

Informe: “Regeneración natural de especies nativas forestales en remanentes de bosque nativo del Espinal, Reserva Natural de la Defensa La Calera, Argentina”

Amanda Cora^{1,2}, Marcos Karlin^{1,3}, Javier Bernasconi¹

¹Asociación Civil El Cuenco – Equipo Ambiental. Manuel Abad e Illana 2336, Córdoba. CP 5000.

²Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - EEA Manfredi, Córdoba. Ruta 9 km 636. CP 5972.

³Facultad de Ciencias Agropecuarias-Universidad Nacional de Córdoba. Valparaíso S/N, Ciudad Universitaria. CC 509. CP 5000.

Introducción

La humanidad ha transformando los ecosistemas terrestres, causando grave daño al soporte de la vida en el planeta (Hobbs & Harris, 2001). Se ha modificado el uso del suelo de los ecosistemas para transformarlo en sistemas agro-productivos. Esto implica la eliminación de la vegetación natural de los ecosistemas.

Hasta principios del siglo XX aún había grandes áreas cubiertas por el bosque Espinal (Lewis et al, 2009; Lewis et al, 2004). La dramática reducción de estos bosques se debe a la expansión de la agricultura, el pastoreo excesivo, y la extracción selectiva de madera para combustible u otros usos (Lewis et al, 2009). El Espinal ha uniformado su fisonomía y paisaje con los de la eco-región pampeana, con pérdidas de biodiversidad y de recursos genéticos nativos (Noy-Meir et al., 2012). Así es como el Espinal se encuentra muy fragmentado y con profundos cambios en su estructura y composición florística, lo cual pone en peligro su conservación. Además, estas áreas sufren la invasión de especies exóticas (*Broussonetia papyrifera* (L.) Vent., *Gleditsia triacanthos* L., *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton, *Ligustrum sinense* Lour., *Morus alba* L., *Melia azedarach* L. y *Robinia pseudoacacia* L.) que poseen mayor tasa de crecimiento y pueden reemplazar completamente las especies nativas (Lewis et al, 2009; Lewis et al, 2004).

En la actualidad, el Espinal cordobés presenta un remanente de sólo el 0,1% del bosque original (Zak, 2008), dispuesto mayormente en forma de relictos o isletas de reducida superficie y con un gran efecto de borde que hace peligrar su permanencia en el tiempo (Noy Meir, et al, 2012). Debido a estas características estamos en condiciones de afirmar que el Espinal en la Provincia de Córdoba está en grave peligro de desaparecer en forma permanente si no se aplican pautas de restauración (Noy Meir, et al, 2012).

La restauración es una herramienta fundamental para lograr la conservación de la biodiversidad, la mitigación y adaptación al cambio climático, la mejora de los servicios ambientales, la promoción del desarrollo socioeconómico sostenible y la mejora de la salud humana y el bienestar (SER, 2004).

Primack y Massardo (2001) distinguen a la ausencia de acción como una forma de enfrentar la recuperación de hábitats o ecosistemas degradados dado que su recuperación podría ser demasiado costosa. Las sucesiones secundarias se pueden iniciar en tierras que son cultivadas durante un tiempo y luego se abandonan después que su vegetación natural ha sido completamente destruida (Gálvez, 2002). En la más simple de las circunstancias, la restauración implica eliminar o modificar una alteración específica, de manera de permitir que los procesos ecológicos se recuperen por sí solos (SER, 2004).

Entender procesos como la sucesión secundaria, los mecanismos de invasión de especies, la función del banco de semillas en la regeneración de comunidades, la identificación de especies

clave en el proceso sucesional y su comportamiento demográfico y el papel que desempeñan las perturbaciones en la estructura de una comunidad, permitirán utilizarlos en una estrategia de restauración ecológica de comunidades y ecosistemas (Fernández et al, 2010).

