una buena regeneración natural de especies leñosas, sin embargo, no se reporta la densidad de renovales encontrada.

La escasa regeneración natural registrada en este estudio puede deberse a la acción de múltiples factores. Entre ellos, podemos mencionar una limitación en la producción de frutos y semillas ya que no se observaron individuos adultos con frutos con excepción de *C. erhenbergiana* durante los muestreos. Esto puede deberse a variaciones interanuales



en la producción de frutos que son frecuentes en algunas especies (Villagra,2000). Sin embargo, la producción de frutos parece haber sido escasa en años previos a la realización de este estudio (comunicación personal con el administrador). Una posible causa de una producción de frutos y semillas limitada podría ser las frecuentes aplicaciones de agroquímicos en los cultivos aledaños, lo cual puede provocar la muerte de los polinizadores naturales (Martin – Culma & Arenas - Suárez, 2018), e inhibición en los procesos de floración y formación del fruto, todo lo cual podría afectar la producción y viabilidad de las semillas (Yamada & Castro, 2007). Asimismo, los altos niveles de fragmentación y aislamiento de estos bosques pueden estar disminuyendo el intercambio genético y la diversidad genética, aumentando la endogamia con la consecuente reducción en la capacidad reproductiva (Aguilar et al., 2008).

La escasez de renovales también puede deberse a limitaciones en la germinación y el establecimiento temprano de las leñosas. En bosques secos estacionales, el estrés hídrico es un factor limitante para la regeneración de especies leñosas, tanto en la etapa de germinación como en el establecimiento (McLaren & McDonald, 2003; Vieira & Scariott, 2006). Si bien en el interior de un bosque los sitios con mayor cobertura de vegetación pueden ofrecer protección del estrés hídrico, cuando el estrés hídrico es severo la cobertura de vegetación puede no ser suficiente para atenuar esta condición de estrés (Valladares et al., 2004).

Otro factor que puede limitar el establecimiento temprano de leñosas es el pastoreo por ganado doméstico. Se sabe que, tanto en bosques continuos como en bosques fragmentados, el ganado puede afectar negativamente la supervivencia y crecimiento de renovales de especies arbóreas a través del pisoteo y ramoneo (Torres & Renison, 2015). Además, la presencia de ganado provoca la compactación del suelo, aumenta la superficie de suelo desnudo y disminuye la complejidad del sotobosque, lo cual puede afectar la disponibilidad de sitios seguros para el establecimiento de los renovales (Renison et al., 2010), así como la calidad de las semillas producidas (Pollice et al., 2013). En este trabajo observamos que las menores cargas de ganado estuvieron en el bosque alto, donde precisamente hubo mayor densidad de renovales. Si bien a cargas bajas la presencia de ganado puede favorecer la regeneración de ciertas especies al promover la dispersión y germinación de semillas o disminuir la competencia con herbáceas a cargas medias y altas los efectos negativos sobre la regeneración suelen ser mayores a los beneficios (De Noir et al., 2002; De Villalobos et al., 2005).



Al igual que ocurrió con otras especies arbóreas en el relicto, no se encontraron renovales naturalmente establecidos de *P. alba*, a pesar de que se registraron individuos adultos en todas las unidades de vegetación. Esto coincide con otros estudios realizados en el Espinal donde también se registró escasa o nula regeneración de *P. alba* (Lewis et al., 2006; 2009). Una posible causa de la falta de regeneración de *P. alba* es que las especies de éste género, en años de precipitaciones abundantes se ven expuestas al lavado de sus flores, lo que ocasiona que no puedan completar su ciclo reproductivo (Sabattini et al., 2018). Sin embargo, como se mencionó anteriormente, en el relicto estudiado se ha observado escasa producción de frutos también en años previos, lo cual indicaría que podrían existir otras limitaciones no climáticas para la producción de frutos, como la deriva de agroquímicos o depresión por endogamia.

