




REFORESTAR EN ÁREAS AGRÍCOLA-GANADERAS: UN ESTUDIO DE CASO EVALUANDO EL DESEMPEÑO DE DOS ESPECIES NATIVAS DEL ESPINAL

REFORESTATION IN AGRICULTURAL-LIVESTOCK AREAS: A CASE STUDY EVALUATING THE PERFORMANCE OF TWO NATIVE ESPINAL SPECIES


Luciana Peirone-Cappri^{1*}, Romina C. Torres^{1,2,3} y Cecilia Estrabou^{1,2}


1. Universidad Nacional de Córdoba. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables. Av. Vélez Sarsfield 1611, X5016GCA Córdoba, Argentina.
2. Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas (CONICET-Universidad Nacional de Córdoba). Av. Vélez Sarsfield 1611, X5016GCA Córdoba, Argentina.
3. NGO Ecosistemas Argentinos. 27 de abril 2050, Córdoba, Argentina.

*lupeirone@gmail.com

Citar este artículo

PEIRONE-CAPPRI, L., R. C. TORRES & C. ESTRABOU. 2020. Reforestar en áreas agrícola-ganaderas: un estudio de caso evaluando el desempeño de dos especies nativas del Espinal. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 55: 605-617.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v55.n4.29183>

Recibido: 26 Jun. 2020
Aceptado: 22 Oct. 2020
Publicado en línea: 10 Dic. 2020
Publicado impreso: 20 Dic. 2020
Editora: Silvia Lomáscolo 

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: Forest restoration is of increasing concern around the world, mainly in agricultural areas where remnant native forest patches are scarce and isolated from each other. Here, we assess the performance of planted specimens of two native tree species from the Espinal. We aimed (1) to compare the survival and growth of *Prosopis alba* (algarrobo blanco) and *Celtis ehrenbergiana* (tala) planted in a forest edge and an open site, (2) to compare the incidence of vertebrate and invertebrate herbivores between species and sites, (3) to describe other factors that could affect the performance of saplings in agricultural areas.

M&M: We planted a total of 200 saplings per species, distributed in two sites and monthly assessed the survival, height and the incidence of vertebrate and invertebrate herbivores.

Results: Eleven months after planting, the survival for algarrobo and tala were 32% and 17%, respectively ($P < 0.0001$). The survival of algarrobo saplings was higher in the forest edge than in the open site while for the survival of tala saplings we found an opposite pattern ($P < 0.0001$). Final sapling height was lower than at planting time, without differences between species and sites ($P > 0.05$). Vertebrate herbivores affected 28% of saplings of both species, while invertebrates affected 5% of saplings.

Conclusions: We recommend to plant algarrobo for increasing the area of remnant forest patches, and tala for creating new patches in open areas or increasing the connectivity between isolated patches, in sites with livestock exclusion and low herbicide drift.

KEY WORDS

Agriculture, herbivory, native forest, restoration, reforestation, survival.

RESUMEN

Introducción y objetivos: La restauración de bosques es un tema de interés creciente, especialmente en zonas agrícola-ganaderas donde los parches remanentes de bosque nativo son escasos. Evaluamos el desempeño de plantines de dos especies arbóreas nativas del Espinal. Nos propusimos (1) comparar la supervivencia y el crecimiento de plantines de *Prosopis alba* (algarrobo blanco) y *Celtis ehrenbergiana* (tala) plantados en un sitio al borde del bosque y en un sitio abierto, (2) comparar la incidencia de herbívoros entre especies y sitios, (3) describir otros factores ambientales que pudieran afectar el desempeño de los plantines en el contexto agrícola-ganadero.

M&M: Plantamos 200 plantines por especie, distribuidos en los dos sitios y evaluamos mensualmente la supervivencia, altura e incidencia de herbívoros.

Resultados: A los 11 meses, la supervivencia de algarrobo y tala fue de 32% y 17%, respectivamente ($P < 0,0001$). El algarrobo tuvo mayor supervivencia en el borde del bosque mientras el tala tuvo mayor supervivencia en el sitio abierto (interacción sitio x especie, $P < 0,0001$). La altura final fue menor que al momento de la plantación, sin diferencias entre especies ni sitios ($P > 0,05$). Los herbívoros vertebrados afectaron al 28% de los plantines de ambas especies, mientras que los invertebrados afectaron en promedio un 5% de los plantines. Durante el experimento la plantación fue afectada por la deriva de herbicidas.

Conclusiones: Recomendamos la plantación de algarrobo para extender parches de bosque remanentes y de tala para la creación de nuevos parches en sitios abiertos o incrementar la conexión entre parches aislados, con exclusión ganadera y en sitios que estén protegidos de la deriva de herbicidas.

PALABRAS CLAVE

Agricultura, bosque nativo, herbivoría, reforestación, restauración, supervivencia.

INTRODUCCIÓN

En Latinoamérica, la aplicación de prácticas y tecnologías agrícolas intensivas ha permitido al modelo agroindustrial expandirse hacia regiones que eran consideradas marginales para la producción agrícola, tales como los bosques secos estacionales (Salazar *et al.*, 2015). En el período 1976-2012, por ejemplo, un total de 15,8 millones de hectáreas del Chaco Seco se transformaron en tierras de cultivo y pasturas (Vallejos *et al.*, 2015). El reemplazo de comunidades vegetales de gran complejidad estructural como los bosques, por comunidades homogéneas de un solo estrato como los cultivos, ha producido la alteración del funcionamiento de los ecosistemas, erosión de los suelos, desbalances hidrológicos, desarraigo de comunidades rurales y pérdida de hábitats y de biodiversidad (Foley *et al.*, 2005; Nosetto *et al.*, 2012). Por ello, en el mundo existe un creciente interés hacia la restauración de bosques en áreas que han sido utilizadas para la producción agrícola (Jacobs *et al.*, 2015). En este contexto, es un desafío para los ecólogos y restauradores desarrollar conocimiento orientado a incrementar la superficie de bosques nativos y restaurar los servicios ecosistémicos (Rey-Benayas & Bullock, 2012).

Numerosas experiencias de restauración lograron incrementar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en áreas agrícola-ganaderas mediante estrategias de restauración tanto activa como pasiva (Vieira *et al.*, 2009; Barral *et al.*, 2015). Si bien la restauración pasiva tiene ventajas relacionadas con su bajo costo y esfuerzo, suele resultar poco efectiva en regiones con clima estacional seco donde existen limitaciones para la regeneración de las leñosas relacionadas con la estacionalidad de las precipitaciones (Vieira *et al.*, 2009). En las zonas agrícolas-ganaderas se suman, además, otras limitaciones derivadas de prácticas agrícolas intensivas, como la falta de propágulos de leñosas, la competencia con la vegetación herbácea, la invasión por especies exóticas, la presencia de herbicidas de amplio espectro y la compactación del suelo derivadas de prácticas agrícolas intensivas (Jacobs *et al.*, 2015). Como alternativa, la reintroducción de vegetación nativa a través de la reforestación (i.e. restauración activa) puede ofrecer ventajas con respecto a la restauración pasiva ya que, si bien es más costosa,

permite sortear las etapas más vulnerables del ciclo de regeneración de las especies leñosas (Clewell & McDonald, 2009). Además, el desempeño de los plantines puede optimizarse realizando una cuidadosa selección de los sitios a reforestar y de las especies a utilizar (Lamb *et al.*, 2005; Jacobs *et al.*, 2015).