Los procesos de planificación deben basarse en el conocimiento, estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas a restaurar y en las relaciones establecidas entre éstos y los sistemas humanos (SER, 2004). No se dispone de información necesaria para desarrollar prácticas de manejo necesarias para la restauración del bosque de Espinal en áreas agrícolas abandonadas (Noy Meir, et al, 2012). Es necesario aportar conocimiento para el desarrollo de prácticas para la recuperación de la estructura y función de estos bosques, en base a procesos ecológicos naturales como es el avance de bosque nativo a partir de isletas o parches remanentes. En este contexto es necesario conocer el potencial y la dinámica de regeneración de las especies, evaluar los tipos sucesionales que se podrían utilizar en una restauración, conocer sus patrones sucesionales, y de abundancia en diferentes escalas espaciotemporales (Vargas, 2007).

Con el fin de aumentar el conocimiento sobre estos bosques y contribuir a la gestión y conservación del Espinal, el objeto de este trabajo es evaluar los efectos de prácticas de exclusión de la agricultura sobre la regeneración de especies leñosas en áreas aledañas a isletas de bosque nativo del Espinal.

Con este trabajo se pretende evaluar la regeneración de especies leñosas en áreas con y sin exclusión de agricultura en la periferia de isletas de bosque nativo, determinar patrones de distribución de renovales de leñosas y determinar el impacto de la práctica exclusión de agricultura sobre la diversidad de renovales de leñosas en la periferia de isletas. El conocimiento de la estructura y dinámica de la regeneración de estos bosques permitirá plantear estrategias de manejo y recuperación de los mismos.

Materiales y métodos

Área de Estudio

La Reserva Natural Militar De la Defensa La Calera se ubica aledaña hacia el oeste de la ciudad de Córdoba. La misma tiene una extensión de 14 mil hectáreas y limita con la Ruta Nacional Nº 20 al sur, la Ruta Provincial Nº 73 hacia el oeste, hacia el norte y con parte del anillo de circunvalación hacia el este.

Al oeste de dicha área natural se encuentra el cordón montañoso Sierras Chicas, distrito fitogeográfico Chaco Serrano, mientras que al este se encuentra la ecorregión del Espinal, Distrito Cordubense (Lewis et al., 2005). El régimen de precipitaciones de la región es monzónico, con una media anual de 800 mm. La temperatura media anual es de 16°C, con una máxima media anual de 24°C y una mínima media anual de 10°C. La máxima absoluta es de 44°C y mínima absoluta de -10°C. Ésta es una zona caracterizada por vientos del Noreste (cálidos y secos) y del sur, sureste (frío y húmedo) (Capitanelli, 1979).

Los bosques xerófilos característicos del área de piedemonte, son propios de la provincia fitogeográfica El Espinal, Distrito Cordubense donde *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl. y varias especies del género *Prosopis* son las dominantes, con especies asociadas como *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm., *Acacia praecox* Griseb., *Jodina rhombifolia* (Hook. & Arn.) Reissek y *Schinus fasciculatus* var. *fasciculatus* (Griseb.) I.M. Johnst. (Karlin et al. 2014). Se ubican

en zonas bajas e intermedias de la Reserva, hasta los 570 msnm y solo quedan en parches remanentes en una matriz de zona desmontada y destinada a la agricultura extensiva.

Diseño

En un área bajo cultivo extensivo se seleccionaron cuatro áreas con remanentes de bosque nativo. Con el plantado de postes entre mayo y junio de 2013 se excluyó la agricultura en el área perimetral de dos de ellas a 30 m aproximadamente desde el borde.



Figura1. Imágenes satelitales del área de estudio. Izquierda: previa a la exclusión. Derecha: posterior a la exclusión.

En diciembre de 2014, para las cuatro isletas se trazaron transectas en faja fijas de cuatro metros de ancho hacia los cuatro puntos cardinales, aproximadamente 35 metros desde el borde de la isleta. Cada transecta de las isletas con exclusión se proyectó 30 metros más hacia el área sembrada para relevar la regeneración bajo esa condición, se asumió que allí no alcanza la influencia de las isletas y a su vez posibilitaba ubicar el lugar exacto para las sucesivas mediciones.

En diciembre de 2014 y 2015 se registró especie de cada renoval de leñosa en un sistema de coordenadas (distancia a la línea media de la transecta y distancia sobre la línea de la transecta) para posibilitar su monitoreo.