En cuanto a la regeneración asistida de *P. alba* a través de siembras, sólo se encontraron a campo 3 plántulas, aunque el poder germinativo de las semillas fue mayor al 80%. Esto indica que, aun en condiciones de disponibilidad de semillas viables, existen limitaciones para el establecimiento temprano. En bosques secos estacionales, se ha observado que la presencia de predadores de semillas y plántulas, como hormigas o roedores, pueden comprometer la regeneración del bosque (Jordano et al., 2004; Norden, 2014). Esto coincide con resultados obtenidos por Villagra et al. (2004), quienes encontraron que la escasa regeneración natural de *Prosopis* en la Provincia fitogeográfica del Monte se debe tanto al prolongado déficit hídrico al que se ven expuestas las plántulas luego de su germinación, como a la predación ejercida sobre las semillas. En el presente experimento las semillas sembradas no fueron enterradas, ni protegidas por jaulas para impedir el acceso a pequeños herbívoros o depredadores de semillas, por lo cual pueden haber estado sometidas a la predación. Además, las siembras se realizaron en marzo, al final de la estación de lluvias, y es posible que la humedad del suelo haya sido insuficiente para la germinación, prolongando el tiempo de exposición de las semillas a los predadores. Es poco probable que murieran en estado de plántulas ya que no se encontraron plántulas muertas en ninguno de los monitoreos. En este sentido, Woods & Elliott (2004), demostraron que las semillas enterradas estuvieron menos expuestas a la predación por hormigas y a la desecación en comparación con las semillas que no fueron enterradas, en tierras agrícolas abandonadas que anteriormente fueron un bosque tropical seco; por esto, sería conveniente, en futuros estudios donde se aplique la siembra, enterrar las semillas, ya que esto favorecería la germinación de las mismas.



Las pocas plántulas que se encontraron establecidas en el primer mes luego de las siembras, no sobrevivieron hasta el segundo monitoreo, lo cual puede deberse a desecación y competencia con herbáceas por el agua. Estudios previos sobre éxito de siembra con especies leñosas en los bosques estacionales de Sudamérica han encontrado una baja supervivencia de las plántulas recién emergidas (Arturi & Goya, 2004; Torres & Renison, 2015). El escaso establecimiento de *P. alba* en el relicto aquí estudiado, está en concordancia con reportes de experimentos de siembra realizados en el centro de Argentina con otras especies donde se encontró menos del 1% de plántulas establecidas luego de las siembras (Torres & Renison, 2015). Resultados similares fueron encontrados en otros bosques con estación seca en distintas partes del mundo, por lo cual se recomienda acompañar la siembra con otras técnicas de restauración como la plantación, a fin de promover la regeneración (Ceccon et al., 2015).

Conclusiones

Los resultados aquí obtenidos son importantes para la preservación y protección de los relictos de Espinal que quedan en la Provincia de Córdoba. La baja densidad de renovales y la escasa representación de las especies adultas entre los renovales comprometen la persistencia del parche de bosque en el tiempo. Dado que a partir de las siembras el establecimiento también fue bajo, la falta de regeneración no sería causada solo por la carencia de semillas, al menos para esta especie (*Prosopis alba*), sino por otros factores que limitan la germinación y el establecimiento temprano a campo. Además, los resultados obtenidos indican que, al menos en las condiciones evaluadas, no sería factible utilizar la siembra para llevar a cabo una restauración exitosa por lo cual, no se recomienda esta técnica. Hasta el momento, la mejor estrategia para la restauración de bosques del Espinal podría ser la reforestación con plantines evaluando la regeneración en sitios sin ganadería y también controlando el avance de las especies exóticas para asegurar el éxito de los plantines reforestados. Por otro lado, se recomienda desarrollar estudios experimentales con más especies y aislando distintos factores potencialmente limitantes para la germinación y el establecimiento temprano a campo.

Bibliografía

- AGOST, L. (2015) Cambio de la cobertura arbórea de la provincia de Córdoba: análisis a nivel departamental y de localidad (periodo 2000– 2012). Revista de la



Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 2: 111–123.
<https://revistas.unc.edu.ar/index.php/FCEfyN/article/view/11502> [consultado el 10 de mayo de 2021]