Las zonas de uso agrícola-ganadero se caracterizan por ser ambientes simplificados, con escasos parches remanentes de vegetación nativa, por un lado, y grandes extensiones de áreas abiertas y cultivadas por el otro, las cuales poseen una baja cobertura y diversidad vegetal, alta radiación solar, y baja humedad y contenido de materia orgánica en el suelo (Duelli & Obrist, 2003; Garachana *et al.*, 2018). En este contexto, la reforestación podría abordarse de dos maneras: ubicando los plantines en los bordes de parches de bosque remanentes, aumentando progresivamente el área de la cobertura leñosa; o bien ubicándolos en áreas abiertas, generando nuevos núcleos de vegetación nativa (Rey-Benayas *et al.*, 2008). Si comparamos estas aproximaciones, ambas ofrecen tanto ventajas como desventajas para el establecimiento de los plantines. Por un lado, en los bordes del bosque, los plantines podrían beneficiarse de la presencia del parche al obtener protección del viento y sombra parcial de los árboles adultos (Vieira *et al.*, 2009; Torres *et al.*, 2015). También podría significar menor daño por herbívoros invertebrados ya que en los parches de bosque existe una mayor diversidad de enemigos naturales que controlan las poblaciones de insectos fitófagos, los cuales en zonas agrícolas se encuentran en altas densidades asociados a los cultivos (Carmona *et al.*, 2003; Chaplin-Kramer *et al.*, 2011). Sin embargo, algunos antecedentes muestran que la cercanía con árboles adultos podría generar un efecto de competencia por luz, agua y nutrientes en la regeneración (Plaza-Behr *et al.*, 2016). Además, el establecimiento de plantines cerca del bosque podría verse afectado por vertebrados silvestres que suelen refugiarse en estos parches, o por el ganado doméstico en el caso de que los parches de bosque sean usados para el pastoreo (Pietrzykowski *et al.*, 2003; Caravaggi *et al.*, 2015). Por otro lado, en sitios abiertos, los plantines estarían libres de competencia con individuos adultos y también alejados de los herbívoros silvestres y domésticos que se refugian en los parches de bosque. No obstante, en sitios

abiertos existe una mayor exposición a la radiación solar y a temperaturas extremas, particularmente marcadas en regiones con estacionalidad climática como el Espinal (Casermeiro *et al.*, 2015; Torres & Renison, 2015). Los plantines aquí podrían sufrir un mayor estrés hídrico (Rey-Benayas *et al.*, 2008; Torres *et al.*, 2015) y, además, ser afectados por herbívoros invertebrados asociados a los cultivos como hormigas, hemípteros y lepidópteros (Carmona *et al.*, 2003). En este trabajo nos preguntamos ¿cuál de los abordajes será más conveniente para el desarrollo de plantines de árboles nativos, la plantación en el borde del parche de bosque para aumentar su tamaño o en un sitio abierto para crear un nuevo parche? ¿Cuáles son los factores a tener en cuenta a la hora de reforestar con árboles nativos en áreas de uso agrícola-ganadero?

En este trabajo nos propusimos evaluar el desempeño de dos especies arbóreas nativas del Espinal, un bosque xerófilo caducifolio que actualmente sólo se encuentra en forma de parches pequeños y aislados dentro de una matriz agrícola-ganadera (Cabido *et al.*, 2018; Garachana *et al.*, 2018). En Argentina, un número considerable de trabajos han evaluado el crecimiento de especies nativas, especialmente del género *Prosopis*, con objetivos productivos (Velarde *et al.*, 2003;

Villagra *et al.*, 2010) y unos pocos trabajos se han enfocado en la restauración ecológica de bosques (Natale *et al.*, 2014). Es necesario realizar estudios sobre el establecimiento de las especies leñosas nativas e indagar en los distintos factores que influyen en esta etapa con el fin de diseñar estrategias de conservación y restauración (Jacobs *et al.*, 2015). Específicamente nos propusimos: (1) comparar la supervivencia y el crecimiento de dos especies arbóreas nativas (*Prosopis alba* Griseb. y *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm.) plantadas en dos sitios que difieren en la distancia a un parche remanente de bosque nativo, (2) comparar la incidencia de herbívoros vertebrados e invertebrados entre especies y entre sitios de reforestación y (3) describir otros factores que pudieran afectar el desempeño de los plantines en el contexto agrícola-ganadero.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área y especies de estudio

El estudio se llevó a cabo en la estancia “Yucat” (32°22'02,9” S, 63°25'32,6” W, 230 msnm, 22.000 ha) ubicada a 140 km al sureste de la ciudad de Córdoba, Argentina (Fig. 1A). El clima es

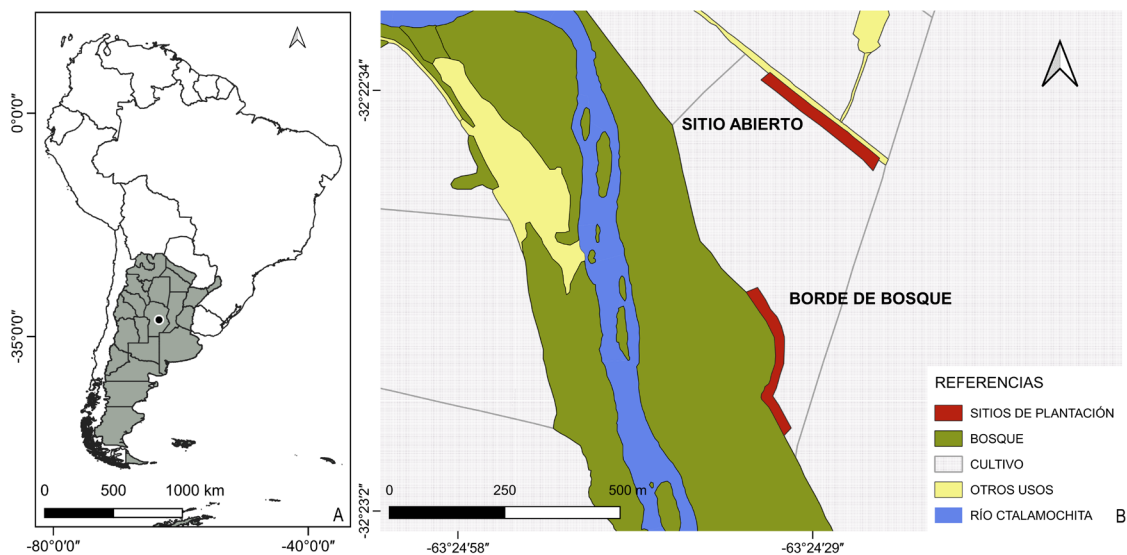


Fig. 1. A: Ubicación del área de estudio en Sudamérica, Argentina y la provincia de Córdoba. **B:** Ubicación de los sitios de plantación: borde del bosque y sitio abierto, dentro del área de estudio.

continental estacional, con precipitaciones medias anuales entre 700 y 800 mm. El 50% de la precipitación anual ocurre en verano, el 30% en otoño y el 16% en primavera. La temperatura media anual es de alrededor de 19 °C. En verano, la temperatura máxima media es de 29 °C y la mínima de 16,9 °C. Mientras que, en invierno la máxima media es de 15,3 °C y la mínima de 3 °C (Morello *et al.*, 2012). El sistema de referencia corresponde al Dominio Chaqueño, Provincia Fitogeográfica del Espinal, Distrito Cordubensis (Oyarzábal *et al.*, 2018). En el estrato arbóreo dominan los algarrobos (*Prosopis alba* Griseb. y *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron.), el tala (*Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm.) y la mora (*Morus alba* L., especie exótica invasora) y acompañan en abundancia el espinillo (*Vachellia caven* (Molina) Seigler & Ebinger), moradillo (*Schinus fasciculata* (Griseb.) I.M. Johnston.), chañar (*Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart) y sombra de toro (*Jodina rhombifolia* (Hook. & Arn.) Reissek) (Cabido *et al.*, 2018). La región del Espinal ha sido utilizada con fines agrícola-ganaderos desde mediados del s. XIX, pero su uso se intensificó en las últimas décadas del s. XX con la expansión de la agricultura industrial y el desplazamiento de la frontera agrícola causando la pérdida del 60% de cobertura de bosque entre 1987 y 2001 (Guida-Johnson & Zuleta, 2013). La tendencia de deforestación continuó acelerándose en las primeras décadas del s. XXI y en la actualidad la superficie remanente es del 3 al 7% (Garachana *et al.*, 2018). La vegetación en el área experimental está formada por una matriz de cultivos de forrajes, oleaginosas y cereales con frecuente aplicación de agroquímicos y con parches pequeños de Espinal a lo largo de los cursos de los ríos Ctlamochita y Cabral, de los cuales el de mayor tamaño tiene 300 ha. Los parches de bosque remanentes se encuentran en regular estado de conservación, con alta densidad de individuos adultos y escasa regeneración, tal como ha sido reportado para otros fragmentos de Espinal (Lewis *et al.*, 2009), y son actualmente utilizados para pastoreo de ganado doméstico (caprino, ovino, equino y bovino) y extracción de leña.

Para la reforestación, se seleccionaron dos especies nativas dominantes en los parches:

Prosopis alba Griseb. (Mimosoideae, Leguminosae), de ahora en más “algarrobo”: es un árbol de hasta 18 m de altura, con copa globosa

de hasta 10 m de diámetro. Se distribuye en Perú, Bolivia, Paraguay y Argentina (Demaio *et al.*, 2015). Las especies del género *Prosopis* son reconocidas por su capacidad de tolerar condiciones adversas y porque crece en simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno (Velarde *et al.*, 2003; Villagra *et al.*, 2010; López-Lauenstein *et al.*, 2013).

Celtis ehrenbergiana (Klotzsch) Liebm. (Cannabaceae), de ahora en más “tala”: es un árbol de 4-12 m de altura, distribuido en Brasil, Uruguay, Paraguay, Bolivia y Argentina (Demaio *et al.*, 2015). Se caracteriza por ser abundante en sitios modificados por actividades humanas (Plaza-Behr *et al.*, 2016).

Diseño experimental

En abril de 2017 se plantaron un total de 400 plantines de algarrobo y tala distribuidos en dos sitios: (1) un sitio adyacente a un parche de bosque nativo (“borde de bosque”) y un sitio en un área abierta a 500 m del parche (“sitio abierto”; Fig. 1B). El experimento no cuenta con réplicas en otros sitios debido a la dificultad de conseguir permisos para reforestar en el contexto de la producción agrícola-ganadera. Los sitios de plantación se encuentran en un área representativa de la situación actual del Espinal, ya que se encuentran separados por una parcela de cultivo de alfalfa (*Medicago sativa* L.) rodeados por parcelas de cultivo de distintos cereales y oleaginosas (*Glycine max* (L.) Merr., *Arachis hypogaea* L.) y con presencia ocasional de ganado en cargas bajas (Fig. 1B). En cada sitio se distribuyeron al azar 200 plantines, 100 de cada especie, en dos filas paralelas con una distancia de 3 m entre plantines y entre filas y fueron regados por única vez en el momento de la plantación con 3 L por plantín. Al momento de la plantación, los plantines tenían 12 meses de edad y una altura promedio de 28 y 17 cm, para algarrobo y tala respectivamente. Estos plantines fueron producidos bajo condiciones homogéneas de luz, temperatura y humedad en un vivero ubicado en la ciudad de Córdoba. Durante 11 meses registramos mensualmente la supervivencia, la altura y la incidencia de herbívoros vertebrados (presencia/ausencia de brotes ramoneados). Además, se registró la incidencia de herbívoros invertebrados (proporción de ramas con hojas comidas en relación a ramas con hojas totales) en los meses en que los plantines presentaban hojas.

L. Peirone-Cappri *et al.* - Estudio de caso del desempeño de especies del Espinal

Con el fin de caracterizar los sitios de plantación, se registraron (1) la cobertura y altura de la vegetación herbácea en una parcela de 0,5 m de radio con centro en cada plantín; (2) la compactación superficial del suelo, estimada mediante la medición de la resistencia mecánica del suelo a la penetración (Kg. cm^{-2}) con un penetrómetro (Forestry Suppliers Inc.), en 20 puntos al azar a una profundidad de 0,7 cm; y (3) la infiltración del agua en el suelo que se estimó vertiendo 100 mL de agua destilada en el interior de un cilindro (diámetro = 10 cm) enterrado a 2 cm de profundidad y cronometrando el tiempo que el agua tardó en infiltrar la capa superficial del suelo. A fin de interpretar mejor los resultados, durante los meses de monitoreo se registró la presencia/ausencia de ganado y fumigaciones, mediante comunicación personal con el administrador y los productores.

Análisis estadístico

Para evaluar la supervivencia, el crecimiento y la incidencia de herbívoros en el tiempo se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MGLM), ya que permiten analizar variables respuesta con distribuciones normales o no normales al relacionar el valor esperado de Y y el predictor lineal mediante una función de enlace, además de modelar efectos tanto fijos como aleatorios (Di Rienzo *et al.*, 2017). Se emplearon como variables respuesta de distribución binomial a (1) la supervivencia mensual (vivo = 1, muerto = 0), (2) la presencia de ramoneo mensual por herbívoros vertebrados (ramoneado = 1, no ramoneado = 0) y (3) la proporción de ramas con hojas afectadas por herbívoros invertebrados; y como variable respuesta de distribución normal se empleó (4) la altura mensual. Se incluyeron como factores fijos la especie, el sitio, el tiempo y la interacción de los factores. El plantín se incluyó como factor aleatorio para atender a la falta de independencia de las mediciones hechas en el tiempo sobre un mismo individuo (Agresti, 2018). Para comparar la altura final de los plantines entre especies y sitios se realizó un ANAVA empleando como variable de respuesta la altura con la que los plantines finalizaron el ensayo (distribución normal) y como variables predictoras categóricas la especie, el sitio y su interacción. Para comparar las características de la vegetación y del suelo se empleó la prueba de Kruskal Wallis. Cuando correspondía, se comprobaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa Infostat

versión 2017 con enlace a R (Di Rienzo *et al.*, 2017) con un nivel de significancia de 0,05.

RESULTADOS

La supervivencia de los plantines de algarrobo y tala 11 meses después de la plantación fue del 32% y 17%, respectivamente, con diferencias significativas entre especies (MLGM, $n = 400$, $F = 51,06$, $P < 0,0001$; Anexo 1). Los plantines de algarrobo sobrevivieron 1,7 veces más en el borde del bosque que en el sitio abierto. Mientras que los plantines de tala, sobrevivieron 5,6 veces más en el sitio abierto que en el borde del bosque (interacción especie x sitio $F = 19,77$, $P < 0,0001$; Fig. 2A).

Como se puede observar en la figura 2B, la altura promedio de los plantines decreció con el tiempo decrecieron en altura con el tiempo. La pérdida de altura fue mayor en el sitio abierto que en el borde del bosque (MLGM, $n = 400$, $F = 62,18$, $P < 0,0001$) y mayor para el algarrobo cuyos plantines presentaban una altura inicial mayor que los de tala (interacción tiempo x especie x sitio, $F = 72,80$, $P < 0,0001$; Fig. 2B). Los plantines finalizaron el ensayo con una altura de $10,67 \pm 0,57$ cm (Media \pm EE) para el algarrobo y $11,64 \pm 0,85$ cm para la tala, sin diferencias significativas entre especies (ANAVA, $n = 96$, $\chi^2 = 0,413$, $P = 0,676$).

El 28% de los plantines fue afectado por herbívoros vertebrados al menos una vez durante el experimento. El principal herbívoro registrado por observación casual fue el ganado doméstico (bovino, ovino, equino y caprino) y también encontramos heces de liebre europea (*Lepus europaeus* Pal.) (obs. pers.). Los plantines fueron más afectados por herbívoros vertebrados en el sitio abierto en comparación al borde del bosque durante los primeros tres meses ($F = 30$, $P < 0,0001$), luego se observa una inversión en esta tendencia siendo más afectados los plantines en el borde del bosque y con diferencias menores entre especies (interacción especie x sitio x tiempo, $F = 3,43$, $P = 0,016$; Fig. 2C).

El promedio de la proporción de ramas con hojas afectadas por herbívoros invertebrados con respecto al total de ramas con hojas fue del 5%. El único invertebrado observado fue la larva del lepidóptero *Colias lesbia* Fab. (Lepidoptera: Pieridae) (obs. pers.). La incidencia de este tipo de herbivoría fue

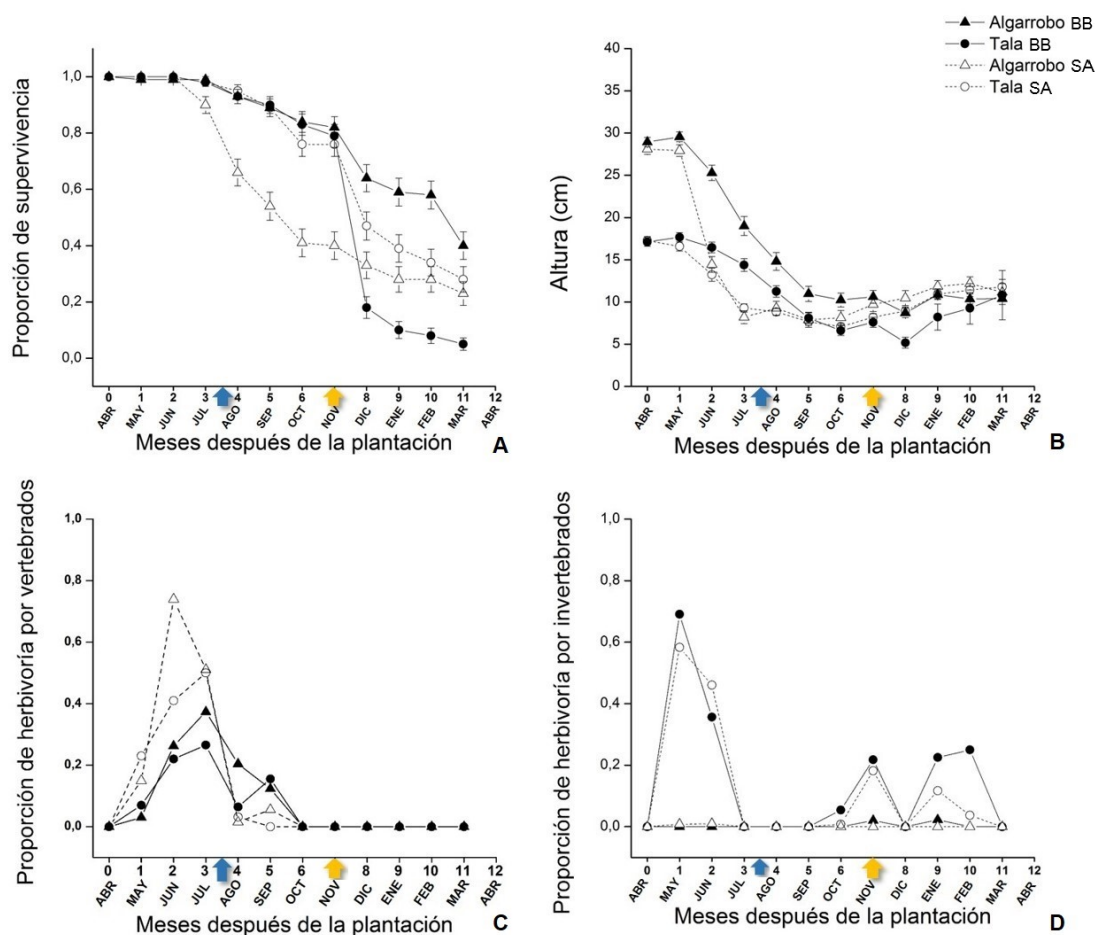


Fig. 2. A: Proporción de supervivencia y **B:** altura de plántines de algarrobo y tala plantados en el borde del bosque y en un sitio abierto, en función del tiempo después de la reforestación. **C:** Proporción de plántines afectados por herbívoros vertebrados y **D:** proporción de daño por invertebrados, en función del tiempo después de la reforestación. Líneas enteras y símbolos rellenos representan el borde del bosque (BB). Líneas cortadas y símbolos vacíos representan el sitio abierto (SA). La flecha azul indica el momento de retiro de ganado de la zona. La flecha amarilla indica un evento de fumigación cercano con glifosato (N-fosfometilglicina) y 2,4 D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético). Las barras indican el error estándar.

diferente entre las especies, siendo los plántines de tala 50 veces más afectados por herbívoros invertebrados que los de algarrobo (MLGM, $n = 400$, $F = 49,18$, $P < 0,0001$; Fig. 2D), sin diferencias entre los sitios de plantación ($F = 1,55$, $P = 0,213$). Mientras que la proporción de plántines de tala afectados por invertebrados fue variable en el tiempo, la proporción de plántines de algarrobo afectados por invertebrados fue prácticamente nula durante todo el monitoreo (interacción especie x sitio x tiempo, $F = 4,18$, $P = 0,006$).

Durante el monitoreo (mes 7) se registró la

aplicación de glifosato (N-fosfometilglicina) y 2,4 D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético) en los cultivos cercanos y la defoliación de los plántines de ambas especies (Fig. 2A-D).

En la Tabla 1 se muestran las características de la vegetación en los dos sitios. El borde del bosque tuvo mayor cobertura ($H = 43,09$, $P < 0,001$) y altura de la vegetación herbácea ($H = 24,33$, $P < 0,001$), pero no se encontraron diferencias significativas en la compactación del suelo ($H = 3,06$, $P = 0,08$) y el tiempo de infiltración del agua en el suelo ($H = 0,05$, $P = 0,9$).

Tabla 1. Medias y error estándar de prueba de Kruskal Wallis para las características de los sitios de plantación: borde del bosque y sitio abierto. Letras distintas indican diferencias significativas ($P \leq 0.05$).

| Variable | N | Borde del bosque | Sitio abierto |
|--|-----|------------------|---------------|
| Cobertura de vegetación herbácea (%) | 400 | 80.61 ± 0,95a | 67.28 ± 1,45b |
| Altura de vegetación herbácea (cm) | 400 | 13.56 ± 0,33a | 11.27 ± 0.25b |
| Compactación del suelo | 44 | 3.98 ± 0,19a | 3.43 ± 0,24a |
| Tiempo de infiltración de agua en el suelo (min) | 6 | 10.82 ± 4,18a | 11.02 ± 3,98a |

DISCUSIÓN

Nuestros principales resultados sugieren que existen importantes limitaciones para el establecimiento de especies nativas con fines de restauración en áreas bajo producción agrícola-ganadera intensiva.

Uno de los principales resultados muestra que las especies estudiadas presentan un desempeño diferente según el sitio de plantación. La mayor supervivencia del algarrobo al borde del bosque podría deberse a la protección proporcionada por la vegetación leñosa.

La cercanía con el parche de bosque puede significar mejores condiciones de micrositio en comparación con aquellos plantados en sitios abiertos (Koonkhunthod *et al.*, 2007; Vieira *et al.*, 2009; Yousefi *et al.*, 2010). Estudios previos del género *Prosopis* muestran que un menor estrés hídrico en condiciones a campo puede mejorar la capacidad de esta especie de establecer simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico, lo cual se ha observado que aumenta la supervivencia (López-Lauenstein *et al.*, 2013).

Con respecto al desempeño del tala, la mayor supervivencia encontrada en el sitio abierto puede deberse a la mayor insolación. En este sentido, Nughes *et al.* (2013) observaron hojas de *C. ehrenbergiana* expuestas al sol y encontraron una mayor densidad estomática, y por tanto mayor eficiencia fotosintética, respecto a hojas de dicha especie bajo sombra. En cambio, en el borde del bosque la competencia con la vegetación herbácea puede causar una mayor mortalidad, ya que en dicho sitio encontramos una mayor cobertura y altura del estrato herbáceo. La competencia con las raíces de herbáceas y leñosas ha demostrado ser limitante para el crecimiento de plántulas de *C. ehrenbergiana* (Plaza-Behr *et al.*, 2016) y para

el establecimiento de otras especies arbóreas en forestaciones (Quinteros *et al.*, 2016). Cabe destacar que la supervivencia de tala se vio afectada por la aplicación cercana de glifosato y 2, 4 D. El glifosato (N-fosfonometilglicina) es un herbicida sistémico de amplio espectro utilizado para la eliminación de hierbas, arbustos y existen antecedentes de daño a especies arbóreas (Benbrook, 2016; da Silva Ramos *et al.*, 2020). Por otro lado, el 2, 4-D (ácido 2, 4-diclorofenoxiacético) es una auxina sintética que es utilizada como herbicida de plantas dicotiledóneas tanto herbáceas como leñosas (Song, 2014; Sabattini *et al.*, 2019). La tolerancia de las especies a la aplicación del glifosato parece estar relacionada con una absorción diferencial a través de las hojas, por lo cual el tala podría presentar mayor susceptibilidad que el algarrobo al poseer mayor área foliar (Zeballos *et al.*, 2014).

En relación al crecimiento, los plantines de ambas especies decrecieron en altura, en parte debido al ramoneo de herbívoros vertebrados. También se observó la muerte de la rama principal, posiblemente debido al efecto simultáneo de las heladas y escasas lluvias durante la estación seca (Sistema de Gestión CLIMA, 2017), y el rebrote posterior a partir de las yemas vivas en la base, como ha sido reportado en otros estudios de reforestaciones con especies nativas de la región Chaqueña (López-Lauenstein *et al.*, 2013; Natale *et al.*, 2014, Torres *et al.*, 2015; Bravo *et al.*, 2019) y en bosques con estación seca en otras regiones del mundo (Gerhardt, 1996; Young *et al.*, 2015).

En relación a la herbivoría por vertebrados, la mayor incidencia en el sitio abierto durante los primeros meses después de la plantación coincidió con el ingreso de ganado doméstico por el camino rural aledaño al sitio (comunicación personal de administrador). Luego de la exclusión completa del ganado, la incidencia de herbívoros vertebrados

disminuyó y comenzó a ser mayor al borde del bosque, posiblemente debido a la presencia de *L. europaeus* Pal. (Mammalia: Leporidae) (obs. pers.), especie introducida que suele utilizar los parches de bosque como refugio (Caravaggi *et al.*, 2015). El efecto negativo del ganado doméstico en el desempeño de plantines de árboles nativos ha sido reportado en estudios previos para varias especies en distintas regiones (Curtin 2002; Tsegaye *et al.* 2009; Marcora *et al.*, 2013; Torres *et al.*, 2015; Renison *et al.*, 2015) y el efecto negativo de herbívoros silvestres, tales como pequeños roedores, sobre leñosas también se ha observado en el Monte argentino (Campos *et al.*, 2004). Aun así, las especies arbóreas nativas han mostrado ser tolerantes a la herbivoría incluso bajo repetidas remociones de biomasa en etapas tempranas del ciclo de vida (Wetzlin *et al.*, 1998, Barchuk *et al.* 2006).

La incidencia de herbívoros invertebrados fue baja y principalmente debida a la larva del lepidóptero *Colias lesbia* Fab. (Lepidoptera: Pieridae). Se trata de la principal plaga de la alfalfa (Serra *et al.*, 2013), leguminosa cultivada en el predio donde realizamos la plantación. El tala fue levemente más afectado, posiblemente a causa de mayor área foliar efectiva con respecto al algarrobo (tala 409.6 mm² vs algarrobo 25.2 mm²) (Zeballos *et al.*, 2014). Según Schoonhoven *et al.* (2005), el área foliar influye en la susceptibilidad a la herbivoría por lepidópteros porque representa un valioso recurso alimenticio y de oviposición.

Si bien nuestros resultados sobre crecimiento son similares a los obtenidos en estudios previos con reforestaciones de leñosas nativas, el valor de supervivencia final en este estudio (24%) es menor que el reportado en estudios previos con estas especies (entre 30% y 90%) en regiones con estación seca como el Chaco Árido y el Chaco Serrano (Verzino *et al.*, 2004; López-Lauenstein *et al.*, 2013; Natale *et al.*, 2014). Estos resultados sugieren que existen importantes limitaciones para el establecimiento de plantaciones en zonas de producción agrícola-ganadera. Una es la presencia generalizada de ganado y otras se derivan de prácticas agrícolas intensivas como la aplicación de herbicidas de amplio espectro (Vieira *et al.*, 2009; Barral *et al.*, 2015; Benbrook, 2016). Si bien el ganado doméstico cumple un papel importante como dispersor de semillas de algunas

especies nativas, promoviendo la germinación y establecimiento temprano de especies como el algarrobo (Campos & Velez, 2015), el efecto negativo sobre la supervivencia y crecimiento de los renovales de mayor tamaño puede impedir que éstos pasen a clases de tamaño mayores. En este sentido, algunos trabajos en ecosistemas semiáridos recomiendan el uso ganadero en bajas cargas por el servicio de dispersión que ofrecen, pero es necesario reducir la presión de pastoreo en épocas claves del año para lograr un sistema más diverso y mejor conservado, ya que la conservación del bosque no sólo implica conservar los árboles sino también a las especies asociadas, las cuales participan activamente en la regeneración y mantenimiento del sistema (Zeberio *et al.*, 2018). En relación a la aplicación de herbicidas, en áreas donde se realiza control químico para el manejo de malezas es muy común el daño a organismos fuera del objetivo de la aplicación (Strandberg *et al.*, 2017). Los efectos negativos de la deriva de herbicidas en especies arbóreas, como malformaciones foliares, alteraciones en la fisiología, disminución del crecimiento y muerte de la planta, han sido reportados en varios estudios (Santos *et al.*, 2007; Ferreira *et al.*, 2017; Rezende-Silva *et al.*, 2019; Meloni *et al.*, 2019) y el incremento en el uso de agroquímicos es uno de los principales factores de degradación en el contexto agrícola-ganadero (Barral *et al.*, 2015). En este sentido, consideramos necesario evaluar el desempeño de más especies leñosas nativas con fines de restauración del Espinal, abarcando un número mayor de sitios y de tiempo de monitoreo.

CONCLUSIONES

Si bien en Argentina el modelo agroindustrial continúa expandiéndose, existe cada vez mayor conciencia social sobre la necesidad de proteger y restaurar los bosques (Cabrol & Cáceres, 2017; Gutiérrez, 2017), lo cual se ve reflejado en la creación y reglamentación de nuevas normativas como la Ley que establece los “Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos” (Ley N° 26.331, 2009) y el “Plan Agroforestal de la provincia de Córdoba” (Ley N° 10.467, 2017) que propone el aumento de la cobertura arbórea en zonas agrícola-ganaderas.

L. Peirone-Cappri *et al.* - Estudio de caso del desempeño de especies del Espinal

En este contexto y según nuestros resultados, concluimos que el algarrobo podría ser una especie apropiada para extender parches de bosque, mientras que el tala podría utilizarse para la creación de nuevos parches o para la unión de parches lejanos, siendo necesaria la exclusión de ganado doméstico, al menos de manera temporal, para mejorar la supervivencia de estas especies. Sin embargo, estas conclusiones deberían adecuarse a la falta de certeza que da un experimento no replicado. Una recomendación derivada de este estudio de caso, sería seleccionar los sitios a reforestar teniendo en cuenta la posible deriva de herbicidas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Todos los autores concibieron la idea. LPC y CE realizaron el experimento a campo y los monitoreos. LPC y RT analizaron los datos. LPC elaboró el manuscrito. Todos los autores discutieron los resultados e hicieron comentarios sobre el manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

A Carlos Diez, administrador de la Estancia Yucat, quien otorgó los permisos para realizar el ensayo de campo. A quienes revisaron el manuscrito, por sus valiosas sugerencias. A quienes colaboraron en la plantación y mediciones a campo. El estudio fue financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología de la Provincia de Córdoba a través del Programa Proyectos de Investigación Orientados a Demandas y Oportunidades (PIODO 2016).

BIBLIOGRAFÍA

AGRESTI, A. 2018. *An introduction to categorical data analysis*. John Wiley & Sons.

BARCHUK, A. H., E. B. CAMPOS, C. OVIEDO & M. D. P. DÍAZ. 2006. Supervivencia y crecimiento de plántulas de especies leñosas del Chaco Árido sometidas a remoción de la biomasa aérea. *Ecología Austral* 16: 47-61.

BARRAL, M. P., J. M. REY-BENAYAS, P. MELI & N.O. MACEIRA. 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem

services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agr. Ecosys. Environ.* 202: 223-231. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.009>

BENBROOK, C. M. 2016. Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environmental Sciences Europe* 28: 3. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0070-0>

BRAVO, S., M. BASUALDO, C. KUNST & F. DEL CORRO. 2019. Aerial bud bank and structural changes of woody species from Argentine Chaco in response to disturbances. *Journal of Environmental Science and Engineering* 8: 58-69. <https://doi.org/10.17265/2162-5298/2019.02.002>

CABIDO, M., S. R. ZEBALLOS, M. ZAK, M. L. CARRANZA, M. A. GIORGIS, J. J. CANTERO & A. T. ACOSTA. 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Appl. Veg. Sci.* 21: 298-311. <https://doi.org/10.1111/avsc.12369>

CABROL, D. A. & D. M. CÁCERES. 2017. Las disputas por los bienes comunes y su impacto en la apropiación de servicios ecosistémicos. La Ley de Protección de Bosques Nativos en la Provincia de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral* 27: 134-145. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.1.1.273>

CAMPOS, C. M., BORGHI, C. E., GIANNONI, S. M., MANGEAUD, A., & TOGNELLI, M. 2004. Bark consumption of creosote bush (*Larrea cuneifolia*) by cuses (*Microcavia australis*): effect on branch survival and reproduction. *Ecología Austral* 16: 001-006.

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: 28-34. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-3.05>

CARAVAGGI, A., W. I. MONTGOMERY & N. REID. 2015. Range expansion and comparative habitat use of insular, congeneric lagomorphs: invasive European hares *Lepus europaeus* and endemic Irish hares *Lepus timidus hibernicus*. *Biol. Invasions* 17: 687-698. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0759-1>

CASERMEIRO, J., E. SPAHN, A. DE PETRE, M. PRAND, A. P. RONCONI, J. ROSENBERG... & A. MÜLLER. 2015. PID 2130 Enriquecimiento de sistemas forestales degradados del distrito Nandubay con especies nativas leñosas. *Ciencia, Docencia y Tecnología Suplemento* 5.

- CARMONA, D., M. HUARTE, G. ARIAS, A. LÓPEZ, A. M. VINCINI, H. A. CASTILLO... & J. MANTECÓN. 2003. Integrated pest management in Argentina. In: MAREDA, K. M., DAKOUO, D. & MOTA-SANCHEZ, D. (eds.), *Integrated Pest Management in the Global Arena*, pp. 313-326. CABI Publishing, Institute of International Agriculture and Department of Entomology, Michigan State University, East Lansing, MI, U.S.A.
- CHAPLIN-KRAMER, R., M. E. O'ROURKE, E. J. BLITZER & C. KREMEN. 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology letters* 14: 922-932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- CLEWELL, A. & T. McDONALD. 2009. Relevance of natural recovery to ecological restoration. *Ecological Restoration* 27: 122-124. <https://doi.org/10.3368/er.27.2.122>
- CURTIN, C. G. 2002. Livestock grazing, rest, and restoration in arid landscapes. *Conservation Biology* 16: 840-842. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01212.x>
- DA SILVA RAMOS, N., BANDEIRA, S. B., GONÇALVES, F. B., DE MEDEIROS, G. H., BORGES, K. S., FERNANDES, H. E.,... & ERASMO, E. A. L. 2020. Physiological and biochemical changes in *Acacia mangium* seedlings under glyphosate application. *International Journal of Applied Engineering Research* 15: 321-327.
- DEMAIO, P., U. O. KARLIN & M. MEDINA. 2015. *Árboles nativos de Argentina* (Vol. 1). Ecoval Ediciones, Córdoba, Córdoba, Argentina.
- DI RIENZO, J. A., F. CASANOVES, M. G. BALZARINI, L. GONZÁLEZ, M. TABLADA & C. W. ROBLEDO. 2017. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- DI RIENZO, J. A., MACCHIAVELLI, R. & CASANOVES, F. 2017. Modelos lineales generalizados mixtos aplicaciones en InfoStat. Grupo Infostat, Córdoba, Argentina [online]. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Fernando_Casanoves/publication [Acceso: 20 Junio 2020].
- DUELLI, P. & M. K. OBRIST. 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4: 129-138. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00140>
- FERREIRA, F. M., C. T. TORRES, E. BRACAMONTE & L. GALETTO. 2017. Effects of the herbicide glyphosate on non-target plant native species from Chaco forest (Argentina). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 144: 360-368. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.049>
- FOLEY, J. A., R. DEFRIES, G. P. ASNER, C. BARFORD, G. BONAN, S. R. CARPENTER... & J. H. HELKOWSKI. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- GARACHANA, D. M., R. ARAGÓN & G. BALDI. 2018. Estructura espacial de remanentes de bosque nativo en el Chaco Seco y el Espinal. *Ecología Austral* 28: 553-564. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.3.0.767>
- GERHARDT, K. 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management* 82: 33-48. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03700-4](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03700-4)
- GUIDA-JOHNSON, B. & G. A. ZULETA. 2013. Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181: 31-40. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.002>
- GUTIÉRREZ, R. 2017. La confrontación de coaliciones sociedad-Estado: la política de protección de bosques nativos en Argentina (2004-2015). *Revista SAAP Soc. Argentina Análisis Político* 11: 283-312.
- JACOBS, D. F., J. A. OLIET, J. ARONSON, A. BOLTE, J. M. BULLOCK, P. J. DONOSO & J. C. WEBER. 2015. Restoring forests: What constitutes success in the twenty-first century? *New Forests* 46: 601-614. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9513-5>
- KOONKHUNTHOD, N., K. SAKURAI & S. TANAKA. 2007. Composition and diversity of woody regeneration in a 37-year-old teak (*Tectona grandis* L.) plantation in Northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 247: 246-254. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.053>
- LAMB, D., P. D. ERSKINE & J. A. PARROTTA. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310: 1628-1632. <https://doi.org/10.1126/science.1111773>
- LEWIS, J. P., S. NOETINGER, D. E. PRADO & I. M. BARBERIS. 2009. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. *Biodiversity and Conservation* 18: 3615-3628. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9665-8>

L. Peirone-Cappri *et al.* - Estudio de caso del desempeño de especies del Espinal

- LEY N° 26.331. 2009. PRESUPUESTOS MÍNIMOS DE PROTECCIÓN AMBIENTAL DE LOS BOSQUES NATIVOS. *Boletín Oficial Res. 256/2009*, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, C.A.B.A., Argentina [online]. Disponible en: servicios.infoleg.gob.ar/norma [Acceso: 20 Junio 2020].
- LEY N° 10.467. 2017. PLAN PROVINCIAL AGROFORESTAL. Legislatura de Córdoba, Argentina [online]. Disponible en: web2.cba.gov.ar/leyes
- LÓPEZ-LAUENSTEIN, D. A., M. E. FERNÁNDEZ & A. R. VERGA. 2013. Drought stress tolerance of *Prosopis chilensis* and *Prosopis flexuosa* species and their hybrids. *Trees* 27: 285-296. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0798-0>
- MARCORA, P. I., D. RENISON, A. I. PAÍS-BOSCH, M. R. CABIDO & P. A. TECCO. 2013. The effect of altitude and grazing on seedling establishment of woody species in central Argentina. *Forest Ecology and Management* 291: 300-307. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.030>
- MELONI, D. A., G. TARGA, A. FRAÑO, R. LEDESMA, M. C. SILVA & E. A. CATÁN. 2019. La deriva de glifosato inhibe la fotosíntesis y produce estrés oxidativo en *Eucalyptus camaldulensis*. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales* 27: 1-2.
- MORELLO, J., S. D. MATTEUCCI, A. F. RODRÍGUEZ & M. E. SILVA. 2012. Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- NATALE, E., A. OGGERO, D. MARINI & H. REINOSO. 2014. Restauración de bosque nativo en un área invadida por tamariscos *Tamarix ramossisima* en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina. *Revista Ecosistemas* 23: 130-136.
- NOSETTO, M. D., E. G. JOBBÁGY, A. B. BRIZUELA & R. B. JACKSON. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154: 2-11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.008>
- NUGHES, L., M. COLARES, M. HERNÁNDEZ & A. ARAMBARRI. 2013. Morfo-anatomía de las hojas de *Celtis ehrenbergiana* (Celtidaceae) desarrolladas bajo condiciones naturales de sol y sombra. *Bonplandia* 22: 159-170. <https://doi.org/10.30972/bon.2221245>
- OYARZÁBAL, M., J. R. CLAVIJO, L. J. OAKLEY, F. BIGANZOLI, P. M. TOGNETTI, I. M. BARBERIS & M. OESTERHELD. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28: 40-63. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- PIETRZYKOWSKI, E., C. MC ARTHUR, H. FITZGERALD, & A. N. GOODWIN. 2003. Influence of patch characteristics on browsing of tree seedlings by mammalian herbivores. *Journal of Applied Ecology* 40: 458-469. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00809.x>
- PLAZA-BEHR, M. C., C. A. PÉREZ, J. F. GOYA, M. AZCONA & M. F. ARTURI. 2016. *Celtis ehrenbergiana* planting as a technique for the recovery of native forests invaded by *Ligustrum lucidum* in NE Buenos Aires. *Ecología Austral* 26: 171-177. <https://doi.org/10.25260/EA.16.26.2.0.176>
- QUINTEROS, C. P., J. O. BAVA, P. M. L. BERNAL, M. E. GOBBI & G. E. DEFOSSÉ. 2017. Competition effects of grazing-modified herbaceous vegetation on growth, survival and water relations of lenga (*Nothofagus pumilio*) seedlings in a temperate forest of Patagonia, Argentina. *Agroforestry Systems* 91: 597- 611. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9983-2>
- RENISON, D., M. P. CHARTIER, M. MENGHI, P. I. MARCORA, R. C. TORRES, M. GIORGIS & CINGOLANI. 2015. Spatial variation in tree demography associated to domestic herbivores and topography: Insights from a seeding and planting experiment. *Forest Ecology and Management* 335: 139-146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.036>
- REY-BENAYAS, J. M., J. M. BULLOCK & A. C. NEWTON. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 329-336. <https://doi.org/10.1890/070057>
- REY-BENAYAS J. M. & J. M. BULLOCK. 2012. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems* 15: 883-899. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9552-0>
- REZENDE-SILVA, S. L., A. C. COSTA, F. H. DYSZY, P. F. BATISTA, A. J. CRISPIM-FILHO, K. J. T. NASCIMENTO & A. A. DA SILVA. 2019. *Pouteria torta* is a remarkable native plant for biomonitoring the glyphosate effects on Cerrado vegetation. *Ecological indicators* 102: 497-506. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.003>
- SABATTINI, J. A., R. A. SABATTINI, F. URTEAGA OMAR, M. BACIGALUPO, J. C. CIAN, I. A. SABATTINI & V. M. DOPAZO. 2019. Recovery of the natural grassland in a degraded native forest of the Argentine Espinal through aerial chemical

- control of shrubs. *Investigación Agraria* 21: 93-107. <https://doi.org/10.18004/investig.agrar.2019.diciembre.93-107>
- SALAZAR A., G. BALDI, M. HIROTA, J. SYKTUS & C. McALPINE. 2015. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. *Global and Planetary Change* 128: 103-119. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.02.009>
- SANTOS, L. D. T., R. M. MEIRA, F. A. FERREIRA, B. F. SANT'ANNA-SANTOS & L. R. FERREIRA. 2007. Morphological responses of different eucalypt clones submitted to glyphosate drift. *Environmental and experimental botany* 59: 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2005.09.010>
- SERRA, G. V., N. C. L. PORTA, S. AVALOS & V. MAZZUFERI. 2013. Fixed-precision sequential sampling plans for estimating alfalfa caterpillar, *Colias lesbia*, egg density in alfalfa, *Medicago sativa*, fields in Córdoba, Argentina. *Journal of Insect Science* 13: 41. <https://doi.org/10.1673/031.013.4101>
- SCHOONHOVEN, L. M., B. VAN LOON, J. J. VAN LOON, & M. DICKE. 2005. *Insect-plant biology* (2nd ed.). Oxford University Press, New York, U.S.A.
- SISTEMA DE GESTIÓN CLIMA. OMIXOM S.R.L. Datos Climaticos Estación Villa María Periodo 2017-2018 [online] Disponible en <https://new.omixom.com> [Acceso 17/09/2020].
- SONG, Y. 2014. Insight into the mode of action of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid (2, 4-D) as an herbicide. *J. Integr. Plant Biol.* 56: 106-113. <https://doi.org/10.1111/jipb.12131>
- STRANDBERG, B., C. BOUTIN, S. K. MATHIASSEN, C. DAMGAARD, Y. L. DUPONT, D. J. CARPENTER & P. KUDSK. 2017. Effects of herbicides on non-target terrestrial plants. In: DUKE, S.; KUDSK, P.; SOLOMON, K. (ed.). *Pesticide Dose: Effects on the Environment and Target and Non-Target Organisms*, pp. 149-166. American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/bk-2017-1249.ch011>
- TORRES, R. C., M. A. GIORGIS, C. TRILLO, L. VOLKMANN, P. DEMAIO, J. HEREDIA & D. RENISON. 2015. Supervivencia y crecimiento de especies con distinta estrategia de vida en reforestaciones de áreas quemadas y no quemadas: Un estudio de caso con dos especies leñosas en el Chaco Serrano, Argentina. *Ecología Austral* 25: 135-143. <https://doi.org/10.25260/EA.15.25.2.0.158>
- TORRES, R. C. & D. RENISON. 2015. Effects of vegetation and herbivores on regeneration of two tree species in a seasonally dry forest. *Journal of Arid Environments* 121: 59-66. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.05.002>
- TSEGAYE, D., S. R. MOE & M. HAILE. 2009. Livestock browsing, not water limitations, contributes to recruitment failure of *Dobera glabra* in semiarid Ethiopia. *Rangeland Ecology and Management*, 62: 540-549. <https://doi.org/10.2111/08-219.1>
- VALLEJOS, M., J. N. VOLANTE, M. J. MOSCIARO, L. M. VALE, M. L. BUSTAMANTE & J. M. PARUELO. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environment* 123: 3-11. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.11.009>
- VELARDE, M., P. FELKER & C. DEGANO. 2003. Evaluation of Argentine and Peruvian *Prosopis* germplasm for growth at seawater salinities. *Journal of Arid Environments* 55: 515-531. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(02\)00280-X](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(02)00280-X)
- VERZINO G., J. JOUSEAU, M. D. P. DÍAZ & M. DORADO. 2004. Comportamiento inicial de especies nativas del Chaco Occidental en plantaciones en zonas de pastizales de altura de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Bosque* 25: 53-67. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002004000100005>
- VIEIRA, D. L. M., K. D. HOLL & F. M. PENEIREIRO. 2009. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration Ecology* 17: 451-459. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00570.x>
- VILLAGRA, P. E., A. VILELA, C. GIORDANO & J. A. ALVAREZ. 2010. Ecophysiology of *Prosopis* species from the arid lands of Argentina: what do we know about adaptation to stressful environments?. In: RAMAWAT K. (ed.) *Desert plants*, pp. 321-340. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-02550-1_15
- YOUNG, I., S. RENAULT & J. MARKHAM. 2015. Low levels organic amendments improve fertility and plant cover on non-acid generating gold mine tailings. *Ecological Engineering* 74: 250-257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.026>
- YOUSEFI, A., H. JALILVAND, M. POURMAJIDIAN, & K. ESPAHBODI. 2010. Under-story indigenous woody species diversity in hardwood and coniferous tree plantations at Berenjestanak lowland forest in the North of Iran. *Journal of Biodiversity and Conservation* 2: 273-283.

L. Peirone-Cappri *et al.* - Estudio de caso del desempeño de especies del Espinal

- WELTZIN, J. F., S. R. ARCHER & R. K. HEITSCHMINDT. 1998. Defoliation and woody plant (*Prosopis glandulosa*) seedling regeneration: Potential vs realized herbivory tolerance. *Plant Ecology* 138: 127-135. <https://doi.org/10.1023/A:1009743130922>
- ZEBALLOS, S. R., M. A. GIORGIS, A. M. CINGOLANI, M. CABIDO, J. I. WHITWORTH-HULSE & D. GURVICH. 2014. Do alien and native tree species from Central Argentina differ in their water transport strategy? *Austral Ecology* 39: 984-991. <https://doi.org/10.1111/aec.12171>
- ZEBERIO, J. M., ROBLES, S. S. T., & CALABRESE, G. M. 2018. Uso del suelo y estado de conservación de la vegetación leñosa del monte en el noreste patagónico. *Ecología Austral* 28: 543-552. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.3.0.471>

ANEXO 1

Efectos fijos de MLGM de las distintas variables respuesta en función del sitio, especie y tiempo.

| Supervivencia (N=4800) | Estimador | Error Std | valor z | Pr(> z) |
|--|------------------|------------------|----------------|--------------------|
| Sitio abierto | -104,23 | 48,01 | -2,17 | 0,030 |
| Especie tala | 353,41 | 49,46 | 7,15 | <0,0001 |
| Tiempo | -51,18 | 5,34 | -9,58 | <0,0001 |
| Borde Bosque*Especie Algarrobo | 36,67 | 8,4 | 4,37 | <0,0001 |
| Sitio Abierto*Especie Algarrobo | 35,43 | 6,16 | 5,75 | <0,0001 |
| Borde Bosque*Especie Tala*Tiempo | -16,44 | 6,68 | -2,46 | 0,014 |
| Altura (N=3335) | Estimador | Error Std | valor t | |
| Sitio abierto | -4,37 | 0,55 | -7,89 | |
| Especie Tala | -8,33 | 0,55 | -15,02 | |
| Tiempo | -0,84 | 0,07 | -12,03 | |
| Borde Bosque*Especie Algarrobo | -1,37 | 0,1 | -14,24 | |
| Sitio Abierto*Especie Algarrobo | -1,09 | 0,1 | -10,51 | |
| Borde Bosque*Especie Tala*Tiempo | -0,89 | 0,11 | -8,36 | |
| Herbivoría por vertebrados (N=3335) | Estimador | Error Std | valor z | Pr(> z) |
| Sitio abierto | 0,9 | 0,16 | 5,48 | <0,0001 |
| Especie tala | -0,29 | 0,16 | -1,8 | 0,072 |
| Tiempo | -0,31 | 0,04 | -7,36 | <0,0001 |
| Borde Bosque*Especie Algarrobo | 0,12 | 0,06 | 2,12 | 0,034 |
| Sitio Abierto*Especie Algarrobo | 0,06 | 0,05 | 1,08 | 0,278 |
| Borde Bosque*Especie Tala*Tiempo | 0,18 | 0,06 | 3,2 | 0,001 |
| Herbivoría por invertebrados (N=3335) | Estimador | Error Std | valor z | Pr(> z) |
| Sitio abierto | -0,28 | 0,23 | -1,25 | 0,213 |
| Especie tala | 4,86 | 0,69 | 7,01 | <0,0001 |
| Tiempo | -0,5 | 0,03 | -18,02 | <0,0001 |
| Borde Bosque*Especie Algarrobo | 0,24 | 0,11 | 2,25 | 0,024 |
| Sitio Abierto*Especie Algarrobo | -0,03 | 0,22 | -0,12 | 0,904 |
| Borde Bosque*Especie Tala*Tiempo | -0,08 | 0,04 | -1,8 | 0,072 |