La última intervención agrícola en la zona de estudio fue realizada en el mes de diciembre de 2014, luego de realizado el primer muestreo. Posteriormente las actividades de agricultura fueron suspendidas permanentemente por orden del ministro de defensa.

Análisis de datos

Se calculó la cantidad de renovales por hectárea de cada especie registrada en 27 transectas. Por no tener todas las transectas el mismo largo, para este cálculo se consideraron los primeros 25 m para las condiciones borde de isleta con exclusión (BCE) y sin exclusión (BSE). Además se calculó la cantidad de renovales por rango de 5 m de distancia al borde de la isleta. Se calculó porcentaje de mortandad de los renovales relevados en el primer año. Se calculó el reclutamiento de renovales para el periodo entre muestreos. Para cada fecha y condición, teniendo en cuenta todos los renovales de leñosas presentes, se calculó el índice de diversidad de Simpson: $Indice\ de\ simpson = 1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N}\right)^2$, donde S es el número total de especies, n_i individuos por especie y N el total de individuos presentes.

Se probó la normalidad de las variables y se realizaron ANAVAS para determinar diferencias estadísticamente significativas entre orientación de transectas, y entre áreas BCE, BSE y agricultura alejada del borde de las isletas (NB).

Resultados

El 96 % de los renovales encontrados en los muestreos realizados en cada fecha, está representado por las especies *G. decorticans*, *S. fasciculatus* y *A. quebracho-blanco*. El otro 4 % está compuesto por 8 especies, cada una con menos del 1%: *Maytenus spinosa* (Griseb.) Lourteig & O'Donnell, *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm., *Acacia aroma* Gillies ex Hook. & Arn., *Acacia atramentaria* Benth., *Acacia caven* (Molina) Molina, *Condalia microphylla* Cav., *Prosopis* sp y *Jodina rhombifolia* (Hook. & Arn.) Reissek. Es por ello que en los resultados se detalla cada una de las tres especies más numerosas, sin dejar de lado al resto al incluirlas en la variable total de renovales por hectárea y en el índice de diversidad. La prueba de normalidad de Shapiro-Wilks modificado evidencia que todas las variables mencionadas no son normales.

Se realizaron análisis de la varianza Kruskal-Wallis para las dos fechas de relevamiento de las transectas fijas. No existen diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) para total de renovales por hectárea según la orientación cardinal de las transectas en BCE y BSE (Tabla 1). Para *A. quebracho-blanco*, se observa una tendencia a mayor cantidad de individuos por hectárea hacia el sur y al norte de las isletas.

Tabla 1. Número de renovales por hectárea, totales y por especie, discriminadas por orientación cardinal, períodos 2014 y 2015.

Renovales (Individuos/ha)	Año	ANAVA Kruskal Wallis	Media			
		p valor	Norte	Sur	Este	Oeste
Total	2014	0,7742	3040	3900	2580	2600
	2015	0,7036	3400	4300	3800	3000
<i>A. quebracho-blanco</i>	2014	0,2013	1360	1780	720	425
	2015	0,2893	1420	1760	760	500
<i>G. decorticans</i>	2014	0,9273	1340	1740	1700	1475
	2015	0,8068	1580	2080	2480	1825
<i>S. fasciculatus</i>	2014	0,4304	340	380	160	700
	2015	0,9272	400	460	560	675

Las diferencias en la cantidad renovales en las cuatro orientaciones son menores en el 2015 comparado con el 2014, el cese de la agricultura afectaría la dinámica de establecimiento de las especies.

En relación a los tratamientos, los resultados del ANAVA (Tabla 2) muestran que los patrones de diferencias y semejanzas entre las condiciones para las variables analizadas se mantuvieron constantes para ambas fechas relevadas. A un año de haber cesado la agricultura, en NB *G. decorticans* y *S. fasciculatus* siguen ausentes e inclusive disminuye el número de *A. quebracho-blanco*, por el contrario, todos los renovales aumentan en cantidad en BCE y BSE.

Tabla 2. Promedio de renovales por tratamiento y especie, períodos 2014 y 2015.

Renovales (Individuos/ha)	Año	ANAVA Kruskal Wallis (p-valor)	Comparación de medias ($p < 0,01$)		
			NB	BSE	BCE
Total	2014	0,0001	94 a	2320 b	3867 b
	2015	0,0002	63 a	3060 b	4322 b
<i>A. quebracho-blanco</i>	2014	0,0043	73 a	600 a	1667 b
	2015	0,0010	42 a	700 a	1633 b
<i>G. decorticans</i>	2014	0,0019	0 a	1600 b	1533 b
	2015	0,0017	0 a	2160 b	1822 b
<i>S. fasciculatus</i>	2014	0,0007	0 a	120 a	667 b

2015	0,0008	0 a	200 a	867 b
------	--------	-----	-------	-------

Nota: Medias con letra común no son significativamente diferentes.

Teniendo en cuenta el número total de renovales por hectárea en 2014 y 2015, BCE cuenta con 41 y 68 veces más renovales que NB y 1,7 y 1,4 veces más que BSE respectivamente para cada fecha. La condición BCE se diferencia en todos los casos de NB, pero solo para *A. quebracho-blanco* y *S. fasciculatus* se diferencia de BSE. *G. decorticans* y *S. fasciculatus* no fueron encontrados en NB.

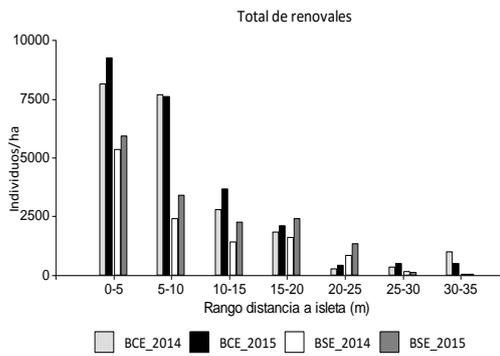


Figura 2. Cantidad total de renovales por rango de distancia al borde de la isleta con (BCE) y sin exclusión (BSE), para 2014 y 2015.

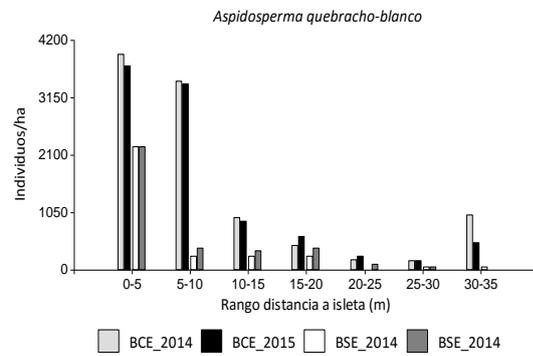


Figura 3. Cantidad de renovales de *A. quebracho-blanco* por rango de distancia al borde de la isleta con (BCE) y sin exclusión (BSE), para 2014 y 2015.

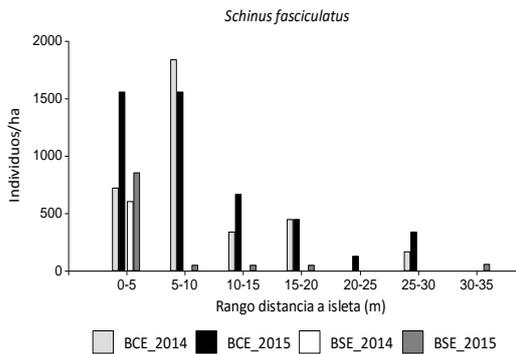


Figura 4. Cantidad de renovales de *S. fasciculatus* por rango de distancia al borde de la isleta con (BCE) y sin exclusión (BSE), para 2014 y 2015.

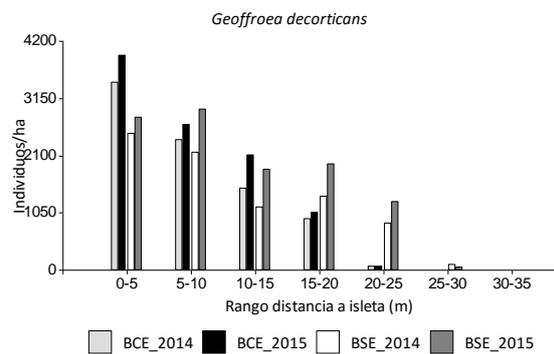


Figura 5. Cantidad de renovales de *G. decorticans* por rango de distancia al borde de la isleta con (BCE) y sin exclusión (BSE), para 2014 y 2015.

En las Figuras 2, 3 y 4 se puede observar que en BCE la caída abrupta de densidad de renovales a medida que nos alejamos del borde ocurre a los 10 m, mientras en BSE es a los 5 m.

En el año 2014, en BSE *S. fasciculatus* está presente hasta los 0,56 m desde la isleta; en cambio avanza hasta los 8,75 m en BCE. En la Figura 4 se observa su ausencia a mas de 5 metros en BSE para el 2014, apareciendo de forma escasa en el 2015. Por el contrario *G. decorticans* esta presente en ambas condiciones con un patrón similar, reduciendo gradualmente la densidad a medida que nos alejamos del borde, sin una caída abrupta como con las otras especies.

El 78% y 66% de los renovales presentes en NB en el 2014 (94 individuos/ha) y 2015 (63 individuos/ha) respectivamente, son *A. quebracho-blanco*, el resto está compuesto

equitativamente por *C. ehrenbergiana* y *A. aroma*. Solo estas tres especies fueron encontradas en esa área.

A un año de cese de la actividad agrícola (2015), la cantidad total de renovales aumentó un 12% en BCE, 32% en BSE y disminuyó 33% en NB.

En el período entre diciembre 2014 y diciembre 2015, no hubo reclutamientos en el área NB. La prueba de Krustal-Wallis no evidencia diferencias significativas entre el reclutamiento en BCE y BSE para *G. decorticans* ($p=0,6594$) (Figura 6). Lo mismo ocurrió con *A. quebracho-blanco* ($p=0,2123$) si bien se ve una marcada tendencia siendo mayor el valor para BCE (357 individuos/ha) que para BSE (186 individuos/ha) (Figura 6). Por el contrario si hay diferencias significativas ($p=0,0154$) para *S. fasciculatus*, siendo mayor en BCE (493 individuos/ha) que en BSE (71 individuos/ha) (Figura 6).

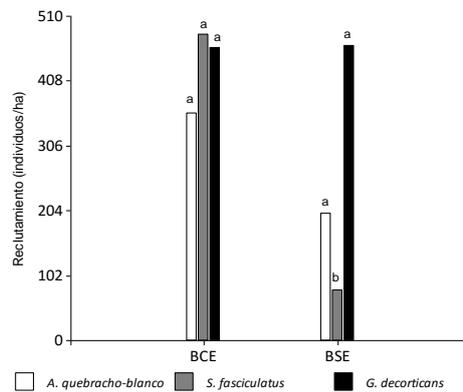


Figura 6. Reclutamiento por tratamiento y por especie en el período diciembre 2014 a diciembre 2015. Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre los tratamientos para cada especie.

El porcentaje de mortandad (Figura 7) promedio de *A. quebracho blanco*, medido para el mismo período que para reclutamiento, es de 42% en NB, 26% en BSE y 16% en BCE, siendo no significativas esas diferencias ($p=0,7361$). *G. decorticans*, ausente en NB, presenta bajos porcentajes de mortandad tanto para BSE (4%) como para en BCE (7%). *S. fasciculatus*, también ausente NB, presento 25 % mortandad en BCE y 8% en BSE.

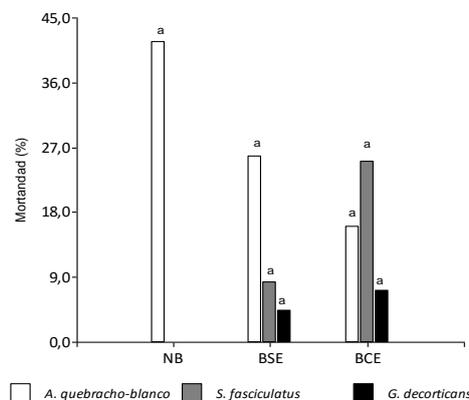


Figura 7. Porcentaje de mortandad por especie y tratamiento entre diciembre 2014 y diciembre 2015. Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre los tratamientos para cada especie.

Existen diferencias estadísticamente significativas para el Índice de diversidad de Simpson para las tres condiciones evaluadas para 2014 ($p=0,0009$) y 2015 ($p=0,0012$), diferenciando a NB de las otras dos condiciones (Figura 8). Al realizar el ANAVA solo con BCE y BSE, también la diferencia es significativa para 2014 ($p=0,0295$) y 2015 ($p=0,0172$).

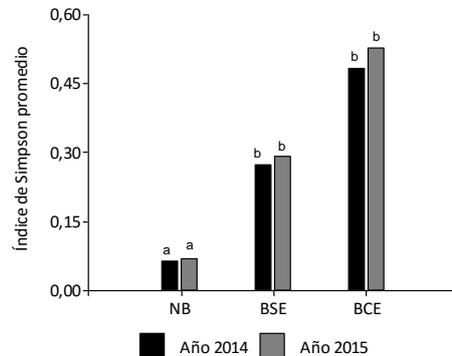


Figura 8. Índice de diversidad de Simpson promedio, por año y tratamiento. NB: no borde; BCE: borde con exclusión; BSE: borde sin exclusión. Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre los tratamientos para cada año.

Discusión

Al analizar los resultados de densidad de renovales teniendo en cuenta la orientación cardinal de las transectas, no se detectó ninguna diferencia significativa. Solo se evidencia una tendencia de mayor densidad de *A. quebracho-blanco* en las transectas del norte y del sur. Las semillas de esta especie muestran sensibilidad frente al efecto de los vientos por ser aladas (De Noir et al., 2002), pudiendo explicar la mayor densidad de propágulos hacia el sur o norte coincidentes con los vientos predominantes nor-noreste y sur.

Las especies que mostraron una clara mayor aptitud para desarrollarse en áreas bajo disturbio relevadas fueron *G. decorticans*, *S. fasciculatus* y *A. quebracho-blanco*, representando el 96% del total de renovales encontrados.

Estos resultados indicarían que *Schinus fasciculatus* es una especie promisoría para ser utilizada en restauración de áreas degradadas, así también lo establecen Natale et al (2014), quienes determinaron que es una especie que germina con facilidad, es sumamente resistente a la sequía, presenta una supervivencia del 66,6 % y puede alcanzar una altura promedio de 34 cm en un año.

S. fasciculatus y *G. decorticans* no mostraron tolerancia a los efectos de la agricultura y necesitarían la protección de la isla para prosperar, ya que están ausentes en NB.

Es clara la diferencia entre el BCE y BSE en cuanto a la densidad de renovales cuya regeneración depende principalmente de semillas, *S. fasciculatus* y *A. quebracho-blanco*. La regeneración de estas especies leñosas se vio favorecida ante la exclusión de prácticas agrícolas en áreas aledañas a isletas de bosque. Las figuras 2 a 4 muestran como el efecto de las isletas en BCE es ejercido hasta los 10 metros, distancia donde cae abruptamente la densidad de renovales, en contraposición a BSE que cae a los 5m. No se observó lo mismo para *G. decorticans*, especie que inclusive mostró mayor número de renovales en BSE, quizás debido a que el laboreo de la maquinaria agrícola dañe sus raíces y favorezca la regeneración, si bien impida que prospere en tamaño. Además esta especie muestra patrón similar de densidades en el rango de distancia al borde en BCE y BSE (Figura 5).

Los resultados de reclutamiento para el periodo 2014 - 2015, tiempo durante el cual todas las áreas ya estaban sin agricultura, BCE y BSE muestran medias iguales para *G. decorticans* y mayores en BCE para *A. quebracho-blanco* y *S. fasciculatus*, siendo significativas para este último. Se podría esperar que ante el cese del disturbio, estas áreas no se diferencien en reclutamiento. Los efectos de la actividad agrícola no cesarían inmediatamente junto con su interrupción y a medida que avanza el tiempo en la sucesión secundaria se incrementarían los reclutamientos de las especies. Tanto la distancia al borde de las isletas como el tiempo de exclusión influirían en este proceso.

La distribución espacial de *G. decorticans* es muy heterogénea lo cual determina mucha variación entre los valores mínimos y máximos obtenidos en las transectas para cada condición. Esto estaría explicado por su sistema de reproducción, raíces gemíferas, que determinan su concentración en parches y su distribución a modo de islas en el paisaje (Burkart, 1949). Es notable la dinámica de distribución de *G. decorticans* gracias a su sistema de propagación, ya que su expansión es mucho más importante que las otras especies en cuanto a rapidez y área de dispersión, lo que hace suponer que esta especie puede ser clave en los primeros momentos de la sucesión, luego de las exclusiones o del abandono de áreas agrícolas, como especie forestal pionera y formadora de suelo (Karlin, 2013), preparando el terreno para la instalación de otras especies forestales con diferentes requerimientos para su desarrollo. Esta especie tiene la capacidad de recuperarse a disturbios de gran magnitud siempre que sus raíces se mantengan resguardadas, lo cual permite una rápida recuperación del pool de renuevos, lo que hace a esta población altamente resiliente. Las raíces gemíferas y las plantas de ellas derivadas, son las que expanden radialmente las colonias, pudiendo conformar una intrincada red. Echeverría y Collado (2001) calcularon el crecimiento radial anual de un grupo de isletas de *G. decorticans* para determinar el ritmo de avance, los dos métodos utilizados determinaron un crecimiento radial promedio de 3,11 m.año⁻¹ y 3,07 m.año⁻¹.

La muy baja densidad de renovales en NB a un año de cese de la agricultura podría deberse a que según Lewis et al. (2004), en estos ambientes disturbados se da una importante proliferación de herbáceas, que terminan cubriendo totalmente la superficie y ganan en la competencia por los recursos a los renovales de leñosas. A esto se le suma que en sistemas de bosques, las semillas de los árboles suelen estar ausentes en el suelo, o si están presentes forman bancos transitorios de menos de un año o a lo sumo persistentes a corto plazo (Ferri et al, 2009). Como por ejemplo el caso *A. quebracho-blanco*, cuyas semillas permanecen viables en el suelo durante poco tiempo y se degradan fácilmente, siendo su estrategia formar bancos de individuos juveniles (Barchuk y Díaz, 2000).

En el banco de semillas de un relicto de espinal en Córdoba, Ferri y colaboradores (2009) encontraron solamente tres especies leñosas (2 árboles, uno de ellos exótico, y 1 arbusto), el resto fueron plantas herbáceas, y las familias más numerosas resultaron Poaceae y Asteraceae. Las especies leñosas dominantes en la vegetación no se encuentran en el banco de semillas, el cual proveyó las especies pioneras luego del cese de la agricultura, por ello la ausencia de reclutamiento en NB.

En esta transición sería primordial evaluar el efecto de la presencia de ganado con una carga adecuada que consuma el estrato herbáceo y posibilite una redistribución de los recursos (espacio, luz y agua entre otros) que beneficie a los renuevos de especies leñosas.

Se evidencian como leñosas pioneras a *A. quebracho blanco*, *S. fasciculatus* y *G. decorticans*. Siendo las dos primeras a partir de semillas y la última por raíces gemíferas. La reproducción

asexual de *G. decorticans* permitiría un avance de menor distancia pero más eficiente en cuanto a supervivencia, tal como lo muestran sus bajos porcentajes de mortandad y los altos para las otras dos especies.

Es claro también el efecto de la exclusión al tener en cuenta el índice de diversidad, lo cual permite diferenciar significativamente a las tres condiciones, diferencia que se mantiene aún después de haber cesado la gricultura. Aquí también se puede ver cómo tanto el tiempo de exclusión como la exclusión en si afectan la diversidad de las leñosas.

Conclusiones

La exclusión de la agricultura en el borde de isletas permite obtener bosquetes de mayor diversidad y tamaño.

Las especies *G. decorticans*, *S. fasciculatus* y *A. quebracho-blanco* se identificaron como las leñosas pioneras en los procesos de restauración evaluados.

La diversidad de leñosas y el reclutamiento son mayores a medida que avanza el tiempo de exclusión.

Es necesario evaluar la incorporación racional de ganado en el proceso de restauración a fin de controlar las herbáceas tanto para favorecer las leñosas como para reducir el riesgo de incendios.

Bibliografía

- Ávila, R.; Bravo, E.; Breilh, J.; Campaña, A.; Paz-y-Miño, C.; Peña Herrera, L. y J. Valencia, 2007. El sistema de aspersiones aéreas del Plan Colombia y sus impactos sobre el ecosistema y la salud en la frontera ecuatoriana. Comisión Científica Ecuatoriana. Quito, Ecuador. 152 p.
- Barchuk, A.H., Díaz, M.P. 2000. Vigor de crecimiento y supervivencia de plantaciones de *Aspidosperma quebracho-blanco* y de *Prosopis chilensis* en el Chaco árido. *Quebracho* 8: 17-29.
- Burkart, A. 1949. La posición sistemática del " chañar " y las especies del género *Geoffroea* (Leguminosae-Dalbergieae). *Darwiniana* 9 (1), 9-23.
- Capitanelli, R. G. 1979. Clima. En: Vázquez, J. B.; Miatello, R. A. y M. E. Roqué (Eds.). Geografía física de la Provincia de Córdoba. Ed. Boldt. Pp.: 48-138.
- De Noir, F. A.; Bravo, S.; & R.Abdala. 2002. Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano. *Quebracho*, 9: 140-150.
- ECHEVERRÍA, J.C. y COLLADO A. D. 2001. Evaluación del ritmo de invasión del Chañar en San Luis mediante teledetección y SIG. In: PRIMER CONGRESO NACIONAL Y QUINTA JORNADA REGIONAL SOBRE MANEJO DE PASTIZALES NATURALES, Santa Fe. 2001. Acta de Resúmenes, p. 39-40.
- NOY-MEIR, I, MASCO, M., GIORGIS, M. 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 47 (1-2): 119-133.
- Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M., Montenegro, G. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Gráfica Lom. Santiago, Chile. 162pp.
- Freire, R.; Carnevale, N. J.; Alzugaray, C. y M. S. Bueno. Cultivo in Vitro de *Schinus fasciculatus* (Griseb) JM Johnst var. *fasciculatus* (molle). *Revista Colombiana de Biotecnología* 16(2): 169-173.
- Gálvez, J. 2002. La restauración ecológica: conceptos y aplicaciones. Serie de documentos técnicos No. 8. Guatemala. 23pp.

- Karlin, M. S. 2013. Relaciones suelo-planta en el ecosistema Salinas Grandes, Provincia de Catamarca (Argentina). Tesis Doctoral. Escuela para Graduados FCA-UNC.
- Lewis J. P., Prado D. E., Barberis I. M. 2005. Los remanentes de bosques del Espinal en la Provincia de Córdoba. En: La Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Eds: Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi, J. Corcuera, pp.254-260.
- Lewis, J. P.; Noetinger, S.; Prado, E.; Barberis I. M. 2009. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. *Biodivers Conserv* 18:3615–3628.
- Marrs, R. H.; Williams C. T.; Frost A. J. y R. A. Plant. 1989. Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. *Environmental Pollution* 59(1): 71-86.
- Natale, E., Oggero, A. Marini, D., Reinoso, H. 2014. Restauración de bosque nativo en un área invadida por tamariscos *Tamarix ramosissima* en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina *Ecosistemas* 23(2):130-136.
- Noy-Meir, I.; Mascó, M.; Giorgis, M. A.; Gurvich, D. E; Perazzolo, D. y G. Ruiz. 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.
- Primack, R. y Massardo, F., 2001. Restauración ecológica. Pp. 559-582 en R., Primak editores. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.
- SER. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. Tucson, Arizona, Estados Unidos. <http://www.ser.org>.
- Vargas, O. Ed. 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Bogotá, Colombia. 189pp.
- Zak, M. R. 2008. Patrones espaciales de la vegetación de la provincia de Córdoba. Análisis complementario de información satelital y datos de campo. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.