- AGUILAR, R., QUESADA, M., ASHWORTH, L., HERRERIAS - DIEGO, Y., & LOBO, J. (2008). Consecuencias genéticas de la fragmentación del hábitat en poblaciones de plantas: señales susceptibles en rasgos de plantas y enfoques metodológicos. *Ecología molecular*, 17(24), 5177-5188.
- ARMAS, C., & PUGNAIRE, F. I. (2005). Plant interactions govern population dynamics in a semiarid plant community. *Journal of Ecology*, 93(5), 978-989.
- ARTURI, M. F. & J. F. GOYA. (2004). Estructura, dinámica y manejo de los talaes del NE de Buenos Aires. In M. F. ARTURI, J. L. FRANGI Y J. F. GOYA (Ed), *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. La Plata: Argentina. 1-24.
- BAILEY, T. G., DAVIDSON, N. J., & CLOSE, D. C. (2012). Understanding the regeneration niche: Microsite attributes and recruitment of eucalypts in dry forests. *Forest Ecology and Management*, 269, 229-238.
- BHADOURIA, R., SINGH, R., SRIVASTAVA, P., & RAGHUBANSHI, A. S. (2016). Understanding the ecology of tree-seedling growth in dry tropical environment: a management perspective. *Energy, Ecology and Environment*, 1(5), 296-309.
- CABIDO, M., ZEBALLOS, S. R., ZAK, M., CARRANZA, M. L., GIORGIS, M. A., CANTERO, J. J., & ACOSTA, A. T. R. (2018). Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied Vegetation Science*, 21(2), 298-311.
- CAMPOS, C. M., & VELEZ, S. (2015). Almacenadores y frugívoros oportunistas: el papel de los mamíferos en la dispersión del algarrobo (*Prosopis flexuosa* DC) en el desierto del Monte, Argentina. *Revista Ecosistemas*, 24(3), 28-34.
- CAPELINO, P., BENDER, A., & HERNÁNDEZ, P. (2018). Evaluación de la vegetación leñosa de un algarrobal del Espinal de la provincia de Santa Fe (Argentina). *Quebracho*, 26(1), 51-59.



- CECCON E., GONZÁLEZ E., & MARTORELL C. (2015) Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. *Land Degradation and Development*, 27(3), 511–520.
- CISNEROS, A. B., & MOGLIA, J. G. (2017). *Prosopis alba*, alternativa sustentable para zonas áridas y semiáridas. In: GIMÉNEZ, A.M.; MOGLIA, J.G. (Ed) *Los Bosques actuales del Chaco semiárido argentino. Ecoanatomía y biodiversidad. Una mirada propositiva*. Facultad de ciencias forestales. UNSE. Santiago del Estero: Argentina. p.231-248.
- COLE, R. J., HOLL, K. D., KEENE, C. L., & ZAHAWI, R. A. (2011). Siembra directa de árboles de sucesión tardía para restaurar el bosque montano tropical. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1590-1597.
- COMMANDER, L. E., ROKICH, D. P., RENTON, M., DIXON, K. W., & MERRITT, D. J. (2013). Optimising seed broadcasting and greenstock planting for restoration in the Australian arid zone. *Journal of Arid Environments*, 88, 226-235.
- DE NOIR, F. A., BRAVO, S., & ABDALA, R. (2002). Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, (9), 140-150.
- DEMAIO, P.H., MEDINA, M., & KARLIN, U. (2015) Árboles Nativos De Argentina. Tomo 1: Centro y Cuyo. Buenos Aires, Argentina. Ecoval Ediciones.
- DE VILLALOBOS, A. E, PELÁEZ, D. V. & ELIA, O. R. (2005). Crecimiento de *Prosopis caldenia* Burk: plántulas en pastizales semiáridos centrales de Argentina. *Revista de entornos áridos*, 61(3), 345-356.
- DI RIENZO, J. A., CASANOVES, F., BALZARINI, M. G., GONZALEZ, L., TABLADA, M., & ROBLEDO, C. W. (2015) InfoStat. Versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- DIACI, J., ROZMAN, J., & ROZMAN, A. (2020). Regeneration gap and microsite niche partitioning in a high alpine forest: Are Norway spruce seedlings more drought-tolerant than beech seedlings? *Forest Ecology and Management*, 455, 117-688.



- FENNER, M. K., FENNER, M., & THOMPSON, K. (2005). *The ecology of seeds*. Cambridge University Press.
- FLORES, J., & JURADO, E. (2003). Are nurse protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science*, 14(6), 911-916.
- FERNANDEZ, R. D., CEBALLOS, S.J., ARAGÓN, R., MALIZIA, A., MONTTI, L., WHITWORTH-HULSE, J.I., CASTRO-DÍEZ, P. & GRAU, H.R. (2020). A Global Review of *Ligustrum Lucidum* (OLEACEAE) Invasion. *The Botanical Review* 86 (2), 93-118.
- GARCÍA-SÁNCHEZ, R., & MONROY-ATA, A. (2005). Micrositios del pasto navajita (*Bouteloua gracilis*) en comunidades de pastizal y de matorral del Altiplano Mexicano. TIP. *Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 8(2), 61-70.
- HUTH, F., WEHNERT, A., TIEBEL, K., & WAGNER, S. (2017). Direct seeding of silver fir (*Abies alba* Mill.) to convert Norway spruce (*Picea Abies* L.) forests in Europe: A review. *Forest Ecology and Management*, 403, 61-78.
- JORDANO B. P. D., PULIDO, F., ARROYO MARÍN, J., GARCÍA CASTAÑO, J. L., & GARCÍA FAYOS, P. (2004). Procesos de limitación demográfica. In: F. Valladares (ed.) *Ecología del Bosque Mediterráneo en un mundo cambiante*. pp. 229– 248. Ministerio de Medio Ambiente de España, Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, ES.
- 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), 3615-3628.
- LEWIS, J. P., PIRE, E. F., BARBERIS, I., & PRADO, D. (2006). Los bosques del Espinal Periestépico en las proximidades de la localidad de Coronda, provincia de Santa Fe (Argentina). *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 10, 013-026.
- MCLAREN, K. P., & MCDONALD, M. A. (2003). Los efectos de la humedad y la sombra sobre la germinación de semillas y la supervivencia de las plántulas en



un bosque seco tropical en Jamaica. *Ecología y ordenación forestal*, 183(1-3), 61-75.

- MAESTRE, F. T., CALLAWAY, R. M., VALLADARES, F., & LORTIE, C. J. (2009). Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology*, 97(2), 199-205.
- MARTIN-CULMA, N. Y., & ARENAS-SUÁREZ, N. E. (2018). Daño colateral en abejas por la exposición a pesticidas de uso agrícola. *Entramado*, 14(1), 232-240.
- MATTEUCCI, S. D. (2012). Ecorregión Espinal. *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*, 349-390.
- MAZÓN, M., MAITA, J. & AGUIRRE, N. (Ed). (2017). Restauración del paisaje en Latinoamérica: experiencias y perspectivas futuras. Memorias del Primer Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje. Universidad Nacional de Loja, CONDESAN. Loja, Ecuador. 231 pp
- NORDEN, N. (2014). De porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia forestal*, 17(2), 247-261.
- 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.
- OYARZABAL, M., CLAVIJO, J., OAKLEY, L., BIGANZOLI, F., TOGNETTI, P., BARBERIS, I., MATURO, H.M., ARAGÓN, R., CAMPANELLO, P.I., PRADO, D., OESTERHELD, M., LEÓN, R.J.C., (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28, 40-63.
- PEIRONE CAPPRI, L.P., TORRES, R.C., & ESTRABOU, C. (2020). Reforestar en áreas agrícola-ganaderas: un estudio de caso evaluando el desempeño de dos especies nativas del Espinal. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 55(4), 605-617.



- PEMÁN GARCIA J., COSCULLUELA J., & LÓPEZ VIVIÉ A. (2014). *Morus alba* (L) en PEMÁN GARCÍA J., NAVARRO CARRILLO R., PERAGÓN J. L., ARANZARÚ PRADA SAEZ M. & SERRADA HIERRO R. (ed). Producción y manejo de semillas y plantas forestales (vol 2, pp 754-760). Organismo Autónomo Parques Nacionales Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- PÉREZ RAMOS, I. M., & MARAÑÓN, T. (2012). Community-level seedling dynamics in Mediterranean forests: uncoupling between the canopy and the seedling layers. *Journal of Vegetation Science*, 23, 526–540.
- PÉREZ, D. R., GONZÁLEZ, F., CEBALLOS, C., ONETO, M. E., & ARONSON, J. (2019). Direct seeding and outplantings in drylands of Argentinean Patagonia: estimated costs, and prospects for large-scale restoration and rehabilitation. *Restoration Ecology*, 27(5), 1105-1116.
- POLLICE, J., MARCORA, P., & RENISON, D. (2013). Seed production in *Polylepis australis* (Rosaceae) as influenced by tree size, livestock and interannual climate variations in the mountains of central Argentina. *New Forests*, 44(2), 233-247.
- QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- RENISON, D., I. HENSEN, A. M. CINGOLANI, P. MARCORA & M. A. GIORGIS. (2010). Soil conservation in *Polylepis* mountain forests of Central Argentina: ¿Is livestock reducing our natural capital? *Austral Ecology*, 35, 435–443.
- SABATTINI, R. A., SIONE, S. M., LEDESMA, S. G., ROSENBERGER, L. J., WILSON, M. G., LOKER, M. F., & CINTO, M. (2018). Banco de semillas de especies arbóreas en bosques nativos del espinal (Entre Ríos). *Ciencia, Docencia y Tecnología Suplemento*, 8(8), 55-90.
- SPRINGETT, C., WETZELL, A., CERONI STUVA, A., DOMÍNGUEZ TORREJÓN, G., & CASTILLO QUILIANO, A. (2013). Respuesta de la regeneración natural de la *Uncaria tomentosa* (Willd) DC" Uña de gato", al efecto de la luz en ecosistemas boscosos primarios intervenidos dentro del Bosque



Nacional Alexander Von Humboldt, Pucallpa-Perú. *Ecología Aplicada*, 12(2), 99-109.

- TÁLAMO, A., LOPEZ DE CASENAVE, J., NÚÑEZ-REGUEIRO, M., & CAZIANI, S. M. (2013). Regeneración de plantas leñosas en el Chaco semiárido argentino: relación con factores bióticos y abióticos en micrositios creados por el aprovechamiento forestal. *Bosque (Valdivia)*, 34(1), 53-62.
- TORRES, R. C., & RENISON, D. (2015). Effects of vegetation and herbivores on regeneration of two tree species in a seasonally dry forest. *Journal of Arid Environments*, 121, 59-66.
- TUNJAI, P., & ELLIOTT, S. (2012). Effects of seed traits on the success of direct seeding for restoring southern Thailand's lowland evergreen forest ecosystem. *New Forests*, 43(3), 319-333.
- VALLADARES F., VILAGROSA A., PEÑUELAS J., OGAYA R., CAMARERO J.J., CORCUERA L., SISÓ S. & GIL PELEGRIN E. (2004). Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. En: Valladares F. (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. (vol. 2, p. 163-190). Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- VIEIRA, D. L., & SCARIOT, A. (2006). Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration ecology*, 14(1), 11-20.
- VILLAGRA, P. E. (2000). Aspectos ecológicos de los algarrobales argentinos. *Multequina*, 9(2), 35-51.
- VILLAGRA, P. E., CONY, M. A., MANTOVÁN, N. G., ROSSI, B. E., GONZÁLEZ LOYARTE, M. M., VILLALBA, R., & MARONE, L. (2004). Ecología y manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. *Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina*, 2-32.
- WOODS, K., & ELLIOTT, S. (2004). Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand. *Journal of Tropical Forest Science*, 16 (2), 248-259.
- YAMADA, T., & CASTRO, P. D. C. (2007). Efeitos do glifosato nas plantas: implicações fisiológicas e agronômicas. *Informações Agronômicas*, 119, 1-32.



- 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. *Vegetation Classification and Survey* 1: 87–102.



Agradecimientos

A la Universidad Nacional de Córdoba, pública y gratuita, ya que gracias a ella pude formarme y estudiar la Carrera que siempre soñé.

A Romina Torres, mi directora quien me guió, enseñó y corrigió todas las veces que fueron necesarias, por brindarme su paciencia, tiempo y conocimientos.

A Cecilia Strabou, mi codirectora, quien me guió, enseñó, y brindó enriquecedores aportes para la realización de este trabajo.

A todo el equipo del CERNAR que me abrieron sus puertas, y se brindaron desde el minuto uno.

Al tribunal examinador, por su tarea de evaluar mi tesina.

Al padre Carlos Diez y a todos los miembros de la Estancia Yucat que me permitieron llevar a cabo mi tesina allí, brindándome todo tipo de comodidades, y calidez humana.

A Gianni Barale, compañera excepcional, con quien compartí viajes a campo, charlas, juntadas, y largas horas dedicadas a la realización de mi tesina.

A Gonza, mi compañero de vida, que siempre me apoyó y estimuló para seguir creciendo.

A mi mamá, mi persona invaluable y excepcional, quien más me motivó a estudiar esta carrera que tanto amo, y quien me alentaba cuando las cosas se ponían difíciles. Este logro es para vos.

A mis amigas de toda la vida que siempre me apoyaron. A Eli, que siempre estuvo en todas, y festejó conmigo cada final aprobado.

A mis compañeros de la facu, con quienes compartí innumerables horas de estudio, mates y criollitos.

A Ceci Madeo, quien supo comprender cuando debía hacer “malabares” entre los horarios de cursado, y los de trabajo.

A Bauti, mi gran amor, que escribía conmigo esta tesina desde la panza...



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA
Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales