



Facultad de Ciencias
Universidad de la República



PEDECIBA



UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Maestría en Ciencias Biológicas subárea Ecología y Evolución

Efectos de la exclusión de ganado en la regeneración de la comunidad arbórea en bosques serranos de Aiguá (Maldonado, Uruguay)

Lic. Verónica Etchebarne

Fecha defensa: 20/03/2014

Título: Efectos de la Exclusión de Ganado en la Regeneración de la Comunidad Arbórea en Bosques Serranos de Aiguá (Maldonado, Uruguay)

Autor: Verónica Etchebarne (chacha253@gmail.com)

Director de Tesis: Alejandro Brazeiro (ecologiaap@gmail.com)

Tribunal: Dr. Mauricio Bonifacino, Dra. Christine Lucas, Dr. Alvaro Soutullo

Resumen

La conservación de bosque es fundamental para mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que brindan. Diferentes actividades antrópicas han degradado los bosques, entre ellas la ganadería puede tener efectos negativos en su regeneración. El ganado afecta su regeneración al menos de dos maneras: mediante el consumo de plántulas y el pisoteo. El efecto puede ser directamente sobre las plántulas o afectando negativamente las condiciones del suelo. El bosque serrano de Uruguay presenta una larga historia de interacción con el ganado. En varios campos con bosque serrano de la zona de Aiguá (Maldonado) se han realizado exclusiones al ganado como medida de conservación. Esta tesis evaluó el efecto de estas exclusiones al ganado en las condiciones del suelo y en la regeneración arbórea de estos bosques. En seis pares de parcelas con exclusión al ganado y con pastoreo localizadas en áreas cercanas ambientalmente comparables se midieron y compararon las condiciones del suelo y la comunidad arbórea, de árboles jóvenes y de plántulas. Se monitoreó la sobrevivencia de las plántulas de las especies más abundantes en común entre exclusiones y pastoreo, Arrayán (*Blepharocalyx salicifolius*) y Palo de Fierro (*Myrrhinium atropurpureum* var. *octandrum*) durante un año. Las exclusiones presentaron mayor cobertura de mantillo y menor grado de erosión del suelo. La densidad de plántulas y árboles jóvenes fue 20% y 60% mayor en las exclusiones. La comunidad de árboles jóvenes de las exclusiones se diferenció de las parcelas pastoreadas, y favorecieron la presencia de Carne de Vaca (*Styrax leprosus*). La sobrevivencia de ambas especies monitoreadas no presentó diferencias entre exclusiones y pastoreo. Se registró escasa regeneración de dos especies comunes de árboles: Coronilla (*Scutia buxifolia*) y Aruera (*Lithraea brasiliensis*). Se recomienda que las exclusiones sean mantenidas por más tiempo para que la diferenciación de las comunidades continúe y que se incluyan zonas con pastizales para permitir el desarrollo de especies con otros requerimientos.

Abstract

Forest conservation is essential to maintain the biodiversity and ecosystem services these ecosystems provide. Different human activities have degraded forests, particularly there have been negative effects of livestock on the regeneration of forest. Cattle affect regeneration in at least two ways: by browsing and trampling of seedlings. The effect may be direct by affecting seedling or indirect by affecting soil conditions. The hilly forest of Uruguay has a long history of interaction with livestock. In several fields with hilly forest in the area of Aiguá (Maldonado) there were made exclusions to livestock as a conservation measure. This thesis evaluated the effect of these exclusions of livestock in soil conditions and in tree regeneration in these forests. Soil conditions and tree community, saplings and seedlings were measured and compared in six fenced and in six grazed plots. These plots were nearby and environmentally comparable areas. The survival of the most abundant seedlings species that enclosures and grazed plot had in common, Arrayán (*Blepharocalyx salicifolius*) and Palo de Fierro (*Myrrhinium atropurpureum* var. *octandrum*) was monitored for a year. Exclusions had higher coverage of litter and lower degree of soil erosion. The density of seedlings and saplings was 20 % and 60 % higher in the exclusions. The community of saplings at exclusions differed from grazed plots, and promoted the presence of Carne de Vaca (*Styrax leprosus*). The survival of both species did not differ between grazed plots and exclusions. There was poor regeneration of two common tree species: Coronilla (*Scutia buxifolia*) and Aruera (*Lithraea brasiliensis*). It is recommended to maintain the exclusions for longer time to allow continue the differentiation of communities. It is also recommended that the exclusions include grassland areas to allow the development of species with other requirements.

Agradecimientos

Le agradezco:

A mi orientador Alejandro, por todo el trabajo en conjunto realizado y por la oportunidad de poder dedicarme a este grupo de estudio que tanto me interesa.

A todos los miembros del tribunal: Christine, Alvaro y Mauricio, por sus valiosos aportes, el intercambio dinámico que tuvimos y siempre con mucha buena onda e interés. Sus aportes me permitieron ver al tesis de otra manera y ayudaron a mejorarla y llegar a esta versión final.

A los productores Carcecé y Virgina (especialmente a el gran explorador Manuel), Robert y Celia, Eduardo Diano, Eduardo Lazo, Alejandro y Rosa, Peter, Ricardo que me abrieron las puertas y siempre tuvieron buena disposición e interés. A Nicolás Marchand y Eduardo Arballo, que trabajaron para realizar las exclusiones de PPR, brindaron los contactos de los productores y siempre estuvieron a disposición para todo. A Ramiro Pereira que me recomendó contactarme con Lagunas del Catedral.

A Claudia Rodríguez por su apoyo desde el principio, las charlas y la buena disposición todo el tiempo. A Javier Simonetti por su interés y apoyo. Al Grupo de Ecología de Pastizales, por su ayuda y buena disposición.

A los compañeros de Maestría por todo lo que pasamos y compartimos. A los compañeros de la ANP que estuvieron apoyando desde el principio del inicio de la maestría, apoyando con charlas y optimismo. A los compañeros del BEC y SPV, en especial a Federico Haretche, Carolina Toranza, Andrés Rosado y Mercedes Souza por las charlas, interés, buena onda y apoyo logístico. A todos mis amigos que me han apoyado en todas las épocas.

A mi compañero Gonzalo que me ha apoyado en todo y siempre da para adelante. A la familia Ma, Pa, Ga, Jano, Ali, Miguel, los tíos Ethel, Cholo, Cristina, el Tata Juan, la Lala Cucana, Pili, Julio, Tía Isabel, Facundo y Matín que siempre apoyan, preguntan cómo va uno y están ahí para todo. Especialmente a la Lala Reneé que no pudo estar en esta etapa final, ella siempre apoyó y compartió con mucho entusiasmo el amor por la naturaleza.

Por último, a la ANII por la beca de Posgrado POS_2011_1_3408 que permitió realizar esta tesis.

ÍNDICE

Introducción	1
Hipótesis	6
Predicciones	6
Objetivo general	6
Objetivos específicos.....	7
Métodos	7
Área de estudio.....	7
Diseño de muestreo	10
Comunidad arbórea	10
Árboles.....	11
Árboles jóvenes.....	12
Plántulas.....	12
Sobrevivencia de plántulas	12
Características ambientales.....	104
Apertura del dosel.....	14
Cobertura del suelo.....	164
Características químicas y textura del suelo.....	165
Densidad aparente del suelo	166
Caracterización de la comunidad arbórea	106
Índice de Valor de Importancia	166
Equitatividad de Simson.....	168
Análisis estadísticos.....	188
Caracterización ambiental de los sitios.....	188
Apertura del dosel.....	188
Porcentaje de rocosidad	188
Características químicas y textura del suelo.....	199
Árboles.....	189
Efecto de la exclusión al ganado.....	20
Condiciones de la superficie del suelo.....	20
Árboles jóvenes y plántulas.....	21
Sobrevivencia.....	22
Resultados	244
Características ambientales de los sitios	244
Apertura del dosel	24
Rocosidad.....	254
Características químicas y textura del suelo	254
Árboles.....	255
Efectos de la exclusión al ganado.....	30
Condiciones de la superficie del suelo	30
Árboles jóvenes	31
Plántulas	333
Sobrevivencia	35
Discusión	36
Características ambientales de los sitios	36

Efectos de exclusión al ganado	36
Condiciones de la superficie del suelo.....	36
Árboles jóvenes y plántulas.....	368
Sobrevivencia.....	42
Conclusiones	433
Bibliografía	444
ANEXO 1	555
ANEXO 2	588
ANEXO 3	644
ANEXO 4	744
ANEXO 5	76

Introducción

En el marco de la crisis global de la biodiversidad, la regeneración de bosque y su conservación es de gran importancia para su viabilidad, la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que brindan, en particular, la atenuación del cambio climático (Millennium Ecosystem Assessment 2005, FAO 2011). Los bosques, ya sea en su estado natural como fragmentados, tienen una destacada relevancia ecológica (Manning *et al.* 2006). Estos albergan gran diversidad de especies vegetales y animales, ya que brindan refugio y diversos recursos, además son fundamentales para el mantenimiento de interacciones interespecíficas, tales como mutualismos entre plantas-polinizadores o dispersión de frutos y semillas por animales (e.g., Aizen *et al.* 2002, García *et al.* 2010). Los bosques brindan bienes y servicios ecosistémicos fundamentales, como combustibles (leña), alimentos, fijación de carbono, protección del suelo, regulación hídrica y amortiguación climática (Millennium Ecosystem Assessment 2005, FAO 2011).

Los bosques se pueden clasificar según el tipo de vegetación (e.g. coníferas), la estacionalidad de su follaje (e.g. caducifolio), la latitud y el clima. La Organización Mundial para la Naturaleza (WWF) ha clasificado a los bosques naturales teniendo en cuenta tanto la latitud como el clima y el tipo de vegetación (WWF 2014). En este sentido, clasifica a los bosques en tropicales, subtropicales, mediterráneos, templados, de coníferas y montano. Teniendo en cuenta todos los tipos de bosques, estos ocupan un 31% de la superficie terrestre, siendo el 93% bosques naturales y el resto plantaciones forestales (FAO 2010). A pesar de que la deforestación ha bajado de 16 millones por año en los 90's a 13 millones de ha por año entre el 2000 y 2010, sigue siendo una gran amenaza para la conservación de los bosques (FAO 2010). Uno de los principales factores determinantes de la deforestación es la extensión de tierras para la producción agrícola (Millennium Ecosystem Assessment 2005, De Fries *et al.* 2010, FAO 2010, Gibbs *et al.* 2010). Mientras que en el hemisferio norte en general se ha logrado reducir la deforestación, el hemisferio sur ha tenido grandes pérdidas de bosques, en particular Sudamérica ha sido la región que mayor pérdidas de bosque tuvo entre el 2000 y 2010, siendo los bosques tropicales los más afectados (FAO 2012, FAO 2010). Actuando en conjunto con la deforestación, otras grandes amenazas para su conservación son la invasión de especies exóticas, la

sobreexplotación, la contaminación y el cambio climático (Vitousek 1997, Millenium Ecosystem Assessment 2005, Thomas & Packham 2007, Ceballos *et al.* 2009, FAO 2011).

A nivel global se ha demostrado que diversos sistemas boscosos son afectados por el pastoreo, por ejemplo en bosques ribereños (Kauffman & Krueger 1984, Schulz & Leininger 1990), bosques semi-áridos (Belsky & Blumenthal 1997) y bosques subtropicales de montaña (Hernández *et al.* 2000). La introducción de ganado en los bosques puede afectar su regeneración natural y la dinámica de toda la comunidad (Fleischner 1994). Los impactos que tiene el ganado sobre la regeneración arbórea son principalmente debidos al consumo de plántulas palatables y a través del pisoteo (Fleischner 1994). El pisoteo puede dañar directamente las plántulas o árboles jóvenes o afectar de forma negativa el establecimiento de las semillas al dañar la superficie del suelo, compactándolo y aumentando la escorrentía y disminuyendo la disponibilidad de agua para las plantas (Kauffman & Krueger 1984, Yates *et al.* 2000). Asimismo, el ganado puede cambiar la estructura de la comunidad vegetal al disminuir la riqueza y la densidad de plántulas (Fleischner 1994). A su vez, los sistemas pastoreados pueden ser más susceptibles a las invasiones de especies exóticas, debido a que el ganado dispersa sus semillas, abre espacios para colonizar, o disminuye la competencia con especies nativas al reducir sus densidades por consumo (Holmgren 2002, Fleischner 1994). Cada especie de planta va a estar afectada en diferente grado según la vulnerabilidad de cada especie y las preferencias del ganado (Fleischner 1994, Allock & Hik 2004). Asimismo, el impacto que esto pueda tener sobre el bosque dependen del tipo de ganado (por ejemplo, ganado ovino o bovino, edad), su densidad, su patrón de movimiento y uso del predio, de la existencia de rotaciones y en que épocas son hechas, y de la disponibilidad y calidad del forraje (Hall *et al.* 1992, Higgins *et al.* 1999, Mayer 2005, Pollock *et al.* 2005, Fischer *et al.* 2009). Asimismo,

Las exclusiones de los bosques al ganado han demostrado tener diferentes efectos tanto sobre la riqueza, densidad, diversidad de la comunidad de plántulas y árboles jóvenes, como sobre la sobrevivencia de diferentes especies, en muchos casos tendiendo a la recuperación del bosques o las especies de interés (Putman 1996, Cavin *et al.* 2000, Millers & Wells 2003, Dodd & Power 2007, Michels *et al.* 2012). Asimismo, se han registrado

cambios y recuperación en la cobertura de mantillo, cobertura vegetal y propiedades físicas del suelo luego de las exclusiones al ganado (Yates *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002, Dodd & Power 2007). En este sentido, las características del suelo, el reclutamiento y la sobrevivencia de plántulas suelen utilizarse como importantes indicadores del efecto de los impactos humanos en la regeneración de bosques (eg. Benitez-Malvido 1998, Cavin *et al.* 2000), y en particular, han sido utilizados para evaluar la efectividad de medidas de conservación y manejo de hábitat, como la exclusión del ganado (e.g., Cavin *et al.* 2000, Yates *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002, Dodd & Power 2007).

Además de la exclusión, otros factores pueden estar influyendo en el proceso de regeneración. Se ha demostrado que las pasturas abandonadas que previamente presentaban bosque tienen un potencial de recuperación de su estructura y función (Aide *et al.* 2000, Guariguata & Ostertag 2001, Maza-Villalobos *et al.* 2011), favorecidos por la presencia de vegetación boscosa remanente en las pasturas, ya que son fuente de semillas (Guevara *et al.* 1992, Holl 1999, Laborde *et al.* 2008). Otros determinantes de la composición de especies arbóreas en la regeneración son el banco de semillas y el síndrome de dispersión de semillas (Dalling *et al.* 1998, Forget *et al.* 2005, Cousens *et al.* 2008, Maza-Villalobos *et al.* 2011). Luego de establecidas en el sitio, otro factor importante para la persistencia de las especies en el ensamble de plántulas, es su tolerancia al estrés o disturbios (Grime 1977). Asimismo, las características del micrositio, como la disponibilidad de luz, la calidad del mantillo o las propiedades fisicoquímicas del suelo influyen en las especies reclutadas ya que cada especie tiene sus requerimientos particulares para germinar (Carson & Peterson 1990, Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1992, Yates *et al.* 2000, Dalling & Hubbell 2002, Kitajima 2007). Por lo tanto, es fundamental incluir estos factores un mejor entendimiento del proceso de regeneración y en particular para comprender mejor el efecto de las exclusiones sobre la regeneración.

Uruguay posee un 4.4% del territorio con bosques nativos (DGF MGAP-FAO 2010, FAO 2010). Los bosques presentes en Uruguay se pueden considerar subtropicales, y se pueden categorizar en diferentes tipos de bosque según su composición y ambiente donde se desarrollan (Brussa & Grela 2007, Olivera-Filho 2009, Oliveira-Filho *et al.* 2013). Dentro de las formaciones boscosas presentes en Uruguay este estudio se centra en los bosques

serranos, que pueden clasificarse como bosques subtropicales semi-deciduo estacional de laderas bajas ribereñas (Olivera-Filho 2009, Oliveira-Filho *et al.* 2013). Los bosques serranos se desarrollan en zonas serranas, caracterizadas por la alta rocosidad, suelos superficiales y condiciones de deficiencia hídrica (Brussa & Grela 2007). Presentan especies arbóreas y arbustivas xerófilas, con porte achaparrado, espinas y hojas pequeñas (Brussa & Grela 2007). Algunas especies características de estos bosques son Coronilla (*Scutia buxifolia* Reissek), Tala (*Celtis tala* Gillies ex Planch.), Tembetary (*Zanthoxylum rhoifolium* Lam.), Carobá (*Schinus lenticifolius* Marchand) y Guayabo colorado (*Myrcianthes cisplantensis* (Cambess.) O. Berg), entre otros (Brussa & Grela 2007).

Los bosques serranos tienen gran importancia para la biodiversidad debido a la diversidad de especies animales y vegetales que presentan (Arballo & Cravino 1999, González 2001, Azpiroz 2003, Brussa & Grela 2007). Su presencia en las zonas de serranías es muy importante para la conservación de los suelos, vulnerables a la erosión debido a los suelos superficiales y a las pronunciadas pendientes (Duran 1991, Carrere 2001). Las serranías presentan nacientes de cursos de aguas, por lo que es fundamental la presencia de estos bosques en zonas aledañas a los cursos, ya que contribuyen a amortiguar la variabilidad hídrica, retienen nutrientes y partículas del suelo, previenen la erosión de las orillas, y por ende protegen la calidad de agua de las cuencas (Vought *et al.* 1995, Anbumozhi *et al.* 2005). Sin embargo, se ha planteado que la tala, la quema y los cambios en el uso del suelo han alterado y reducido la superficie de los bosques en Uruguay (Carrere 2001). Además muchos de ellos están amenazados por la invasión de especies exóticas animales y vegetales (Brugnoli *et al.* 2009).

Los bosques serranos de Uruguay tienen una larga historia de interacción con la ganadería, cuyo efecto en la regeneración del bosque no ha sido evaluado aún. Según datos del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca del 2009, la ganadería para carne y lana es la actividad que abarca más extensión de superficie agropecuaria del Uruguay, abarcando 13.2 millones de hectáreas de las 16.4 millones de hectáreas destinadas a la actividad agropecuaria (MGAP 2009). Asimismo, la ganadería representa un gran valor económico para el país, estando la carne bovina, leche, cueros y lana dentro de los 15 productos principales de exportación (Uruguay XXI 2013). En Maldonado, donde se desarrolló el

trabajo, presenta el 2% de las cabezas de ganado ovino y bovino del país (DICOSE 2012). Particularmente, la zona donde trabajamos tiene como principal uso el ganadero o ganadero foresta (Achkar *et al.* 2004). Los bosques son utilizados por el ganado para refugio y sombra, son atravesados generando senderos para el acceso a agua, o utilizados como fuente de alimento alternativa (Manning *et al.* 2006, Harvey *et al.* 2011). En muchos casos, suelen ser talados y manejados con fuego, para generar espacios de pradera para el ganado. Esta vulnerabilidad se potencia con el pisoteo y el ramoneo del ganado que compacta el suelo y no permite el crecimiento de las plantas, impidiendo el desarrollo de cobertura vegetal que retenga el suelo y nutrientes. Conservar los bosques en estos sistemas ganaderos es de gran importancia ya que actúan reteniendo los aportes de nutrientes provenientes de la orina y fecas de los animales, así como de los fertilizantes que se utilizan para enriquecer los suelos y potenciar el crecimiento de pasturas (Vought *et al.* 1995, Anbumozhi *et al.* 2005).

En Uruguay existe un adecuado conocimiento sobre la composición florística de los bosques (e.g. Brussa *et al.* 1993, Paz & Bassagoda 1999, Grela & Brussa 2003, Brussa & Grela 2007, Gautreau & Lezama 2009, Piaggio & Delfino 2009, Delfino *et al.* 2011, Ríos *et al.* 2011, Haretche *et al.* 2012), pero es escaso el conocimiento de su ecología (e.g. Bartesaghi 2007, Ríos 2007, Sosa & Brazeiro 2010), y en particular en lo que respecta a la regeneración y sucesión (Baez & Jaurena 2000, Costa & Delgado 2001, Grela 2003, Caballero 2005, Rivas 2005, Ríos 2007, Rodríguez-Gallego 2006). La exclusión al ganado de parches de bosque puede facilitar la regeneración de especies nativas y son una oportunidad para el estudio de la dinámica de bosques (Pigott 1983, Cabin *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002). En Uruguay, existen diferentes experiencias de cercamiento de bosque con el objetivo de excluir al ganado, tanto experiencias por con fines de conservación y uso turístico, así como algunas que formaron parte del programa de Proyecto Producción Responsable (PPR) llevado a cabo por el Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP) de Uruguay con productores privados. Evaluar y documentar experiencias de conservación y sus resultados contribuye a una mejor planificación de futuras medidas de conservación y puede servir como insumo para la toma de decisiones políticas y económicas (Sutherland *et al.* 2004). Por lo tanto, evaluar la capacidad que tienen estos bosques nativos de regenerarse y la efectividad de las exclusiones al ganado

como estrategias de conservación de bosque permite contribuir con evidencia para planificar y evaluar los programas de conservación y apoyar futuras medidas para la regeneración de bosque.

Hipótesis

El ganado, a través del pisoteo, ramoneo, deposición de fecas y orina, dispersión de especies exóticas y selectividad de especies al alimentarse, tiene un efecto negativo en la estructura del suelo y la comunidad vegetal, disminuyendo la riqueza, densidad y diversidad de árboles jóvenes y plántulas arbóreas. Dado su efecto negativo, la exclusión del ganado en los bosques remueve esta presión y contribuye a recuperar las condiciones del suelo (cobertura, densidad aparente y grado de erosión) y disminuir la mortalidad de los árboles jóvenes y plántulas arbóreas.

Predicciones

- Se espera que en las exclusiones mejoren las condiciones del suelo, en particular se espera que aumenten la cobertura vegetal, aumenten la cobertura de mantillo, ramas caídas, disminuyan el grado de erosión, el porcentaje de suelo desnudo y la densidad aparente del suelo en relación a las parcelas pastoreadas.
- Se espera una mayor riqueza de especies, abundancia y equitatividad en la comunidad de árboles jóvenes y plántulas de árboles nativos en las exclusiones que en las parcelas pastoreadas.
- Se espera una mayor sobrevivencia anual de plántulas de dos de las especies más abundantes del ensamble plántulas, el Arrayán, *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg, y el Palo de Fierro, *Myrrhinium atropurpureum* Schott var. *octandrum* Benth., en las exclusiones que en las parcelas con ganado.

Objetivo general

Evaluar el efecto a corto plazo de la exclusión del ganado en las condiciones del suelo y la regeneración arbórea del bosque serrano en la zona de Aiguá (Maldonado).

Objetivos específicos

- Evaluar el efecto de la exclusión del ganado sobre las condiciones del suelo, en particular sobre la cobertura del vegetal, de mantillo, ramas caídas, el porcentaje desuelo desnudo, el grado de erosión y la densidad aparente del suelo.
- Evaluar el efecto de la exclusión del ganado sobre la riqueza, densidad, equitatividad y composición (riqueza y abundancia en conjunto) de especies de árboles jóvenes y plántulas de árboles nativos.
- Evaluar el efecto de la exclusión del ganado sobre la sobrevivencia de plántulas de Arrayán y Palo de Fierro.

Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en las serranías de la zona de Aiguá (Rutas 39 y 109) (Fig. 1), departamento de Maldonado, Uruguay. Se trabajó en seis predios con ganado (Tabla 1), que han implementado áreas de exclusión al ganado (Fig. 2, Anexo 1). Cinco de estos predios implementaron las exclusiones en el marco de proyectos prediales impulsados por el Proyecto Producción Responsable (PPR) del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. El otro predio es una estancia turística llamada Lagunas del Catedral. Los predios se encuentran en la unidad paisajística Sierras cristalinas- metamórficas (Achkar *et al.* 2004), perteneciente a la región de Sierras del Este, cuya formación vegetal se continúa con las formaciones serranas del Sur de Brasil (Chebataroff 1942, Grela 2004, Gautreau & Lezama 2009). Cuatro de los campos tienen suelos Phaeozems Háplicos, y dos Leptosoles dístricos (Tabla 1, FAO-UNESCO 1971–1981). La zona se caracteriza por una temperatura media de 16.0 °C y una precipitación media acumulada entre 1100-1200 mm (Dirección Nacional de Meteorología 2012).

Las exclusiones al ganado implementadas por PPR varían entre media y treinta hectáreas (Tabla 1) y están demarcadas con alambrado de 6 hilos, asimismo los campos presentan alambre eléctrico cercando todo el campo. La estancia turística Lagunas del Catedral cuenta con 100 ha de área natural protegida con exclusión de ganado (alambrado

convencional). Esta área protegida dentro del predio es utilizada para realizar caminatas por un sendero señalizado. Los predios han sido excluidos desde diferentes fechas, los de PPR desde 2008-2009 y la estancia turística desde el año 1995. Todas las clausuras excluyeron al ganado ovino y vacuno pero no a otros herbívoros nativos o liebres. Los predios con proyectos de PPR presentan ganado principalmente ovino, aunque también poseen un menor número de cabezas de ganado vacuno. El uso principal del predio de Lagunas del Catedral es turístico aunque también presentan ganadería.

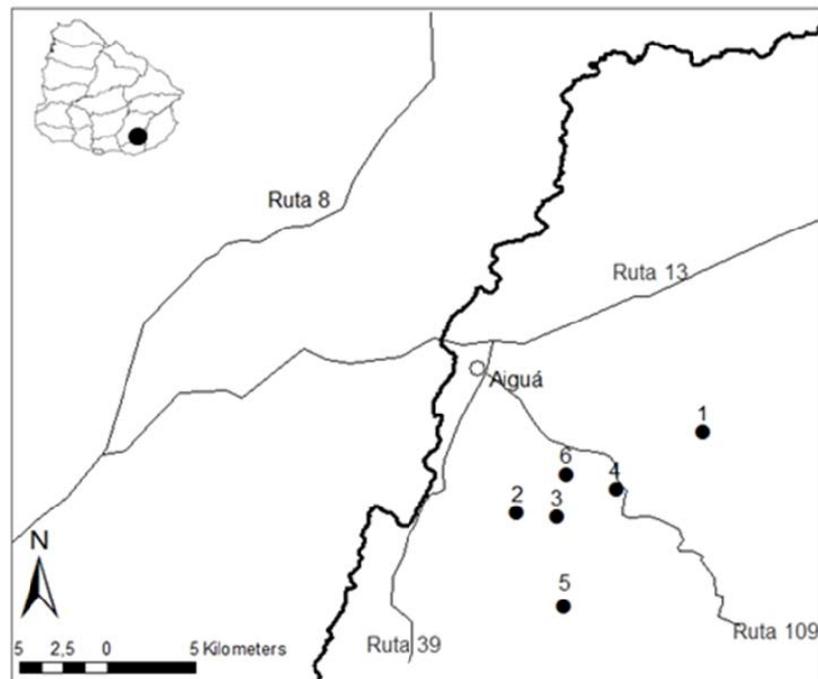


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo. Los círculos negros indican los seis predios de estudio.

Tabla 1. Ubicación y características de los sitios de estudio. DG: Densidad de ganado, 1 UG equivale a una vaca de cría o 5 ovejas de cría. El tamaño de las exclusiones es aproximado.

Sitio	Coordenadas		DG (UG/ ha)	Rotación del ganado	Tipo de suelo (FAO- UNESCO 1971-1981)	Tamaño de la exclusión (ha)
	Latitud	Longitud				
1	34°14'36"S	54°38'36"W	0.3 a 1.4	0.3 UG/ha en invierno. Tres meses sin ganado. Luego rota cada 2 o 3 semanas 1.4UG/há.	Leptosoles dísticos	30
2	34°17'2"S	54°44'19"W	0.8	No	Phaeozems Háplicos	0.5
3	34°17'8"S	54°43'6"W	1.09	No	Phaeozems Háplicos	1
4	34°16'16"S	54°41'14"W	0.5	No	Leptosoles dísticos	0.5
5	34°19'55"S	54°42'56"W	1.1	Cada 15 días entre cuatro potreros	Phaeozems Háplicos	100
6	34°15'52"S	54°42'51"W	0.86	Tres meses sin ganado en invierno.	Phaeozems Háplicos	0.5



Figura 2. A- Área con exclusión al ganado. B- Área con acceso libre al ganado.

Se realizó una caracterización ambiental de los sitios para determinar que no hubiera diferencias en algunas características ambientales entre exclusiones y pastoreo que pudieran afectar la interpretación del efecto de las exclusiones. Para esto se evaluó la existencia de diferencias en la apertura del dosel, el porcentaje de rocosidad, el pH, contenido de cationes, materia orgánica y textura del suelo y la comunidad de árboles (especies con mayor valor de importancia, riqueza, densidad, equitatividad y composición – integrando datos de abundancia por especie-).

Para determinar el efecto de las exclusiones en las condiciones del suelo se evaluó la existencia de diferencias en la cobertura vegetal del suelo, la cobertura de mantillo y ramas caídas, el porcentaje de suelo desnudo, el grado de erosión y la densidad aparente del suelo. En cuanto a la comunidad de árboles jóvenes y plántulas se evaluó si habían diferencias en las especies de mayor valor de importancia entre exclusiones y pastoreo y con respecto a la comunidad de adultos. Se evaluó también si existían diferencias en la riqueza, densidad, equitatividad, en la composición y en la presencia de diferentes especies entre exclusiones y pastoreo para árboles jóvenes y plántulas. Asimismo, se evaluó si existen diferencias en la sobrevivencia de plántulas de Arrayán y Palo de Fierro.

Diseño de muestreo

Comunidad arbórea

Los muestreos para caracterizar la comunidad arbórea se realizaron entre setiembre y octubre de 2012, en 12 parcelas (seis con exclusión al ganado y seis con ganado) ubicadas dentro de parches de bosque. Los muestreos se realizaron en un área de 50 x 50 m, con una grilla de cuadrantes de 5 x 5m (Fig. 2). Se eligieron al azar cinco cuadrantes de esa grilla para realizar los muestreos. Se eligió el tamaño de 50 x 50 m debido a que era el tamaño máximo aproximado que podía utilizarse en uno de las parcelas de menor tamaño. En el caso de las zonas pastoreadas, algunos parches de bosque no llegaban a ese tamaño, por lo que se muestrearon varios parches para llegar a muestrear cinco cuadrantes de 5 x 5m. Al no existir información de la comunidad arbórea antes de las exclusiones se comparó la comunidad arbórea entre parcelas con exclusión al ganado y parches aledaños pastoreados de similares condiciones ambientales. Se asumió que ambas parcelas eran comparables ya que previo a la exclusión tenían el mismo o similar régimen de ganado.

Dentro de estas parcelas se midió la riqueza y densidad de la comunidad arbórea, de árboles jóvenes y plántulas, utilizando diferentes medidas de cuadrantes según la categoría. Asimismo se evaluó la sobrevivencia de plántulas de Arrayán y Palo de Fierro.

La comunidad arbórea se evaluó a tres niveles: árboles, árboles jóvenes y plántulas. Fueron considerados árboles aquellos individuos que sobrepasaron 1.30 m de altura y árboles jóvenes aquellos individuos que medían entre 0.51 y 1.30 m de altura. Esta división fue arbitraria y meramente operativa, ya que ambas categorías pueden florecer y fructificar, y por consiguiente considerarse adultos desde el punto de vista de la madurez sexual. Se consideraron como plántulas arbóreas aquellos individuos de especies arbóreas entre 0.10 y 0.50 m de altura. Esta división se realizó debido a las condiciones particulares del sitio de estudio ya que no hay un consenso sobre esta división, dependiendo en todos los casos del sitio de estudio (Newton 2007; Nicotra *et al* 1999, Spooner *et al* 2002, Pollock *et al.* 2005, Díaz & Armesto 2007). Se consideraron los individuos mayores a 0.10 m debido a la dificultad de identificación de los individuos de menor tamaño. Asimismo, durante el primer período posterior a la emergencia la sobrevivencia es muy susceptible a muchos factores externos al ganado, como la desecación, los patógenos, la herbivoría por otros animales y la competencia con la vegetación existente (Kitajima 2007). Se consideró el límite de altura de 0.50 m dado que en nuestra flora las especies arbóreas de 0.50 m pueden estar produciendo flores y frutos considerándose entonces adultos; en particular en bosques serranos que tienen un desarrollo achaparrado.

Árboles

Para determinar la riqueza de especies y la abundancia de árboles se realizaron muestreos en cinco cuadrantes de 5 x 5 m (Fig. 2) en cada una de las 12 parcelas (en total 60 cuadrantes para cada tratamiento) (modificado en base a: Cavin *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002, Sutherland 2006, Newton 2007). Se registró la identidad (especie) de cada individuo y el diámetro a la altura del pecho (DAP) de todos los árboles enraizados dentro del cuadrante para describir la estructura de DAP de la comunidad de adultos (Newton 2007).

Árboles jóvenes

Los datos de riqueza y abundancia de árboles jóvenes se obtuvieron utilizando 5 cuadrantes de 2 x 2 m (en total 60 cuadrantes para cada tratamiento) (modificado en base a: Spooner *et al.* 2002, Sutherland 2006, Newton 2007). Cada cuadrante estuvo anidado en los cuadrantes de 5 x 5 m utilizados para la descripción de árboles (Fig. 2). Se registraron las especies encontradas y su altura (Spoonner *et al.* 2002, Newton 2007).

Plántulas

En cuanto a las plántulas, se obtuvieron los datos de riqueza y abundancia a partir de 10 cuadrantes de 1 x 1m (modificado en base a: Dalling & Hubbell 2002, Beckage & Clark 2003), anidados en cada cuadrante de 5 x 5 m utilizado para las mediciones de árboles (en total 120 cuadrantes para cada tratamiento) (Fig. 2). Se registró la especie y altura de cada plántula (Sutherland 2006, Newton 2007). Se consideraron como individuos propiamente dichos aquellos en los que no se observaba ninguna conexión entre tallos vecinos a nivel del suelo o justo por debajo del suelo (Chazdon *et al.* 1998).

Sobrevivencia de plántulas

Para evaluar la sobrevivencia se intentó seleccionar una especie típica del bosque serrano de la zona con niveles de abundancia altos, presente en las exclusiones y las zonas pastoreadas y presente en todos los campos, con el objetivo de contar con un número suficiente de individuos de una única especie para poder comparar el efecto de las exclusiones en la sobrevivencia (Cornelissen *et al.* 2003). La selección de esta especie se hizo luego de tener los datos de abundancia del muestreo de plántulas. Sin embargo, luego de tener los datos del muestreo de la comunidad de plántulas, no se pudo seleccionar una sola especie ya que no había ninguna que estuviera en alta abundancia, presente en exclusión y en pastoreo en todos los campos. Es por esto que se seleccionaron dos especies, el Arrayán que estaba presente en alta abundancia en exclusión y pastoreo en cuatro campos y el Palo de Fierro, presente en alta abundancia en exclusión y pastoreo en los restantes dos campos.

Los individuos fueron marcados entre el 20 y 21 de octubre de 2012 y su sobrevivencia fue monitoreada a los 5 (25-26 de marzo) y a los 12 meses (28-29 de octubre de 2013). La cantidad de individuos marcados fue ajustada luego de tener los datos de abundancia del muestreo de plántulas, siendo un número de individuos factible a encontrar en todos los campos y con el objetivo de que en ningún campo quedaran un número menor o mayor de individuos marcados. Finalmente se amrcaron en total 30 plántulas por parcela fue de 30 (180 para cada tratamiento). Sin embargo, al monitorear la sobrevivencia a los 5 meses, se advirtió que una de las exclusiones había sido eliminada, por lo que fue removida del análisis. Por lo tanto, la sobrevivencia fue evaluada solo en 10 parcelas (cinco exclusiones y cinco parcelas pastoreadas) en vez de en 12. El total de plántulas marcadas disminuyó entonces de 180 a 150 para exclusión y para pastoreo. Los individuos no fueron marcados directamente, para no afectarlos ni hacerlos más atractivos a cualquier herbívoro. Para esto se localizaron cuadrantes de 1m² delimitados con estacas. Se contó la cantidad de individuos de la especie seleccionada dentro del cuadrante, localizándose tantos cuadrantes como fueran necesarios para que llegaran a abarcar el número total de 30 individuos. Se diferenció una estaca del cuadrante para considerarla como referencia y registrar la posición de cada plántula en el cuadrante a través de las coordenadas espaciales (eje x-y) de cada individuo, así como su altura, para facilitar su identificación en los siguientes muestreos (Bullock 1996, Newton 2007).

En cada monitoreo se localizaron las plántulas según las coordenadas y se registró si estaban vivas o no. Para tener un control de las causas de muerte para poder interpretar los resultados de la sobrevivencia en cada monitoreo se registraron los daños o la causa de la muerte, modificando la clasificación de Alvarez-Clare & Kitajima (2009). Las categorías utilizadas para codificar causas de muerte fueron: ausencia de plántula, marchita, quebrada, herbivoría (aparentemente por vertebrados, incluyendo el ganado) o aplastada por material vegetal caído (e.g. ramas, tronco).

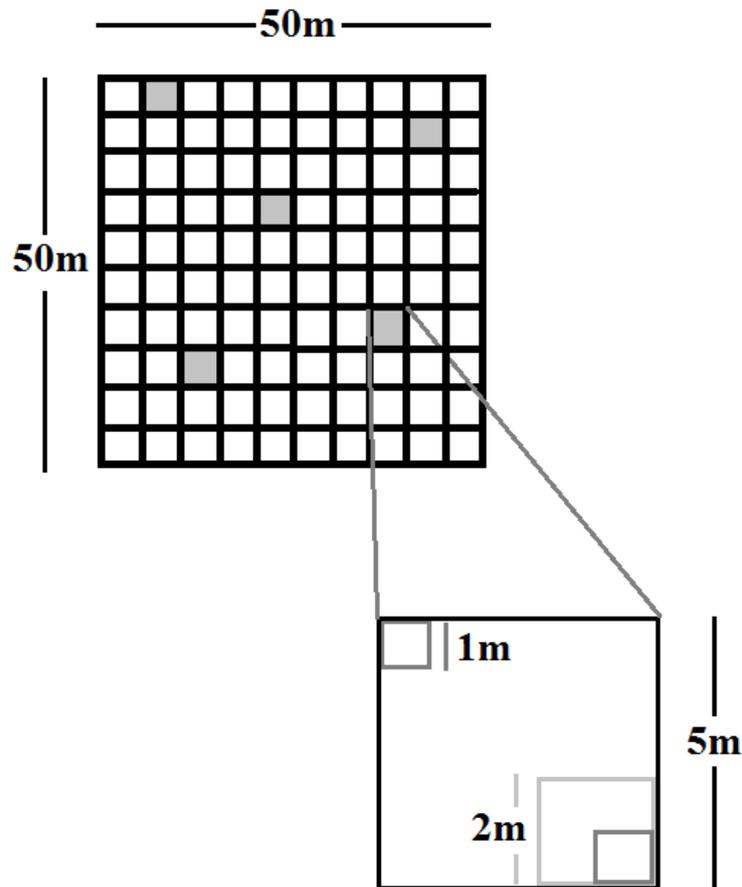


Figura 2. Diseño de cuadrantes utilizado para los muestreos de árboles. Los cuadrantes rellenos de gris representan los cuadrantes de 5 x 5 m utilizados para los muestreos de la comunidad de árboles. Luego se muestra en detalle los cuadrantes contenidos en el de 5 x 5 m: un cuadrante de 2 x 2m utilizado para el muestreo de árboles jóvenes (gris claro) y dos cuadrantes de 1 x 1 m (gris oscuro) utilizados para el muestreo de plántulas.

Características ambientales

Apertura del dosel

Para dar cuenta de la luz que llegaba a cada uno de los cuadrantes donde se relevó la comunidad de plántulas, se estimó la apertura del dosel con un densiómetro esférico convexo, realizando mediciones a 1.30 m de altura, hacia los cuatro puntos cardinales respecto al centro del punto de muestro (Jennings *et al.* 1999, Newton 2007).

Cobertura del suelo

Para caracterizar las condiciones de la superficie del suelo de los cuadrantes de muestreo en la descripción de la comunidad de plántulas, se midieron la cobertura del suelo, el grado de erosión y la altura del mantillo.

Para la cobertura se utilizaron las categorías de cobertura de Braun-Blanquet (Bullock 1996). Se midió:

- Cobertura vegetal: agrupando en pastos, hierbas, helechos, arbustos y árboles.
- Material vegetal muerto: se estimó el porcentaje de mantillo y de ramas caídas
- Porcentaje de suelo desnudo.
- Porcentaje de rocosidad

El grado de erosión se estimó en función de la presencia de síntomas tales como grietas, escalones, surcos o laminado, y se calificó en 4 niveles; 0: sin erosión, 1: erosión leve, 2: erosión media y 3: erosión alta.

La profundidad del mantillo se midió con regla en cada cuadrante.

Características químicas y textura del suelo

En octubre de 2013 se tomaron muestras de suelo con un cilindro de metal (corer) de 11 cm de profundidad y 5 cm de diámetro. Se tomaron tres replicas para generar muestras compuestas de suelo para caracterizar las cinco exclusiones y cinco sitios pastoreados (no se tomó en los seis pares de exclusión-pastoreo ya que un sitio ya no tenía la exclusión para esta fecha). Estas muestras no coincidieron necesariamente con los cuadrantes utilizados para plántulas. En algunas parcelas se tomaron dos muestras compuestas ya que las condiciones microambientales de los sitios presentaban variación. La textura se determinó por el método de Bouyoucous. Se midió el pH, contenido de cationes intercambiables (P, K, Ca⁺², Mg⁺² y Na⁺) y materia orgánica. Se utilizaron los métodos estándar de análisis de suelo. El pH se determinó por suspensión suelo/agua o suelo/KCl 1N=1/2,5 y electrometría, la bases (Ca, Mg, Na y K) mediante extracción con acetato de amonio pH 7 y absorción atómica. El fósforo se midió por el método de Bray I, la materia orgánica por

el método de Walkey y Black y clorimetría. Los análisis de suelos fueron realizados por el laboratorio UNCIEP, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay.

Densidad aparente

Se determinó la densidad aparente a partir de cinco muestras de suelo por parcela, con un cilindro de metal (corer) de 11 cm de profundidad y 5 cm de diámetro tomadas en octubre de 2013. El volumen fue calculado para cada muestra ya que variaban en profundidad (hasta 3 cm). Las muestras se secaron en estufa a 100°C durante 48 hs y luego se pesaron con una precisión de 0.1 g. A partir de los datos de volumen y masa se calculó la densidad aparente.

Caracterización de la comunidad arbórea

Se determinó la riqueza de especies, la densidad de individuos (total y por especie), el valor de importancia de cada especie y la equitatividad en árboles, árboles jóvenes y plántulas. Los parámetros calculados para árboles se utilizaron para evaluar en qué medida las diferentes muestras pueden considerarse comparables o existen diferencias de partida entre exclusiones y pastoreo difieren que podrían influir en los resultados a nivel de árboles jóvenes y plántulas. En el caso de árboles jóvenes y plántulas estos parámetros fueron utilizados para evaluar los efectos de las exclusiones sobre estos ensambles.

Para determinar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente para determinar la riqueza de especies, se comparó el valor de riqueza registrado con el obtenido a partir de estimadores de riqueza. A partir de las curvas de acumulación de especies, se calcularon como estimadores de riqueza el Chao 2 y el Estimador de Cobertura basado en Incidencia(Incidence based Coverage Estimator ICE, Chazdon *et al.* 1998, Magurran 2004) con el programa EstimateS (Colwell 2013). Se seleccionaron estos índices debido a que son menos sensibles a la densidad y a el agrupamiento de especies y se desempeñan bien con un bajo número de muestras (Chazdon et al 1998). La riqueza observada en cada caso se contrastó con los valores estimados, analizando los intervalos de confianza de las estimaciones.

Índice de Valor de Importancia

Se determinó el Índice de Valor de Importancia (IVI) de árboles, árboles jóvenes y plántulas de cada especie arbórea. El IVI combina la abundancia relativa, frecuencia relativa y tamaño relativo de cada especie en la comunidad (Newton 2007). El tamaño relativo fue el diámetro a la altura del pecho (DAP) en adultos y la altura en árboles jóvenes y plántulas (Newton 2007). La abundancia relativa es la abundancia relativa de la especie con respecto al número total de individuos en la comunidad. La frecuencia relativa es el número de muestras en las que aparece la especie, con respecto al número total de muestras. El tamaño relativo es en base al tamaño total de esa variable en la comunidad (DAP en adultos y altura en juveniles y plántulas) para cada especie.

La *Abundancia relativa* se calculó como:

$$A_{ri} = \frac{A_i}{A_t}$$

A_{ri} = Abundancia relativa de la especie i

A_i = Abundancia de la especie i

A_t = abundancia total de individuos de todas las especies arbóreas

La *Frecuencia relativa* se calculó como: $F_{ri} = \frac{Nm_i}{Nm_t}$

F_{ri} : frecuencia de aparición de la especie i en el total de muestras

Nm_i : número de muestras en la que aparece la especie i

Nm_t : número de muestras total

El *Parámetro de tamaño* se calculó como: $T_{ri} = \frac{\sum T_i}{\sum T_t}$

T_{ri} : parámetro de tamaño

$\sum T_i$: sumatoria de los tamaños de DAP (en adultos)

$\sum T_t$: sumatoria de los tamaños de DAP o altura de todas las especies

El *Valor de importancia* se calculó como: $V = (A_{ri} + F_{ri} + T_{ri}) * 100$

Equitatividad de Simpson

Se calculó la equitatividad de Simpson (Simpson 1949, Newton 2007) para cada parcela. La equitatividad se calculó como:

$$E_{1/D} = \frac{\left(1/\sum p_i^2\right)}{S}$$

Dónde $E_{1/d}$ es la equitatividad de Simpson,

P es la proporción del individuos de la especie i

S es el número total de especies

Análisis estadísticos

Para todos los análisis se utilizó el programa R 2.13.2 (R Development Core Team 2011).

Caracterización ambiental de los sitios

Para determinar si las condiciones generales de los sitios eran similares, y que no estuvieran afectando la interpretación de los efectos de la exclusión del ganado en la comunidad de árboles jóvenes y plántulas, se determinó si existían diferencias en la apertura del dosel, porcentaje de rocosidad y las propiedades químicas del suelo, de textura de los suelos y en la riqueza, densidad, equitatividad y composición de la comunidad de adultos.

Apertura del dosel

Para determinar si existían diferencias en la apertura del dosel entre las exclusiones y las zonas pastoreadas se realizó un modelo lineal generalizado mixto de la familia Binomial con el predio como pendiente aleatoria (función lmer, paquete lme4, Bates et al. 2012) (Tabla 2).

Porcentaje de rocosidad

Se exploraron las eventuales diferencias en el porcentaje de rocosidad entre las exclusiones y las parcelas pastoreadas (Tabla 2). Para esto se aplicó el test no paramétrico de rangos de

Wilcoxon (Wilcoxon Signed-Rank test, función `wilcox.test`, paquete `stats`, R Core Team 2012) (Legendre & Legendre 2002).

Características químicas y textura del suelo

Para determinar si existían diferencias en las propiedades químicas del suelo y la textura entre las exclusiones y el pastoreo se aplicaron test no paramétrico de rangos de Wilcoxon (Wilcoxon Signed-Rank test, función `wilcox.test`, paquete `stats`, R Core Team 2012) (Legendre & Legendre 2002) (Tabla 2).

Árboles

Para determinar si existían diferencias en la riqueza, densidad y equitatividad de árboles se realizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) (Bolker et al. 2009, Zuur et al. 2009) (Tabla 2), utilizando como variable explicativa la exclusión (presencia o ausencia) y como factor aleatorio los predios. El factor *predio* se incluyó como intercepto aleatorio ya que son una submuestra de todos los posibles predios y podría existir similitud entre los datos de las parcelas con y sin ganado de un mismo predio, debido a la proximidad de las parcelas (Zuur *et al* 2010). Para determinar las diferencias en la riqueza se utilizó un GLMM de la familia Poisson debido a que son conteos (función `lmer`, paquete `lme4`, Bates et al. 2012), para las diferencias en densidad un GLMM de la familia Normal (función `lme`, paquete `nlme`, Pinheiro et al. 2012) y para la equitatividad un GLMM de la familia Binomial (función `lmer`, paquete `lme4`, Bates et al. 2012), ya que se tomaron valores entre 0 y 1.

Para determinar si existían diferencias en la composición de árboles entre exclusión y pastoreo que pudieran influir en la composición de árboles jóvenes y plántulas se compararon las comunidades bajo exclusión y pastoreo. Para esto se utilizaron los datos de abundancia de las diferentes especies de árboles presentes por sitio. El método de análisis utilizado fue el análisis de varianza multivariado no paramétrico (NP-MANOVA) (Anderson 2001) (Tabla 2). Los primeros tres pasos de este análisis son los utilizados en los análisis multivariados no paramétricos en general (Clarke 1993, Anderson 2001). Se decidió si era necesario realizar la transformación de los datos de abundancia de especies

por sitio. Las transformaciones evitan que en el análisis se les otorgue peso solo a las especies más comunes, permitiendo que las especies raras contribuyan al análisis (Clarke 1993). En cada caso se utilizó la transformación que se adecuó mejor a los datos. Se seleccionó el coeficiente de similitud Bray-Curtis. Por último, se realizó el NP-MANOVA (función *adonis*, paquete estadístico *vegan*, Oksanen *et al.* 2012) para evaluar las diferencias entre grupos. Este análisis permite obtener la significancia de las diferencias utilizando un análogo multivariado del estadístico F, calculado a través de la distancias de similitud y obteniendo los p-valores de las permutaciones de las observaciones (Anderson 2001).

Tabla 2. Análisis realizados para determinar si existían diferencias en las características ambientales de los sitios. La variable explicativa es la exclusión al ganado.

Variable respuesta	Análisis
Apertura del dosel	GLMM, familia Binomial
Porcentaje de rocosidad	test no paramétrico de rangos de Wilcoxon
Características químicas y textura del suelo	
pH	
contenido de cationes	test no paramétrico de rangos de Wilcoxon
materia orgánica	test no paramétrico de rangos de Wilcoxon
Textura	test no paramétrico de rangos de Wilcoxon
Comunidad de árboles	
Riqueza	GLMM, familia Poisson
Densidad	GLMM, familia Normal
Equitatividad	GLMM, familia Binomial
Composición	NP-MANOVA

Efecto de la exclusión al ganado

Condiciones de la superficie del suelo

Se exploró si exista un efecto de la exclusión al ganado en la cobertura vegetal, mantillo, ramas caídas y suelo desnudo, así como el grado de erosión y profundidad del mantillo.

Para esto se aplicaron test no paramétrico de rangos de Wilcoxon (Wilcoxon Signed-Rank test, función `wilcox.test`, paquete `stats`, R Core Team 2012) (Legendre & Legendre 2002). Para determinar si existían diferencias en la densidad aparente entre las exclusiones y las parcelas pastoreadas se utilizaron GLMM (Bolker *et al.* 2009, Zuur *et al.* 2009) de la familia Normal (función `lme`, paquete `nlme`, Pinheiro *et al.* 2012), tomando como intercepto aleatorio ($1/\text{predio}$). Se exploró gráficamente los datos para corroborar si ajustaban al modelo seleccionado (Zuur *et al.* 2010).

Árboles jóvenes y plántulas

Se evaluaron los efectos de la exclusión al ganado sobre la riqueza, equitatividad, densidad total de árboles jóvenes y plántulas y sobre la presencia de las diferentes especies de árboles jóvenes y plántulas, a través de GLMM (Bolker *et al.* 2009, Zuur *et al.* 2009). En el caso de los árboles jóvenes se los modelos tuvieron como variable explicativa la presencia de ganado (variable categórica). En el caso de las plántulas las variables explicativas fueron la presencia de ganado y la apertura del dosel. El factor predio se incluyó como intercepto aleatorio. En cada caso se exploró gráficamente los datos para detectar la existencia de outliers, heterogeneidad de varianza u otros problemas que pueda generar que los datos no ajusten al modelo seleccionado (Zuur *et al.* 2010). Se exploró si existía sobredispersión para tenerlo en cuenta para modelar (Zuur *et al.* 2007). El modelo final en cada caso fue según el tipo de inferencia que se adecuó mejor a los datos y distribución seleccionada (Bolker *et al.* 2009) e incluyó aquellas variables explicativas significativas (Zuur *et al.* 2007).

El GLMM utilizado para explicar la riqueza de árboles jóvenes y plántulas fue de la familia Poisson (función `lmer`, paquete `lme4`, Bates *et al.* 2012).

En el caso de la densidad, tanto de árboles jóvenes como de plántulas, se exploró el efecto de las exclusiones en la densidad total, así como también dividiendo las densidades según categorías de altura para determinar si había algún efecto según la altura. La altura de las plántulas fue dividida en cuatro categorías de altura: de 0.51 a 0.70 m, 0.71 a 0.90 m, 0.91 a 1.10 m, 1.11 a 1.30 m. En el caso de las plántulas se crearon dos clases: de 0.10 a 0.29 m y de 0.30 a 0.50 m. El GLMM utilizado para determinar si existían diferencias en la

densidad de árboles jóvenes fue de la familia Normal (función lme, paquete nlme, Pinheiro *et al.* 2012), y en plántulas un GLMM de la familia Poisson ya que eran conteos (Zuur *et al.* 2007)..

El modelo utilizado para determinar si había un efecto de las exclusiones en la equitatividad fue un GLMM de la familia Normal, tanto para árboles jóvenes como para plántulas.

Para evaluar el efecto de las exclusiones en la presencia de las diferentes especies se modeló su presencia/ausencia se utilizando un GLMM de la familia Binomial (función lmer, paquete lme4, Bates *et al.* 2012), tanto para árboles jóvenes como para plántulas (Zuur *et al.* 2007).

Se exploró el efecto de las exclusiones en la composición específica de la comunidad tanto de árboles jóvenes como de plántulas. Para esto se utilizaron los datos de abundancia de las diferentes especies presentes por sitio. El método de análisis utilizado fue el análisis de varianza multivariado no paramétrico (NP-MANOVA) (Anderson 2001).

Sobrevivencia

Se calculó la tasa de sobrevivencia por especie y por tratamiento como la proporción de los individuos marcados al inicio del experimento que llegan vivos al final del año, por unidad de tiempo (Krebs 1999).

Para determinar si hubo un efecto de la exclusión en la sobrevivencia de las plántulas se utilizaron GLMM (familia Binomial). La variable de respuesta fue binomial (plántula viva o muerta), como variable explicativa se utilizó la presencia de ganado y como intercepto aleatorio el predio. El efecto de la exclusión de ganado en la sobrevivencia se evaluó integrando los datos de sobrevivencia de ambas especies y de cada especie por separado. Recordar que se utilizaron los datos de 5 pares de exclusión pastoreo ya que en un predio se eliminó la exclusión un poco antes de que se cumplieran los cinco meses.

Tabla 3. Análisis realizados para detectar el efecto de las exclusiones sobre los diferentes parámetros.

Variable respuesta	Variable explicativa	Análisis
Condiciones del suelo		
Cobertura vegetal		
Cobertura de mantillo y ramas caídas	Exclusión al ganado	test no paramétrico de rangos de Wilcoxon
Suelo desnudo		
Altura del mantillo		
Grado de erosión		
Densidad aparente del suelo		
Árboles jóvenes		
Densidad (total y por altura)		GLMM, familia Normal
Riqueza	Exclusión al ganado	GLMM, familia Poisson
Equitatividad		GLMM, familia Normal
Presencia-Ausencia de especie		GLMM, familia Binomial
Composición		NP-MANOVA
Plántulas		
Densidad (total y pro altura)		GLMM, familia Poisson
Riqueza	Exclusión al ganado *apertura del dosel	GLMM, familia Poisson
Equitatividad		GLMM, familia Normal
Presencia-Ausencia de especie		GLMM, familia Binomial
Composición	Exclusión al ganado	NP-MANOVA
Sobrevivencia		
Sobrevivencia total (Arrayán + Palo de Fierro)		
Sobrevivencia Arrayán	Exclusión al ganado	GLMM, familia Binomial
Sobrevivencia Palo de Fierro		

Resultados

Características ambientales de los sitios

Las características ambientales generales de los sitios no presentaron diferencias entre exclusiones y parcelas pastoreadas ($p>0.05$). La apertura del dosel fue muy variable, estando entre 6.8 y 82.94 % en las exclusiones y entre 6.8 y 70.2 % en las parcelas pastoreadas (Fig. 3). Las clases texturales fueron Franco, Franco Arenoso, Franco Arcilloso o Franco Arcillo Arenoso (Tabla 4).

Tabla 4. Propiedades químicas y textura del suelo Promedio con su desvío estándar entre paréntesis.

Característica	Exclusión	Pastoreo
pH H ₂ O	5.70 (0.28)	5.72 (0.37)
pH KCl	4.94(0.30)	4.97 (0.48)
MO (%)	9.49 (7.93)	6.12 (2.41)
P (ppm)	6.14 (2.12)	4.83 (2.14)
K (meq . 100g ⁻¹)	0.68 (0.31)	0.67(0.18)
Ca (meq . 100g ⁻¹)	9.91 (3.94)	8.92 (2.70)
Mg (meq . 100g ⁻¹)	3.14 (1.27)	2.60 (0.74)
Na (meq . 100g ⁻¹)	0.15(0.08)	0.13 (0.04)
Arena (%)	46.86 (9.84)	51.00 (6.45)
Limo (%)	29.57 (5.91)	25.67 (2.66)
Arcilla (%)	23.57 (5.13)	23.33 (4.55)
Texturas	Franco Franco arenoso Franco arcilloso Franco arcillo arenoso	Franco arenoso Franco arcilloso Franco arcillo arenoso

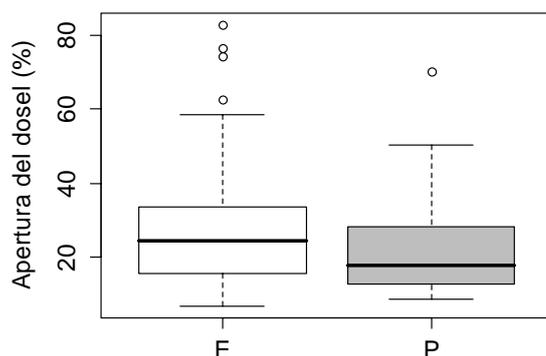


Figura 3. Porcentaje de apertura del dosel para las parcelas con exclusiones (E) y pastoreo (P).

Árboles

Se identificó un total de 20 especies arbóreas pertenecientes a 18 géneros y 13 familias. La riqueza varió entre 7 y 14 especies por parcela, no se registraron diferencias en la riqueza entre exclusiones y pastoreo (Tabla 5, Anexo 2 y 3). La riqueza observada estuvo dentro del intervalo de confianza del 95% de la riqueza estimada por el Índice Chao 2, siendo variable en el caso del ICE, y en general tendió a estabilizarse en un valor (Anexo 3).

La densidad de árboles fue similar para las exclusiones y las parcelas pastoreadas (Tabla 4). En promedio (\pm DS) el 63% (15) de los individuos de las exclusiones y el 57% (8) de las parcelas pastoreadas presentaron un DAP entre 0.005 y 0.05 m (Fig. 4). Las especies con mayores valores de importancia fueron el Coronilla, el Arrayán, la Aruera (*Lithraea brasiliensis* Marchand), Carne de Vaca (*Styrax leprosus* Hook. & Arn.) y el Blanquillo (*Sebastiania commersoniana* (Baill.) L. B. Sm. & Downs) (Tabla 6). La equitatividad de Simpson no presentó diferencias entre las exclusiones y el pastoreo ($p > 0.05$, Tabla 5). No se registraron diferencias entre las comunidades de árboles de las exclusiones y parcelas pastoreadas (NP-MANOVA, $p > 0.05$).

Tabla 5. Valores promedio (\pm DS) para riqueza y equitatividad de Simpson para exclusiones y pastoreo para árboles, árboles jóvenes y plántulas

	Riqueza		Densidad*		Equitatividad	
	Exclusión	Pastoreo	Exclusión	Pastoreo	Exclusión	Pastoreo
Árboles	11.83 (1.17)	10.83 (2.63)	13.17 (7.77)	13.60 (7.97)	0.53 (0.22)	0.51 (0.07)
Árboles jóvenes	6.17 (1.60)	4.33 (0.82)	1.36 (0.94)	0.82 (0.53)	0.51 (0.16)	0.58 (0.12)
Plántulas	11.17 (1.72)	11.17 (1.60)	8.55 (4.89)	7.00(5.54)	0.40 (0.12)	0.42 (0.07)

*Densidad: en adultos medida en ind.25m⁻², en árboles jóvenes y plántulas medida en ind.m⁻²

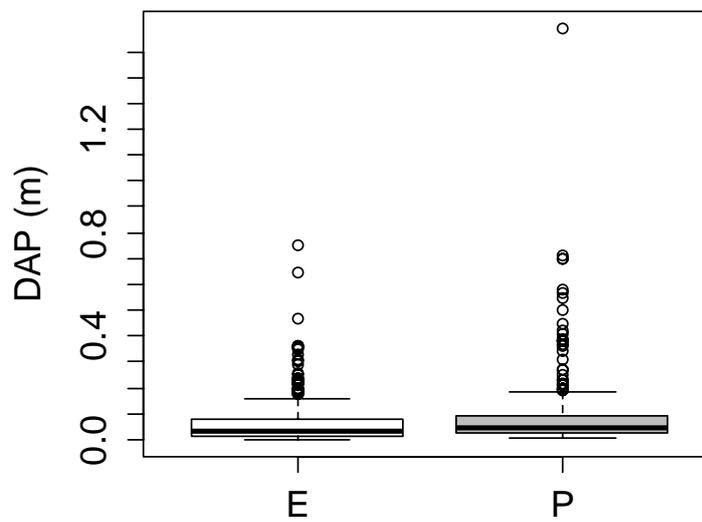


Figura 4. Diámetro a la altura del pecho de los árboles para las exclusiones y pastoreo. DAP: diámetro a la altura del pecho; E: exclusión; P: pastoreo.

Tabla 6. Promedio (\pm DS) del Índice del Valor de importancia por especies para las parcelas en exclusiones y en pastoreo por categoría de altura. En negrita se destacan las tres especies más abundantes

Familia/Especie		Adultos		Árboles jóvenes		Plántulas	
		Exclusión	Pastoreo	Exclusión	Pastoreo	Exclusión	Pastoreo
Anacardiaceae							
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Aruera	8.68 (6.04)	10.88 (3.78)	3.17 (3.49)	3.39 (8.30)	6.96 (6.56)	5.83 (4.62)
<i>Schinus lentiscifolius</i> Marchand	Carobá	1.99 (3.13)	2.95 (4.22)	1.17 (2.86)	-	1.97 (3.62)	0.69 (1.07)
<i>Schinus longifolius</i> (Lindl.) Speg.	Molle	0.48 (1.19)	0.97 (1.50)	-	-	0.73 (1.14)	1.00 (1.67)
Areaceae							
<i>Syagrus rhomanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Pindó	2.17 (2.17)	-	-	-	1.93 (3.20)	
Cannabaceae							
<i>Celtis tala</i> Gillies ex. Planch.	Tala	-	0.95 (2.33)	-	-	-	-
<i>Celtis</i> sp.		-	-	-	-	0.33 (0.82)	1.00 (1.41)
Euphorbiaceae							
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Blanquillo	1.13 (1.75)	0.44 (1.09)				
<i>Sebastiania</i> spp.	Blanquillo	1.24 (3.04)	2.25 (2.72)			0.83 (1.33)	0.33 (0.81)
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L. B. Sm. & Downs	Blanquillo	5.53 (8.01)	-	-	-	-	-
Myrtaceae							

<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Arrayán	12.06 (4.59)	16.63 (4.29)	25.14 (17.05)	53.69 (17.77)	20.55 (15.50)	25.47 (10.27)
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel	Murta	0.45 (1.10)	2.10 (4.02)	1.00 (2.45)	4.70 (7.97)	0.33 (0.82)	3.03 (3.36)
<i>Myrcianthes cisplatensis</i> (Cambess.) O. Berg	Guayabo colorado	10.13 (4.48)	9.75 (6.94)	7.93 (6.70)	5.28 (5.94)	4.09 (5.02)	3.41 (4.10)
<i>Myrrhimum atropurpureum</i> Schott var. <i>octandrum</i> Benth.	Palo de Fierro	9.62 (3.71)	5.13 (3.42)	21.27 (17.39)	17.17 (19.50)	11.36 (15.33)	9.67 (12.53)
Myrtaceae		1.89 (3.02)	0.46 (1.13)	2.00 (3.16)	-	3.85 (4.77)	4.88 (4.80)
Oleaceae							
<i>Ligustrum lucidum</i> W. T. Aiton	Ligustro	-	-	-	-	0.33 (0.82)	3.50 (8.57)
Primulaceae							
<i>Myrsine coriaceae</i> (Sw.) R. Br.	Canelón	3.76 (3.13)	2.81 (3.35)	12.33 (19.38)	4.17 (6.46)	-	-
<i>Myrsine</i> spp.	Canelón	1.11 (2.73)	0.46 (1.14)	1.00 (2.45)	-	10.86 (5.75)	11.61 (5.59)
Rhamnaceae							
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	Coronilla	13.30 (2.02)	21.15 (10.93)	2.17 (3.37)	1.50 (3.67)	6.34 (3.98)	2.76 (2.73)
Rutaceae							
<i>Zanthoxylum</i> sp.	Tembetari	0.42 (1.02)	1.73 (2.68)	-	1.17 (2.86)	1.73 (2.36)	-
Salicaceae							
<i>Azara uruguayensis</i> (Speng.) Sleumer	Azara	0.95 (1.48)	1.77 (2.13)			0.40 (0.98)	2.39 (3.57)
<i>Xylosma</i> sp.	Espina de Cristo	3.79 (4.63)	2.47 (3.45)	-	-	3.62 (2.52)	2.57 (4.01)
Santalaceae							
<i>Jodina rhombifolia</i> (Hook. & Arn.) Reissek	Sombra de	1.51 (2.37)	1.78 (4.35)	-	-	-	-

		Toro						
Sapotaceae								
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hill., A. Juss. & Cambess.) Hieron. Ex Niederl.	Chal-chal	8.86 (5.31)	10.03 (3.37)	0.98 (2.40)	7.31 (7.38)	9.83 (7.98)	6.02 (2.53)	
Styraceae								
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Carne de Vaca	8.25 (11.55)	4.39 (5.09)	20.36 (15.76)	1.50 (3.67)	11.54 (10.94)	8.50 (10.01)	
Verbenaceae								
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumán	2.67 (3.92)	0.43 (1.05)	-	-	1.04 (1.76)	0.33 (0.82)	
No id.		-	0.45 (1.10)	1.17 (2.86)	-	1.23 (1.39)	3.00 (3.35)	

Efectos de la exclusión al ganado

Condiciones de la superficie del suelo

No se registraron diferencias para las coberturas vegetales de la superficie del suelo, la cantidad de ramas caídas ni la cantidad de suelo desnudo ($p>0.05$). Se observó una mayor cobertura de mantillo (%) ($W= 2145$, $p<0.05$) (Fig. 5), aunque no se observaron diferencias en cuanto a la profundidad del mantillo. En las exclusiones no se registró ningún cuadrante sin cobertura de mantillo, mientras que en las parcelas pastoreadas si, asimismo el 80% de los cuadrantes en la exclusión presentaron entre el 75-100% cubierto por mantillo, mientras que en las parcelas pastoreadas solo se alcanzó un 60% de cuadrantes con esta cobertura (Fig. 5). Se registraron menos signos de erosión en las exclusiones que en las parcelas pastoreadas ($W= 1217$, $p<0.01$) (Fig. 6). La densidad aparente del suelo no presentó diferencias entre exclusión y pastoreo (Fig.7, $p>0.05$).

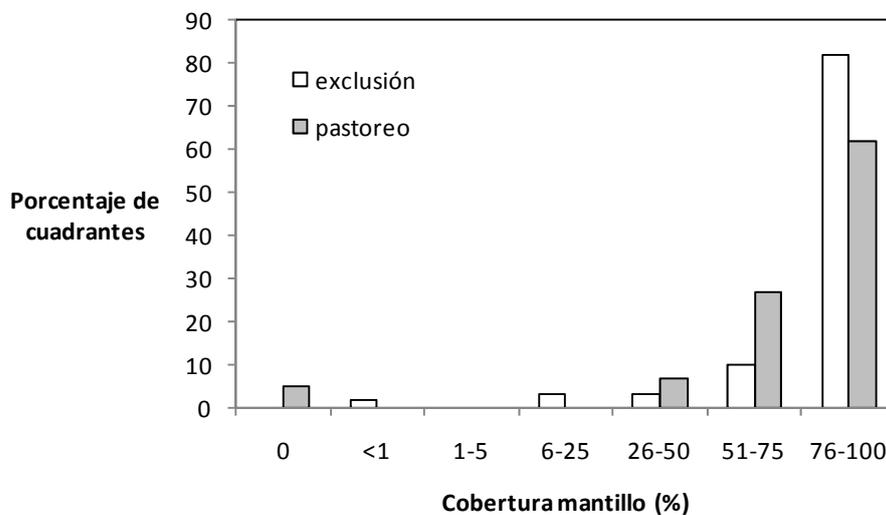


Figura 5. Porcentaje de cuadrantes por categoría de cobertura de mantillo, para exclusión y pastoreo.

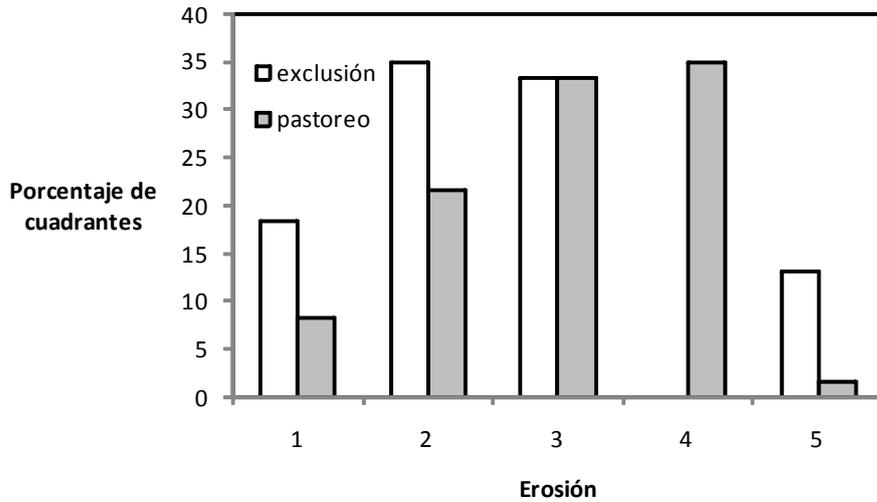


Figura 6. Porcentaje de cuadrantes por categoría de erosión, para exclusión y pastoreo. Erosión varía en 1: nula y 5: alta.

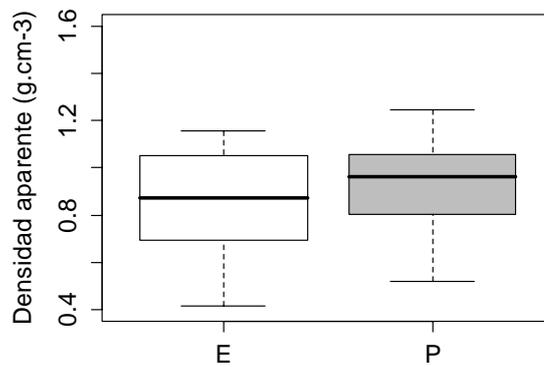


Figura 7. Densidad aparente en g.cm^{-3} para las parcelas con exclusión y pastoreo. E: Exclusión; P: Pastoreo.

Árboles jóvenes

Se registraron 14 especies de árboles jóvenes entre los seis campos, pertenecientes a 9 familias (Anexo 2 y 3). La riqueza observada estuvo dentro del intervalo de confianza (95%) de la estimación correspondiente al Índice Chao 2, mientras que la estimación por el índice ICE en algunos casos supero el intervalo de confianza de la riqueza observada. En general la curva de acumulación de especies no llegó a una clara asíntota (Anexo 3).

Las especies con el mayor valor de importancia, tanto para las exclusiones como para las parcelas pastoreadas, fueron el Arrayán y el Palo de Fierro (Tabla 6). En las exclusiones también se destacó la Carne de Vaca.

Se detectó un efecto de la exclusión al ganado en la densidad total de árboles jóvenes y la densidad de algunas categorías de tamaño ($p < 0.01$, Tabla 5 y 7), sin embargo no se detectaron efectos ni en la riqueza ni en la equitatividad de árboles jóvenes ($p > 0.05$, Tabla 4). Se detectó un efecto positivo de las exclusiones en la presencia de Carne de Vaca ($p < 0.01$, Tabla 7). También se registró un efecto de la exclusión en la estructura (composición y patrón de abundancia) del ensamble de árboles jóvenes (Tabla 7).

La densidad total de árboles jóvenes fue casi el doble en las exclusiones que en las parcelas pastoreadas. Esta fue en promedio de 1.34 ind.m^{-2} (DS ± 0.28) contra 0.82 (DS ± 0.28) ind.m^{-2} en pastoreo (Tabla 5 y 7). El aumento de la densidad de árboles jóvenes bajo clausura fue más notorio en las categorías de menor tamaño (Tabla 7). En la categoría 1 (0.51-0.70 m) la densidad estimada fue 0.67 ind.m^{-2} en clausura y 0.39 ind.m^{-2} en pastoreo ($p < 0.05$, Tabla 7, Anexo 4). Para la categoría 2 (0.71-0.90 m) la densidad estimada fue 0.45 ind.m^{-2} en clausura y 0.26 ind.m^{-2} en pastoreo ($p < 0.05$, Tabla 7, Anexo 4). En la categoría 3 (0.91-1.10 m) se detectó un efecto marginalmente significativo ($p < 0.1$ en el caso del parámetro α), siendo aproximadamente dos veces mayor la densidad en exclusión de ganado (Anexo 2). No se registraron diferencias en la densidad de la cuarta categoría de altura de árboles jóvenes (1.11-1.30m).

La probabilidad de ocurrencia de árboles jóvenes de Carne de Vaca fue significativamente mayor bajo clausura (Tabla 6). Este efecto de la exclusión, junto con los cambios en la densidad, explican los efectos encontrados en el ensamble de juveniles ($p > 0.05$. NP-MANOVA).

Tabla 7. Modelo seleccionado para la densidad de árboles jóvenes y parámetros estimados. Densidad: número de individuos.m⁻²; μ : parámetro que da cuenta de la densidad promedio de plántulas en las exclusiones; α : parámetro que da cuenta de la diferencia de densidad entre exclusión y pastoreo; σ : desvío estándar del efecto aleatorio campo en la densidad de árboles jóvenes. 0 si no lo hay; ϵ^i : valor del efecto aleatorio del campo.

Categorías de altura (m)	Efecto	Modelo	μ	α	σ
0.51 a 1.30	exclusión	densidad $\sim \mu + \alpha * x_i + \epsilon_i$	1.358***	-0.542**	0.281
Categorías					
0.51 a 0.70	exclusión	densidad $\sim \mu + \alpha * x_i + \epsilon_i$	0.667***	-0.275*	0.138
0.71 a 0.90	exclusión	densidad $\sim \mu + \alpha * x_i + \epsilon_i$	0.450***	-0.192.	0.136
0.91 a 1.10	exclusión	densidad $\sim \mu + \alpha * x_i + \epsilon_i$	0.175***	-0.092.	0.017
1.11 –a1.30	exclusión	densidad $\sim \mu + \alpha * x_i + \epsilon_i$	0.050*	-0.017	4.05
Presencia por especie					
Carne de vaca	exclusión	Presencia $= \frac{1}{1 + e^{-(\mu + \alpha * x_i + \epsilon_i)}}$	-0.14	-3.5***	0.74

Códigos de significancia: *** <0.001. **< 0.01; *<0.05; .<0.1

Plántulas

Se identificaron un total de 19 especies de plántulas pertenecientes a 12 familias entre todos los campos (Anexo 2 y 3). La riqueza promedio registrada y su intervalo de confianza del 95% estuvieron dentro del intervalo de confianza del estimador Chao 2 e ICE. En general las curvas de acumulación de especies mostraron evidencias de saturación en cada campo (Anexo 3).

Las especies con mayores valores de importancia fueron el Arrayán, el Palo de Fierro, Carne de Vaca y *Myrsine* spp. para ambos tratamientos (Tabla 6). En cuanto a las especies exóticas, únicamente se registraron plántulas de Ligustro. Esta especie solo fue registrada en un campo, tanto en la parcela con exclusión como con pastoreo.

Se registró un efecto positivo de las exclusiones en la densidad total de plántulas y en algunos casos por categoría de tamaño (Tabla 5 y 8). No se encontraron efectos de la exclusión o de la apertura del dosel ni en la riqueza ni en la equitatividad de la comunidad

de plántulas (Tabla 5 y 8). Tampoco se registraron diferencias en su estructura (composición y patrón de abundancia) de la comunidad de plántulas, ni en la presencia de las diferentes especies.

Se registró un efecto positivo significativo de las clausuras en la densidad de plántulas ($p < 0.001$, Tabla 8). No se registró un efecto de la apertura del dosel ni de su interacción con las exclusiones. La densidad total estimada de plántulas fue un 20% mayor en las exclusiones, siendo de 8.3 ind.m⁻² en las exclusiones y de 6.8 ind.m⁻² en las parcelas pastoreadas. El aumento en la densidad de plántulas no fue notorio en la primer categoría de altura (0.10 a 0.29 m) (Tabla 8). En cambio, la densidad de plántulas para la segunda categoría de altura (0.30 a 0.50m) fue en promedio el doble en las exclusiones que en pastoreo ($p < 0.001$, Tabla 8) (Anexo 4).

La presencia de ninguna de las especies de plántulas estuvo influida por las exclusiones. Cabe destacar que solo en los campos 2 y 5 se observó a la palmera Pindó en la categoría árbol, y se registró su regeneración únicamente en las parcelas con exclusión. Por otro lado, no se detectaron diferencias en composición de las comunidades de plántulas entre las exclusiones y el pastoreo ($p > 0.05$. NP-MANOVA). Esto puede ser principalmente a la falta de diferencias en la presencia de las diferentes especies.

Tabla 8. Modelo seleccionado para riqueza y densidad de plántulas y parámetros. μ : valor del parámetro que da cuenta de la densidad de plántulas en las exclusiones. sin tener en cuenta la apertura del dosel. α : valor del parámetro que da cuenta del pastoreo. β valor del parámetro que da cuenta de la apertura dosel. $\alpha\beta$: valor del parámetro interacción presencia de ganado-apertura del dosel; σ desvío estándar del el efecto aleatorio campo. x_i : toma los valores de 1 si hay ganado. 0 si no lo hay; ε_i : valor del efecto aleatorio del campo.

Categoría de Altura (m)	Efecto	Modelo (familia Poisson)	μ	α	β	$\alpha\beta$	σ
0.10 a 0.50	exclusión	densidad $e^{\mu + \alpha + W_2 x_i} + \varepsilon_i$	= 2.118***	-0.200***	-	-	0.247
Categorías							
0.10 a 0.29	exclusión	densidad $e^{\mu + \alpha + W_2 x_i} + \varepsilon_i$	= 1.77***	0.011	-	-	0.298
0.30 a 0.50	exclusión	densidad $e^{\mu + \alpha + W_2 x_i} + \varepsilon_i$	= 0.855***	-0.721***	-	-	0.201

Códigos de significancia: *** <0.001. **< 0.01; * <0.05; .<0.1

Sobrevivencia

A los cinco meses de monitoreo se registró en promedio (\pm DS) la muerte de 8%(3) de los plántulas para las parcelas con exclusión y del 13% (10) en las parcelas con ganado. En el monitoreo a los 12 meses se detectó la muerte del 15% (5) de plántulas en las parcelas con exclusión y 5% (5) en las parcelas pastoreadas. La sobrevivencia del Arrayán al año fue en promedio (\pm DS) 75% (2) y 83% (12) para las exclusiones y las parcelas pastoreadas respectivamente (Fig. 9). En cuanto al Palo de fierro la sobrevivencia promedio al año fue de $80 \pm 0\%$ tanto para las exclusiones como para las parcelas pastoreadas. No se registraron efectos del ganado en la sobrevivencia de los plántulas, ya sea a los cinco o 12 meses, ni tomando los datos totales del año, tanto integrando los datos de sobrevivencia de las dos especies (Arrayán y Palo de Fierro) como para cada especie por separado.

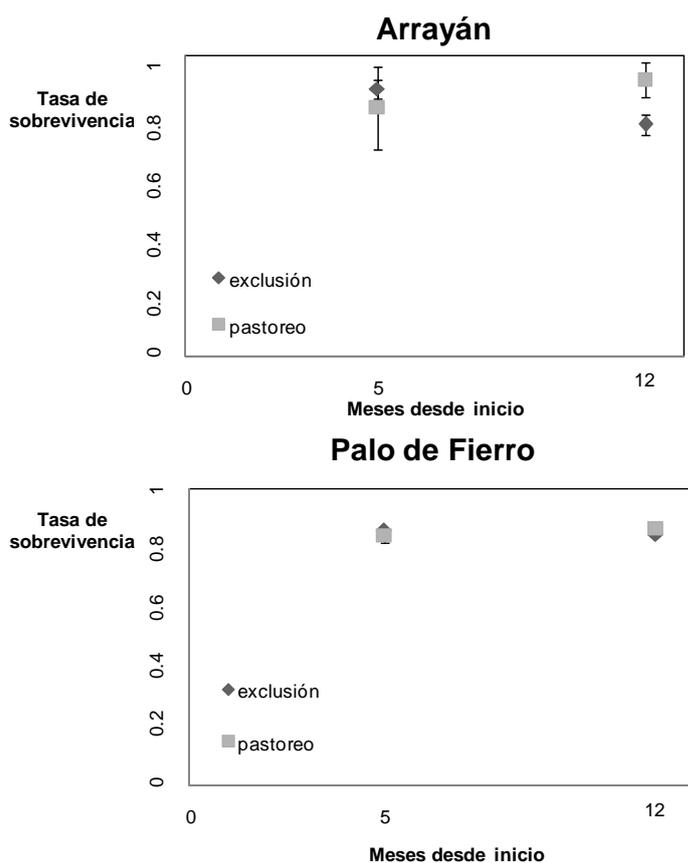


Fig. 9. Promedio de las tasas de sobrevivencia del Arrayán y el Palo de Fierro a los 5 y 12 meses para las parcelas las exclusiones y parcelas pastoreadas.

Discusión

Este trabajo apoya la hipótesis de que las exclusiones disminuyen la presión del ganado sobre la comunidad de plántulas y árboles jóvenes, generando un aumento en la densidad en comparación con las parcelas pastoreadas. Sin embargo, apoya parcialmente la hipótesis de que las exclusiones, particularmente a corto plazo, contribuyen a mejorar las condiciones del suelo, debido a que solo se registró un efecto positivo de las exclusiones en aumentar la cobertura de mantillo y disminuir el grado de erosión, mientras que no aumentó la cobertura vegetal ni disminuyó la densidad aparente del suelo. Por otro lado, se esperaba un aumento en la riqueza y equitatividad de árboles jóvenes y plántulas, sin embargo no se registró un efecto de las exclusiones en estas variables. En cuanto a la sobrevivencia, se esperaba una mayor sobrevivencia de Arrayán y Palo de Fierro en las exclusiones, lo cual no fue apoyado por los resultados obtenidos.

Características ambientales de los sitios

No se registraron diferencias en las características ambientales medidas. La similitud en la apertura del dosel, el porcentaje de rocosidad, las características químicas y en la textura sugiere que estas variables no fueron las determinantes de las diferencias registradas para la comunidad de árboles jóvenes y plántulas. Asimismo, no se registraron diferencias en la riqueza, densidad, equitatividad ni en la composición de árboles, por lo que las especies presentes y la abundancia de cada una de las especies que componen la comunidad de árboles no estaría explicando las diferencias registradas en las comunidades de árboles jóvenes y plántulas.

Efectos de la exclusión al ganado

Condiciones de la superficie del suelo

No se registró un efecto de las exclusiones en aumentar la cobertura vegetal, la cobertura de ramas caídas ni la cantidad de suelo desnudo. En varios bosques de Australia se registraron diferencias en cuanto a la cobertura de pastos, hierbas o arbustos anuales y perennes diferenciando en exóticos y nativos (Yates *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002). La falta de diferencias en la cobertura vegetal registrada no necesariamente implica la ausencia de cambios en su composición, ya que podría estar ocurriendo un cambio en las

especies que conforman la cobertura de cada estrato (e.g. entre especies exóticas a nativas o especies resistentes al pisoteo a otras no resistentes). Por otro lado, la ausencia de diferencia en la cobertura arbórea probablemente se deba a que el trabajo fue realizado en parches de bosques ya establecidos y el tiempo de exclusión transcurrido (de 3 a 17 años) no abarca los tiempos en el que pueden ocurrir cambios en la cobertura de la comunidad adulta. En cuanto a la cobertura de suelo desnudo, se esperaba que fuera menor en las exclusiones debido a la falta de perturbaciones por el ganado (Yates *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002, McEvoy *et al.* 2006), sin embargo, no se registraron diferencias. Esto podría deberse a que los muestreos no fueron realizados necesariamente sobre trillos o dormideros, y por lo tanto no se contemplaron únicamente los cambios de cobertura ocurridos en sitios que anteriormente fueron más utilizados por el ganado. Por otro lado, las exclusiones presentaron una mayor cobertura de mantillo y menos signos de erosión que las parcelas pastoreadas, esto indica que las exclusiones estarían contribuyendo a la recuperación de las condiciones del suelo. El mantillo protege contra la erosión y compactación, asimismo permite la infiltración de agua, las exclusiones podrían estar mejorando estas condiciones y que podría favorecer el reclutamiento y establecimiento de especies arbóreas en un futuro (Kauffman & Krueger 1984, Belsky & Blumenthal 1997, Yates & Hobbs 2000, McEvoy *et al.* 2006).

No se detectó un efecto de la exclusión del ganado en la densidad aparente del suelo. Esto no concuerda con lo registrado en otros trabajos en el que las exclusiones presentaron menor densidad aparente que las parcelas pastoreadas (Yates *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002, Dodd & Power 2007), sin embargo los tiempos de recuperación del suelo pueden llegar a ser muy variables (Braunack & Walker 1985, Griscom *et al.* 2005). Las densidades aparentes de las exclusiones y pastoreo están dentro de los rangos que permiten el crecimiento de las raíces de plantas en referencia a la textura que presentaron (USDA 1999). Por lo tanto, puede que la densidad de ganado de estos campos no esté impactando negativamente en la densidad aparente del suelo. Por otro lado, el uso del campo por parte del ganado, tanto las zonas que transita como el tiempo que pasa en estas, puede influir en la compactación del suelo (Hall 1992). En este sentido, podría no haberse detectado diferencia en la densidad aparente debido a que los puntos muestreados no estaban asociados a zonas de alto tránsito del ganado, como senderos o dormideros, sin embargo,

en las áreas específicas donde se concentra la circulación del ganado se esperaría encontrar una mayor compactación del suelo (Fleischner 1994).

Árboles jóvenes y plántulas

Las especies con mayor valor de importancia en la comunidad de plántulas fueron Arrayán, Palo de Fierro Carne de Vaca y *Myrsine* spp. tanto para las exclusiones y parcelas pastoreadas. En la comunidad de árboles jóvenes, el Arrayán y el Palo de Fierro y la Carne de Vaca presentaron los mayores IVI para exclusiones mientras que para las parcelas pastoreadas solo el Arrayán y el Palo de Fierro se destacaron por sus altos IVI. Por lo tanto, las exclusiones no habrían tenido un efecto en las especies dominantes en plántulas hasta el momento del muestreo. Sin embargo, en árboles jóvenes se comenzaron a notar cambios, ya que a pesar de que la Carne de Vaca se recluta en las exclusiones y parcelas pastoreadas solo en las exclusiones estaría manteniéndose como una de las que presentan mayor valor de importancia. La alta abundancia del Arrayán en el ensamble de árboles jóvenes y plántulas coincide con lo reportado en otros estudios de Uruguay (Costa & Delgado 2001, Ríos 2007) y Brasil -Río Grande do Sul- (Narvaes *et al.* 2005, Silva *et al.* 2010, Chami *et al.* 2011). Un patrón común que tienen estos estudios es que el reclutamiento del Arrayán está ocurriendo debajo de un bosque establecido, y por lo tanto sería capaz de regenerar bajo sombra. En este sentido, el Arrayán ha sido considerado como una especie secundaria tardía (Chami *et al.* 2011). Asimismo, el Arrayán muestra ser una especie muy flexible, que regenera en diferentes condiciones de humedad y luz, como ser bosque psamófilo, serrano y ribereño (Costa & Delgado 2001, Ríos 2007, Narvaes *et al.* 2005, Rego 2008, Silva *et al.* 2010, Chami *et al.* 2011).

Dos especies características de los bosques serranos, el Coronilla y la Aruera, presentaron alta abundancia relativa y alto valor de importancia en árboles, pero muy poca abundancia en la comunidad de árboles jóvenes y plántulas, tanto en las exclusiones como en las parcelas pastoreadas. Según los resultados obtenidos, las exclusiones no tendrían un efecto en el reclutamiento de estas especies. Su baja regeneración podría ser debido a que son especies pioneras y/o demandantes de luz (SEMA/UFSM 2001, Budke *et al.* 2008) y que podrían no estar dadas las condiciones para que se regeneren. Este patrón de reclutamiento del Coronilla coincide con lo registrado por Bartesaghi (2007) en un bosque psamófilo de

Rocha en Uruguay. En el trabajo se sugiere que esta especie podría estar regenerando en las primeras etapas de establecimiento del bosque, requiriendo luz, y no en las etapas más avanzadas (Bartesaghi 2007). A pesar de que se podría esperar que las exclusiones tengan alta disponibilidad de luz por tener poco tiempo (la mayoría entre tres y cuatro años al momento de medir la comunidad de plántulas), solo cinco cuadrantes (entre exclusión y pastoreo) presentaron un apertura del dosel mayor al 60%, estando entonces limitada la disponibilidad de luz. Esto se debe a que las exclusiones no fueron realizadas en pastizales abiertos con árboles aislados si no en parches de bosque que ya presentaban dosel desarrollado. Asimismo, las exclusiones fueron realizadas hasta los bordes de los parches de vegetación arbórea sin incluir zonas de pastizal. Esto sugiere entonces que las exclusiones deberían realizarse más allá de los límites del bosque para facilitar el reclutamiento y establecimiento de especies con otros requerimientos. En este sentido, como observación personal, se midió el efecto de la exclusión en la abundancia de plántulas en el pastizal adyacente al parche en el único campo donde la exclusión incluía pastizal (Anexo 5). Registramos una mayor abundancia de plántulas en la exclusión en comparación con la de la zona pastoreada, siendo la Aruera la especie con mayor cantidad de plántulas en la exclusión (Anexo 5). Por lo tanto, esta zona de pastizal estaría favoreciendo la regeneración de Aruera. Sin embargo, a largo plazo, el desarrollo de gramíneas en altura, podría limitar la luz que llega en las exclusiones (eg. Denslow *et al.* 2006). Por lo tanto, únicamente excluir el ganado puede no ser suficiente para que se den las condiciones necesarias para la regeneración de las especies características de un ecosistema (Yates & Hobbs 1997). Para comprender mejor los factores que estarían influyendo o limitando la regeneración de alguna de estas especies características de bosque serrano se sugiere realizar el seguimiento de estas especies y poder realizar experimentos a campo manipulando diferentes variables como la disponibilidad de luz, nutrientes, competencia con gramíneas entre otros (e.g. Dalling & Hubbell 2002, Denslow *et al.* 2006).

En cuanto a las especies arbóreas exóticas, en la mayoría de los predios no fueron registradas regenerando en las parcelas. Sin embargo, en un campo se registró la regeneración del árbol Ligustro, especie exótica altamente invasora, lo que representa una fuente de amenaza a futuro para la integridad de los bosques de Aiguá.

Se registró una mayor densidad de árboles jóvenes y plántulas en las exclusiones en comparación a las parcelas pastoreadas. El aumento en la densidad de árboles jóvenes y plántulas concuerda con lo reportado en otras exclusiones de Uruguay, como es el caso del Bosque de Ombúes (Rodríguez-Gallego 2006) y con exclusiones realizadas en otros ecosistemas boscosos (Cabin *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002, Griscom *et al.* 2005, Dodd & Power 2007, Earnst *et al.* 2012). Sin embargo, la apertura del dosel no fue un determinante significativo en la diferencia de composición de plántulas entre las parcelas con exclusión al ganado y las parcelas con ganado. Se recomienda que en futuros estudios se incluyan varias replicas en diferentes condiciones de apertura de luz ya que permitiría incluir en el análisis especies con diferentes requerimiento de luz.

La densidad de árboles jóvenes fue un 60% mayor en las clausuras que en las parcelas pastoreadas. Al discriminar por altura, se registraron diferencias en la densidad de las primeras categorías de altura (de 0.51 a 0.70 m, 0.71 a 0.90 m) pero no en las categorías de mayor tamaño (0.91 a 1.10m y 1.11 a 1.30 m). Esto podría deberse a que las categorías de mayor tamaño pertenecen a la regeneración que ocurrió antes de la exclusión al ganado (cinco de las seis exclusiones tenían menos de cuatro años al momento de ser muestreadas). Asimismo es probable que actualmente estos árboles jóvenes no sean afectados por el ganado debido a que a medida que crecen las pueden presentar una mayor capacidad de recuperación y defensa frente el consumo parcial de hojas o ramas (Allock & Hik 2004, Boege & Marquis 2005).

En cuanto a plántulas, la densidad fue un 20% mayor en las exclusiones que en las parcelas pastoreadas. Al analizar las categorías de altura no se registraron diferencias en cuanto a la densidad de las plántulas entre 0.10 y 0.29 m pero si se registró una mayor cantidad de plántulas de 0.30 a 0.50 m en las exclusiones. Esto implica que, aunque en menor medida, en las parcelas pastoreadas igualmente se están reclutando individuos. Probablemente esta regeneración en las parcelas pastoreadas está ocurriendo en zonas de difícil acceso al ganado (e.g. zonas protegidas por rocas, por ramas bajas y espinosas) contempladas en este trabajo debido al muestreo al azar. Esta heterogeneidad microambiental y el difícil acceso debido a ramas bajas y espinas probablemente provee protección frente al pastoreo a algunas especies y permite su regeneración (García & Obeso 2003). Sin embargo, solo en

las exclusiones logran sobrevivir y crecer hasta la próxima categoría de altura de plántulas y árboles jóvenes. Esto indicaría que en pastoreo el ganado aumenta la mortalidad de algunas especies, probablemente en función de la sensibilidad a daños o la preferencia del ganado (Fleischner 1994, Mayer *et al.* 2005).

La diferencia registrada entre la comunidad de árboles jóvenes pero no en la de plántulas, es apoyada por la mayor diferencia en densidad de árboles jóvenes que de plántulas entre las parcelas con exclusión y las pastoreadas y por el efecto positivo en la presencia de árboles jóvenes de Carne de Vaca en las exclusiones. En cuanto a la Carne de Vaca, no sólo su presencia en árboles jóvenes fue favorecida en las exclusiones, si no que además fue de las especies con mayores valores de importancia en árboles jóvenes en las exclusiones. Esto sugiere que las exclusiones estarían favoreciendo el crecimiento de esta especie. Cabe destacar que también se registraron plántulas de la palmera Pindó regenerando únicamente en parcelas con exclusiones, lo que destaca la importancia de las exclusiones para su regeneración y el mantenimiento de sus poblaciones en la zona. Esto concuerda con un trabajo sobre esta especie en un bosque ribereño semidecídúo en Brasil (Santos & Souza 2007), y con otros realizados en palmares de Uruguay con la palmera *Butia odorata* Barb. Rodr. (Baez & Jaurena 2000, Rivas 2005) donde se ha registrado un efecto negativo del ganado en la regeneración de las palmeras. La falta de detección de diferencias en la presencia de esta especie entre ambos tratamientos es probablemente debido a que sólo dos campos contaban con adultos de estas palmeras y por lo tanto se tiene datos de regeneración únicamente en las exclusiones para estos dos campos. Con el fin de determinar qué impacto tiene la mayor densidad en plántulas y árboles jóvenes, y las diferencias entre especies, se sugiere realizar un estudio a largo plazo en parcelas permanentes, donde se incluyan además el monitoreo de otras variables que afecten la viabilidad de las especies (e.g. competencia, apertura de claros).

En cuanto a la riqueza de especies y la equitatividad en la comunidad de árboles jóvenes y plántulas, se esperaba que fuera mayor en las exclusiones que en las parcelas pastoreadas, pero no registraron diferencias. Otros trabajos han registrado que las comunidades de árboles jóvenes y plántulas tienen mayor riqueza (Cabin *et al.* 2000, Dodd & Power 2007, Michels *et al.* 2012). Debido a que la llegada de semillas de otros parches, o la presencia

de algunas especies en el banco de semillas son importantes determinantes de la composición de reclutas (Guevara *et al.* 2004, Holl 1999, Laborde *et al.* 2008), la falta de propágulos podría ser una limitante en aumentar la riqueza de especies. Sin embargo, la riqueza y las especies presentes de plántulas fueron similares a la de adultos. Cabe destacar que a pesar de la riqueza similar de las plántulas y árboles, solo algunas especies se destacaron por su gran abundancia en la comunidad de árboles jóvenes, mientras que el resto de las especies tenían muy poca abundancia, no estando presente en la mayoría de las muestras y por lo tanto no contribuyeron a aumentar la riqueza promedio de árboles jóvenes. Por lo tanto, la falta de un aumento en la riqueza de especies en las exclusiones podría ser debido a que no transcurrió el tiempo suficiente para que se generen condiciones o disturbios (e. g. disminución de la compactación del suelo, caída de ramas o árboles) necesarios para que se recluten y establezcan nuevas especies (Braunack & Walker 1985, Yates & Hobbs 1997, Michels *et al.* 2012). La falta de cambios en la equitatividad, puede estar relacionada también con la alta abundancia de pocas especies en plántulas. Esto hace más probable que los individuos que lleguen a árboles jóvenes pertenezcan a las especies más abundantes en plántulas, y no a aquellas representadas con pocos individuos. Asimismo, debido a que la mayoría de las parcelas tenían entre tres y cuatro años de exclusión, la comunidad de árboles jóvenes probablemente esté reflejando la composición de la comunidad de plántulas que creció antes de la exclusión.

Sobrevivencia

No se registraron diferencias en la sobrevivencia de plántulas de Arrayán ni de Palo de Fierro entre las clausuras y las parcelas pastoreadas. Esto no concuerda con otros trabajos en el que las exclusiones han favorecido la sobrevivencia de las especies (Cabin *et al.* 2000, Wassie *et al.* 2009, Marcora *et al.* 2013). Esta discrepancia con las diferencias encontradas en cuanto a densidad de árboles jóvenes y plántulas, podría deberse al corto plazo del estudio. Por otro lado, podría deberse a que estas dos especies no sean palatables para el ganado debido a los aceites esenciales característicos de las mirtáceas. La elección de estas especies en el trabajo se hizo buscando que estuvieran presentes en ambos tratamientos y en varios campos, pero se recomienda que para otros estudios se le realice el seguimiento a varias especies ya que el efecto que pueda tener el ganado va a depender de

características intrínsecas de cada especie (Fleischner 1994, Allock & Hik 2004, Alvarez-Clare & Kitajima 2009). Estudios de jardín común son útiles en los casos que se quiere controlar el número de individuos por especies y manipular diversas variables (e.g. Beckage & Clark 2003, Alvarez-Aquino *et al.* 2004, Alvarez-Clare & Kitajima 2009). Asimismo, para estudios que tengan como objetivo profundizar en la dinámica poblacional de estas especies, se recomienda tener datos para un período de tiempo mayor a un año (e.g. Parker & Clay 2000).

Según la bibliografía revisada, este sería el primer estudio donde se estima las tasas de sobrevivencia de plántulas para ambas especies en Uruguay y establece un precedente para la comparación con futuros estudios. La sobrevivencia promedio anual, considerando el total de exclusión y pastoreo fue de 0.79 (DS: ± 0.09) y 0.8 (DS: ± 0) para el Arrayán y el Palo de Fierro respectivamente. La tasa de sobrevivencia podría considerarse alta en comparación con trabajos de otras regiones (e.g. Wekden 1991, Cabin *et al.* 2000, Packer & Clay 2000, Griscome *et al.* 2005). Sin embargo, hay que tener en cuenta que en general estos estudios realizan el seguimiento desde la germinación, muy sensible a diversos factores que pueden causar mortalidad (e.g. Alvarez-Clare & Kitajima 2009, Sady *et al.* 2010). Asimismo, tener un seguimiento desde la germinación les permite tener los datos de edad de las diferentes especies para comparar la sobrevivencia por edad y no tamaño. Por otro lado, los criterios para clasificar árboles jóvenes y plántulas depende del estudio y existe variabilidad en cuanto a la región climática de los bosques (e.g. Welden 1991, Cabin *et al.* 2000, Packer & Clay 2000, Zida *et al.* 2007).

Conclusiones

Se evidenció que las exclusiones, en su mayoría a corto plazo (cinco exclusiones con tres a cuatro años, una de 17 años) han tenido un efecto positivo en aumentar la regeneración arbórea del bosque serrano de la región, tanto de plántulas como de árboles jóvenes. Las exclusiones han tenido un efecto incluso en diferenciar las comunidades de árboles jóvenes y favorecieron un aumento en individuos de una especie, la Carne de Vaca. Esta especie no solo estaría llegando a la categoría de árboles jóvenes únicamente en las parcelas excluidas, si no que es una de las especies con mayor valor de importancia en la comunidad

de árboles jóvenes. Se destaca el efecto positivo de las exclusiones en la regeneración de la palmera Pindó, aunque no se registraron diferencias significativas ya que había adultos de esta palmera solo en dos campos, por lo que no habían datos de regeneración para el resto de los campos. Según lo registrado, la palmera Pindó estaría regenerando únicamente en las exclusiones. Por otro lado, las exclusiones presentaron un indicio de mejorar las condiciones del suelo al compararlas con las parcelas pastoreadas ya que presentaron una mayor cobertura de mantillo y menor grado de erosión. Sin embargo, en cuanto a las condiciones del suelo la mayoría de las variables medidas no mostraron diferencias. Dado los efectos positivos que presentaron las exclusiones a corto plazo, se sugiere que si se aumenta el tiempo de exclusión podría continuar el cambio en la comunidad arbórea a largo plazo y en las otras condiciones del suelo.

Se registró la falta de regeneración de algunas especies típicas de este bosque. Esto probablemente se deba a que, excepto en dos casos, las exclusiones eran pequeñas (menores a 1ha). Se sugiere entonces que en futuras exclusiones se aumente su tamaño y se incluyan zonas heterogéneas (e.g. parches de bosque intercalado con arbustales o pastizales). Particularmente incluir zonas de pastizal dentro de las exclusiones podría favorecer el crecimiento de algunas especies demandantes de luz. En este sentido, teniendo en cuenta la heterogeneidad del paisaje donde se desarrollan estos bosques, y que la regeneración en las parcelas pastoreadas no fue nula, si no que se lograron reclutar algunos individuos, sería interesante evaluar como medida de manejo alternativa a las exclusiones la disminución de la carga ganadera, ya que esta medida de conservación ha mostrado ser efectiva en bosques de otras regiones (Fischer *et al.* 2009). Si disminuir la carga ganadera tuviera un impacto positivo en la regeneración de bosque, la baja intensidad ganadera podría mantener algunos sitios de pastizal para el establecimiento de algunas especies demandantes de luz y podría ser más factible implementar esta medida en más campos ya que no sería necesario invertir dinero en el cercado de bosques.

Bibliografía

Achkar M., Domínguez A. & Pesce F. 2004. Diagnóstico socioambiental participativo. El Tomate Verde Ediciones. 157pp.

- Aide T. M., Zimmerman J. K., Pascarella J. B., Rivera L. & Marcano-Vega H. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8(4): 328-338.
- Aizen M.A., Vázquez D. P. & Smith-Ramírez C. 2002. Historia natural y conservación de los mutualismos planta-animal del bosque templado de Sudamérica austral. *Revista Chilena de Historia Natural* 75:79-97.
- Allock K. G. & Hik D.S. 2004. Survival, growth, and escape from herbivory are determined by habitat and herbivore species for three Australian woodland plants. *Oecologia* 138: 231-241.
- Alvarez-Aquino C., Williams-Linera G. & Newton A. C. 2004. Experimental Native Tree Seedling Establishment for the Restoration of a Mexican Cloud Forest. *Restoration Ecology* 12(3): 412 – 418.
- Alvarez-Clare S. & Kitajima K. 2009. Susceptibility of tree seedlings to biotic and abiotic hazards in the understory of a Moist Tropical Forest in Panama. *BIOTROPICA* 41(1): 47–56.
- Anbumozhi V., Radhakrishnan J. & Yamaji E. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering* 24(5): 517-523.
- Anderson M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Arballo, E., & J. Cravino. 1999. Aves del Uruguay: manual ornitológico. Volumen 1. Hemisferio Sur, Montevideo. 466pp
- Azpiroz A. B. 2003. Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay-GUPECA, Montevideo. 104pp
- Bartesaghi L. 2007. Análisis espacial de las formaciones vegetales costeras Matorral y Bosque, de la zona El Caracol, Departamento de Rocha, Uruguay. Tesis grado, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay. 50p.
- Báez F. & Jaurena M. 2000. Regeneración del palmar de butiá (*Butia capitata*) en condiciones de pastoreo : Relevamiento de establecimientos rurales de Rocha .PROBIDES. Serie: Documentos de Trabajo, N° 27.
- Bates D., Maechler M. & Bolker B. 2012. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and syntax classes. R package version 0.999999-0. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Beckage B. & Clark J. S. 2003. Seedling survival and growth of three forest tree species: the role of spatial heterogeneity. *Ecology* 84(7): 1849 – 1861.
- Belsky A. J. & Blumenthal D. M. 1997. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forest of the Interior West. *Conservation Biology* 11(2): 315-327.
- Benitez-Malvido J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380-389.

- Bolker M.B, Brooks M. E., Clark C. J., Geange S. W., Poulsen J. R. Stevens M. H. H. & White J. S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 24(3): 127- 135.
- Boege R. & Marquis R. J. Facing herbivory as you grow up: the ontogeny of resistance in plants. *Trends in Ecology and Evolution* 20(8): 441- 448.
- Braunack M. V. & Walker J. 1985. Recover of some surface soil properties of ecological interest after sheep grazing in a semi-arid woodland. *Australian Journal of Ecology* 10: 451 – 460p.
- Brugnoli E., Masciardi S. & Muniz P. 2009. Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental. ECOplata-InBUy-Sección Oceanología, Facultad de Ciencias UdelaR, Uruguay. 23pp.
- Brussa C.A., Majo B, Sans C. & Sorrentino A. 2003. Estudio fitosociológico del monte nativo en las nacientes del Arroyo Lunarejo, departamento de Rivera. *Boletín de Investigación, Facultad de Agronomía, Universidad de la república* 38: 1-32.
- Brussa C. & Grela I. 2007. Flora arborea del Uruguay. Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó. Empresa Gráfica Mosca, Uruguay. 544pp
- Budke J. C., Athayde E. A., Giehl E. L. H, Záchi R. A & Eisenger S. M. 2005. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. *IHERINGIA, Série Botânica.*, Porto Alegre 60(1): 17 – 24
- Bullock J. 1996. Plants. In *Ecological census techniques. A handbook*, ed Sutherland W.J., Cambridge University Press, Cambridge. Pp: 111-13.
- Caballero N. 2005. Regeneración de Monte Nativo. In: *Plantas Medicinales de América del Sur: Diálogo de saberes para la sustentabilidad*. Red de Plantas Medicinales de América del Sur/IDCR-Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. Montevideo. Pp: 85-91.
- Cabin R.J., Weller S.G., Lorence D.H., Flynn T.W., Sakai A.K., Sandquist D. & Hadway L.J. 2000. Effects of long-term ungulate exclusion and recent alien species control on the preservation and restoration of a Hawaiian Tropical Dry Forest. *Conservation Biology* 1: 439-453.
- Carrere R. 2001. El Monte Indígena, mucho más que un conjunto de árboles. Editorial Nordan-Comunidad. Uruguay, 100pp.
- Carson W.P. & Peterson C.J. 1990. The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85: 8-13.
- Ceballos G., Vale M.M., Bonacic C., Calvo-Alvarado J., List R., Bynum N., Medellín R. A., Simonetti J. A. & Rodríguez J.P. 2009. Conservation challenges for the Austral and Neotropical America section. *Conservation Biology*, 23: 811-817.

- Chami L., Araujo M., Longhi S, Kielse P. & Lúcio A. 2011. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. *Ciencia Rural*, Santa Maria, 41(2): 251-259.
- Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Denslow, J. S. & Guariguata, M. R. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. In *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies* (eds F. Dallmeier & J. Comiskey), pp. 285–309. Paris, France: Parthenon Publishing.
- Chebataroff J. 1942. La vegetación del Uruguay y sus relaciones fitogeográficas con el resto de América del Sur. *Revista del Instituto Panamericano de Geografía e Historia*, 2:49-90.
- Clarke K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Colwell R. K. 2013. EstiamteS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9 and earlier. User's Guide and application. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html>
- Cornelissen J.H.C., Lavorel S., Garnier E., Díaz S., Buchmann N., Gurvich D.E., Reich P.B., ter Steege H., Morgan H.D., van der Heijden M. G. A., Pausas J. G. & Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.
- Cousens R., Dytham C. & Law R. 2008. *Dispersal in Plants: A population perspective*. Oxford University Press, Oxford. 221pp.
- Dalling J. W., Swaine M. D. & Garwood N. C. 1998. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. *Ecology* 19(2): 564 – 578.
- Dalling J.W. & Hubbell S.P. 2002. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* 90: 557-568.
- De Fries R. S., Rudel T., Uriarte M. & Hansen M. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Natural geosciences* 3: 178 – 181.
- Delfino L., Piñeiro V., Mai P., Mourelle D., Garay A., & Guido A. 2011. Florística y fitosociología del bosque psamófilo en tres sectores de la costa de Uruguay, a lo largo del gradiente fluvio-marino. *Iheringia, Serie Botánica*, Porto Alegre, 66(2): 175-188.
- Denslow J. S., Uowolo A. L. & Hughes R. F. 2006. Limitations to seedling establishment in a mesic Hawaiian forest. *Oecología* 148: 118 – 128.
- DGF MGAP-FAO. 2010. Monitoreo de los Recursos Forestales. Inventario Forestal Nacional. Resumen de resultados. <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,20,440,O,S,0,,> Consultado el 14 de febrero.
- Díaz M. F. & Armesto J. J. 2007. Limitantes físicos y bióticos de la regeneración arbórea en matorrales sucesionales de la Isla Grande de Chiloé. Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 13 - 26.

- DICOSE. 2012. Datos de la declaración jurada de DICOSE 2012-Datos generales, de lechería y de suinos. División Contralor de Semovientes, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. http://www.mgap.gub.uy/dgsg/DICOSE/Informe2012/DJ2012_Maldonado.pdf Revisado 18 de marzo de 2014. A las 11.23.
- Dirección General de Meteorología. 2012. <http://www.meteorologia.gub.uy/>. Revisado 23 julio 2012.
- Dodd M.B. & Power I.L. 2007. Recovery of Tawa-dominated forest fragments in the Rotura Basin, New Zeland, after cessation of livestock grazing. *Ecological Management & Restoration* 8: 208 - 217.
- Duran A. Los suelos del Uruguay. 2da Ed, Editorial Agropecuaria Hemisferio Sur S.R.L., Montevideo. 398pp.
- Earnst S. L., Dobkin D. S., Ballar J. A. 2012. Changes in Avian and Plant Communities of Aspen Woodland over 12 years after livestock Removal in the Northwestern Grey Basin. *Conservation Biology* 20(5): 862-872.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe principal. <http://www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s.pdf> Consultado el 14 de 02 de 2014.
- FAO. 2011. Situación de los bosques del mundo. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. 193pp.
- FAO. 2012. Global forest land-use change 1990–2005. . Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. 59pp.
- FAO–UNESCO. 1971–1981. Soil map of the world 1:5 000 000. 10 Volumes. Paris, UNESCO.
- Fischer J., Sott J., Zerger A., Warren G., Sherren K. & Forrester R. I. 2009. Reversing a tree regeneration crisis in an endangered ecoregion. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(25): 10386 – 10391.
- Fleischner T.L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in Western North America. *Conservation Biology* 8: 629-644.
- Forget. P-M., Lambert J. E., Hulme P.E. & Vander Wall S. B. 2005. Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment. CABI Publishing, Cambrigde. 410pp.
- García D., Zamora R. & Amico G. C. 2010. Bird as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from Real-World Landscapes. *Conservation Biology* 24 (4): 1070-1079.
- García D. & Obeso J. R. 2003. Facilitation by herbivore-mediated nurse plants in a threatened tree, *Taxus baccata*: local effects and landscape level consistency. *Ecography* 26: 739 – 750.
- Gautreau P. & Lezama F. 2009. Clasificación florística de los bosques y arbustales de las sierras del Uruguay. *Ecología Austral* 19: 81-92.

- Gibbs H. K., Ruesch A. S., Achard F., Clayton M. K., Holmgren P., Ramankutty N. & Foley J. A. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(38): 16732 – 16737.
- González EM. 2001. Guía de campo de los Mamíferos de Uruguay: introducción al estudio de los mamíferos. Vida Silvestre Uruguay. Montevideo. 340 pp.
- González O., Iglesias C. E. & Suárez M. H. 2009. Análisis de los factores que provocan compactación del suelo agrícola. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 18(2): 57 – 63.
- Grela I. 2003. Evaluación del estado sucesional de un bosque subtropical de quebradas en el Norte de Uruguay. *Acta Botánica Brasilica* 17(2): 315-324.
- Grela I. 2004. Geografía florística de especies arbóreas de Uruguay: propuesta para la delimitación de dendrofloras. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Opción Botánica. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo. Uruguay.
- Grela I. & Brussa C. 2003. Relevamiento florístico y análisis comparativo de comunidades arbóreas de Sierra de Ríos (Cerro Largo-Uruguay). *Agrociencia* VII (2): 11-26.
- Grime J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plant and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111: 1169-1194.
- Griscome H. P., Asshton P. M. S. & Berlyn G. P. 2005. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: Implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. *Forest Ecology and Management* 218: 306 – 318.
- Guariguata M. R. & Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- Guevara S., Meave J., Moreno-Casasola P. & Laborde J. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science* 3: 655-664.
- Guevara S., Laborde & Sánchez-Ríos G. 2004. Rain forest regeneration beneath the canopy of Fig Trees isolated in pastures of Los Tuxtlas, Mexico. *Biotropica* 36(1): 99-108.
- Hall L. M., George M. R., McCreary D. D. & Adams T. E. 1992. Effects of cattle grazing on blue oak seedling damage and survival. *Journal of Range Management* 45(5): 503 – 506.
- Haretche F., Mai P. & Brazeiro A. 2012. Woody flora of Uruguay: inventory and implication within the Pampean region. *Acta Botanica Brasilica* 26(3): 537-552.
- Harvey C. A., Villanueva C., Esquivel H., Gómez R., Ibrahim M., Lopez M., Martinez J., Muñoz D., Restrepo C., Sáenz J. C., Villacís J. & Sinclair F. L. 2011. Conservation value of dispersed tree cover threatened by pasture management. *Forest Ecology and Management* 261: 1664-1674.
- Hernández G., Sánchez L. R., Carmona T. F., Pineda M. R. & Cuevas R. 2000. Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán. *Madera y Bosques* 6(2): 13-28.

Higgins S.I., Shackleton C.M. & Robinson E.R. 1999. Changes in woody community structure and composition under contrasting land use systems in a semi-arid savanna, South Africa. *Science*, 26(3): 619-627.

Holmgren, M. 2002. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions* 4: 25–33.

Holl K. D. 1999. Factors limiting Tropical Rain Forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31(2): 229-242.

Jennings S. B., Brown N. D. & Sheil D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry* 72(1): 59—73.

Kauffman J. B. & Krueger W.C. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications. *Journal of range management* 37(5): 430-438.

Kitajima K. 2007. Seed and Seedling Ecology. In: *Functional Plant Ecology*. 2nd edition. Edited by Francisco I Pugnare & Fernando Valladares. CRC Press. pp: 549-579.

Krebs C. J. 1999. *Ecological methodology*. 2nd edition. Addison-Wesley, Menlo Park, 620pp.

Laborde J., Guevara S. & Sánchez-Ríos. 2008. Tree and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rainforest trees outside forest fragments. *Ecoscience* 15(1): 6-16.

Legendre P. & Legendre L. 2002. *Numerical Ecology*. 2nd edition. Elsevier Science B. V., Amsterdam, The Netherlands. Pp: 853.

Magurran A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. 1st edition. Blackwell Publishing. Oxford, UK, pp 256.

Manning A. D., Fischer J. & Lindenmayer D. B. 2006. Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological Conservation* 132: 311-321.

Marcora P. I., Renison D., País-Bosch A. I., Cabido M. R. & Tecco P.A. 2013. The effect of altitude and grazing on seedling establishment of woody species in central Argentina. *Forest Ecology and Management* 291: 300–307.

Mayer A. C., Estermann B. L., Stöckli V. & Kreuzer M. 2005. Experimental determination of the effects of cattle stocking density and grazing period on forest regeneration on a subalpine wood pasture. *Animal Research* 54: 153 – 171.

Maza-Villalobos, Lemus-Herrera C & Martínez-Ramos M. 2011. Successional trends in soil seed bank of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology* 27: 35-49.

McEvoy P. M., Flexen M. & McAdam J. H. 2006. The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *Forest Ecology and Management* 225: 39 – 50.

MGAP. 2009. Uruguay en cifras. <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,86,O,S,0,MNU;E;2;16;10;8;MNU;> Descargado el 22 de noviembre de 2011 a las 15.05.

- Michels G. H. , Vieira E. M. & Nogueira de Sa F. 2012. Short- and long-term impacts of an introduced large herbivore (Buffalo, *Bubalus bubalis* L.) on a neotropical seasonal forest. *European Journal of Forest Research* 131:965 - 976.
- Millar C.I., Stephenson N. L.& Stephens S. L. 2007. Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17(8): 2145–2151.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and human well-being. Synthesis.* Washington, DC: Island Press.
- Miller C. & Wells A. 2003. Cattle grazing and the regeneration of totara (*Podocarpus totara* var. *waihoensis*) on river terraces, south Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 27(1): 37- 44.
- Newton A. C. 2007. *Forest Ecology and Conservation.* Oxford University Press, Inc., New York.
- Nicontra A B., Chazdon R. L. & Iriarte S. V. 1999. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forest. *Ecology* 80(6), 1908 – 1926.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P, Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H. & Wagner H. 2012. *vegan: Community Ecology Package.* R package version 2.0-3. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olivera-Filho A. T. 2009. Classificação das fitofisionomias na América do Sul extra Andina: proposta de um novo sistema – prático e flexível- ou uma injeção mais de caos? *Rodrigésia* 60: 237 - 258.
- Oliveira-Filho A. T., Budke J. C., Jarenkow J. A., Eisenlohr P. V. & Neves D. R. 2013. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forest. *Journal of Plant Ecology* first published online December 2, 2013 doi:10.1093/jpe/rtt058
- Packer A. & Clay K. 2000. Soil pathogens and spatial patterns of seedling mortality in a temperate tree. *Nature* 404; 278-281.
- Paz A. & Bassagoda M. J. 1999. Los bosques y los matorrales psamofilos en el litoral platense y atlántico del Uruguay. *Comunicaciones Botánicas del Museo de Historia Natural de Montevideo* VI (113):1-8.
- Piaggio M. & Delfino L. 2009. Florística y fitosociología de un bosque fluvial en Minas de Corrales, Rivera, Uruguay. *IHERINGIA, Série Botânica, Porto Alegre* 64(1), 45-51.
- Pigott C. D. 1983. Regeneration of Oak-Birch woodland following exclusion of sheep. *Journal of Ecology* 71: 629-646.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. & the R Development Core Team. 2012. *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models.* R package version 3.1-105.
- Pollock M. L., Milner J. M., Waterhouse A., Holland J. P. & Legg C. J. 2005. Impacts of livestock in regenerating upland birch woodlands in Scotland. *Biological Conservation* 123: 443-452.
- Putman R. J. 1996. Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management* 88: 205-214.

- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>
- Rego S. 2008. Germinação, morfologia e sanidade de sementes de *Blepharocalyx salicifolius* (H.B.K.) Berg e *Myrceugenia gertii* Landrum – Myrtaceae. Tesis de Maestría, Universidad Federal do Paraná, Sector Ciencias Agrarias, Programa de Pos graduación en ingeniería forestal. Pp: 113.
- Ríos M. 2007. Incidencia de la forestación con especies exóticas sobre el bosque costero en la localidad Perla de Rocha, (Rocha) Uruguay. Tesis de la Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay. 50 pp.
- Ríos M., Bartesaghi I., Piñeiro V., Garay A., Mai P., Delfino L., Masciadri S., Alonso-Paz E, Bassadoga M.J. & Soutullo A. 2011. Caracterización y distribución espacial del bosque y matorral psamófilo. Informe SNAP-ECOPLATA. 72 pp.
- Rivas M. 2005. Desafíos y alternativas para la conservación in situ de los palmares de *Butia capitata* (Mart.) Becc. *Agrociencia* IX (1 y 2): 161 - 168.
- Rodríguez-Gallego M. G. 2006. Estructura y regeneración del Bosque de Ombúes (*Phytolacca dioica*) de la Laguna de castillos (Rocha, Uruguay). Pp. 503-511. en: Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. Menafrá R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & Conde D. (eds.). Vida Silvestre Uruguay, Montevideo, i-xiv + 668 pp.
- Sady G. C., Holl K. D., Cole R. J. & Zahawi R. A. 2010. Germination and survival of tree seeds in a Tropical Montane Forest restoration study (Costa Rica). *Ecological restoration* 28(2): 121- 124.
- Santos S. F. & Souza A. F. 2007. Estrutura Populacional de *Syagrus romanzoffiana* em uma Floresta Ripícola Sujeita ao Pastejo pelo Gado. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre 5(1): 591-593.
- Schulz T. T. & Leininger W. C. 1990. Differences in riparian vegetation structure between grazed areas and exclosures. *Journal of Range Management* 43(4): 295-299.
- SEMA/UFSM. 2001. Rio Grande do Sul. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Relatório Final do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: SEMA/UFSM. 706p.
- Simpson E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Sosa B. & Brazeiro A. 2012. Positive ecosystem engineering effects of the ant *Atta vollenweideri* on the shrub *Grabowskia duplicata*. *Journal of Vegetation Science*, 21: 597 – 605.
- Spooner P., Lunt I. & Robinson W. 2002. Is fencing enough? The short-term effects of stock exclusion in remnant grassy woodlands in southern NSW. *Ecological Management & Restoration* 3(2) 117-126.
- Sutherland W.J., Pullin A.S., Dolman P.M & Knight T. M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19(6): 305-308.

Sutherland W. J. 2006. *Ecological Census Techniques*. 2nd Ed. Cambridge University Press, New York, 432pp.

Thomas P. A. & Packham J. R. 2007. *Ecology Of Woodlands And Forests: Description, Dynamics and Diversity*. Cambridge University Press, New York, 528pp.

Uruguay XXI. 2013. Informe de comercio exterior de Uruguay. <http://www.uruguayxxi.gub.uy/wp-content/uploads/2011/11/Informe-de-Comercio-Exterior-de-Uruguay-A%C3%B1o-2013.pdf> Consultado el 04 de marzo de 2014, 14.30 hs.

USDA. 1999. *Soil Quality Test Kit Guide*. 82pp.

Vázquez-Yanes C. & Orozco-Segovia A. 1992. Effects of litter from a tropical rainforest on tree seed germination and establishment under controlled conditions. *Tree Physiology* 11: 39 t-400.

Vitousek P.M., D'antonio C. M, Loope L. L., Rejmánek M. & Westbrooks R. 1997. Introduced species: a significant component of Human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21(1): 1-16.

Vought L.B.M., Pinay G., Fuglsang A. & Ruffinoni C. 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 31: 323-331.

Wassie A., Sterck F. J., Teketay D. & Bongers F. 2009. Effects of livestock exclusion on tree regeneration in church forests of Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 257: 765 - 772.

Welden C. W., Hewett S. W., Hubbell S. P. & Foster R. B. 1991. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a Neotropical Forest. *Ecology* 72(1): 35-50.

WWF 2014. http://wwf.panda.org/about_our_earth/about_forests/types/ Consultado el 02/03/2014 a las 16:56.

Yates C. & Hobbs R. J. 1997. Woodland restoration in the Western Australian Wheatbelt: a conceptual framework using a state and transition model. *Restoration Ecology* 5(1): 28 – 35.

Yates C. J., Norton D. A. & Hobbs R. J. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology* 25: 36-47.

Zida D., Sawadogo L., Tigabu M., Tiveau D. & Ode'n P. C. 2007. Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective tree cutting for a decade. *Forest Ecology and Management* 243: 102–115.

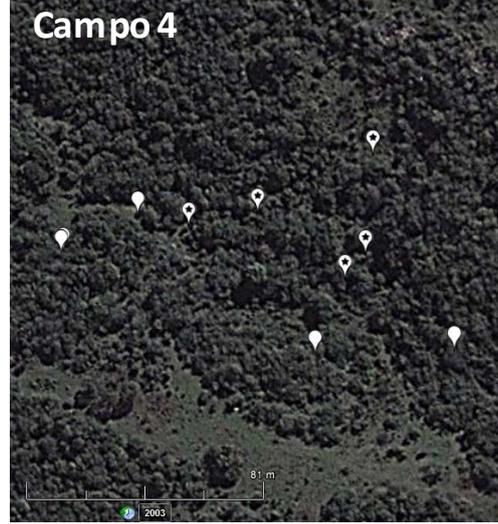
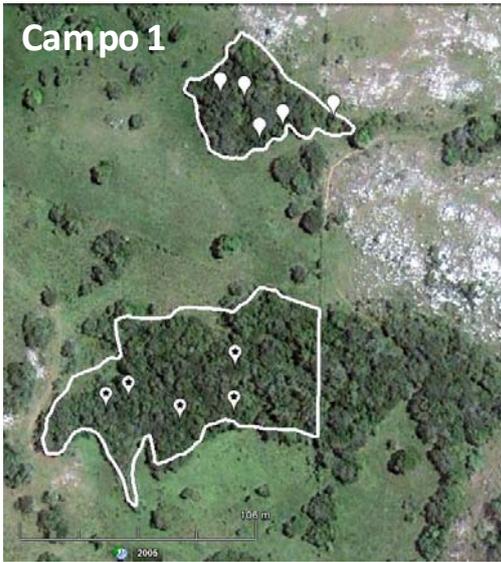
Zuur A. F., Ieno E.N. & Smith G.M. 2007. *Analysing Ecological Data*. Springer Science + Business Media, LLC, USA. 672pp.

Zuur A. F., Ieno E. N., Walker N. J., Saveliev A. A. & Smith G. M. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science + Business Media, LLC, USA. 574 pp.

Zuur A.F., Ieno E.N. & Elphick C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 3-14.

ANEXO 1

IMÁGENES DE CAMPOS (Google earth)



En la figura se observan los predios donde se realizaron los muestreos. Los globos blancos indican donde se realizaron los muestreos en los sitios pastoreados, los globos con una estrella indican los sitios donde se realizaron los muestreos en las exclusiones. En los primeros tres predios se delimitan las zonas con exclusión. En el predio 1 se delimita también la zona con ganado.

ANEXO 2

LISTA DE ESPECIES Y ABUNDANCIA POR PREDIO

Tabla A2.1. Abundancia de adultos por especie registrada en un total de 5 cuadrantes de 25m². E: parcelas con exclusión; P: Parcelas con pastoreo.

Nombre común	Nombre científico	Familia	campo 1		campo 2		campo 3		campo 4		campo 5		campo 6	
			E	G	E	G	E	G	E	G	E	G	E	G
Arrayán	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Myrtaceae	5	10	5	7	6	22	31	34	4	8	18	29
Aruera	<i>Lithraea brasiliensis</i>	Anacardiaceae	0	2	13	13	6	10	2	7	2	5	9	11
Azará	<i>Azara uruguayensis</i>	Salicaceae	0	0	0	1	0	0	2	2	1	1	0	0
Blanquillo	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Euphorbiaceae	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Blanquillo	<i>Sebastiania commersoniana</i>	Euphorbiaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Blanquillo	<i>Sebastiania sp.</i>	Euphorbiaceae	0	1	0	1	2	0	0	0	0	2	0	0
Canelón	<i>Myrsine coriacea</i>	Primulaceae	1	0	7	4	0	2	3	5	3	6	0	0
Canelón	<i>Myrsine spp.</i>	Primulaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carne de Vaca	<i>Styrax leprosus</i>	Styraceae	7	3	3	0	0	0	10	7	58	3	0	0
Carobá, Molle Ceniciento	<i>Schinus lentiscifolia</i>	Anacardiaceae	0	0	2	2	7	0	2	0	0	1	3	4
Chal-Chal	<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	2	1	14	7	4	6	3	3	2	11	13	5
Coronilla	<i>Scutia buxifolia</i>	Rhamnaceae	2	10	12	12	9	21	10	17	7	9	7	21
Espina Corona	<i>Xilosma tweediana</i>	Salicaceae	0	0	2	0	0	0	3	6	6	1	2	0
Guayabo Colorado	<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	Myrtaceae	6	0	7	10	2	10	10	5	1	5	5	5
Molle	<i>Schinus longifolia</i>	Anacardiaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1
Murta	<i>Myrceugenia glaucens</i>	Myrtaceae	0	0	0	1	1	11	0	0	0	0	0	0
Palo de Fierro	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	Myrtaceae	8	0	9	1	4	5	5	0	2	2	4	5
Pindó	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Areceaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Sombra de Toro	<i>Jodina rhombifolia</i>	Santalaceae	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Tala	<i>Celitis tala</i>	Celtidaceae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tarumán	<i>Citharexylum montevidense</i>	Verbenaceae	4	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0
Tembetari, Teta de Perra	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Rutaceae	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0

Tembetari, Teta de Perra	<i>Zanthoxylum sp.</i>	Rutaceae	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrtacea	Myrtacea	Myrtaceae	1	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0
No identificad a	No identificada	No identificada	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla A2.2. Abundancia de árboles jóvenes por especie registrada en un total de 5 cuadrantes de 4m2. E: parcelas con exclusión; P: Parcelas con pastoreo.

Nombre común	Nombre científico	Familia	campo 1		campo 2		campo 3		campo 4		campo 5		campo 6	
			E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P
Arrayán	Blepharocalyx salicifolius	Myrtaceae	7	3	1	7	9	10	8	8	1	9	19	18
Aruera	Lithraea brasiliensis	Anacardiaceae	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0
Azará	Azara uruguayensis	Salicaceae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Canelón	Myrsine spp.	Primulaceae	0	0	0	0	25	2	4	0	1	2	2	0
Carne de Vaca	Styrax leprosus	Styraceae	6	0	2	0	2	0	3	1	18	0	1	0
Carobá, Molle Cenciento	Schinus molle	Anacardiaceae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Chal-Chal	Allophylus edulis	Sapindaceae	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0
Coronilla	Sutia buxifolia	Rhamnaceae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Guayabo Colorado	Myrcianthes cisplatensis	Myrtaceae	2	0	4	0	0	0	3	1	0	0	2	1
Murta	Myrceugenia glauca	Myrtaceae	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	
Palo de Fierro	Myrrhinium atropurpureum	Myrtaceae	2	0	11	11	6	7	0	0	8	4	3	0
Tarumán	Citharexylum montevidense	Verbenaceae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Tembetari, Cuentrillo, Teta de Perra	Zanthoxylum SP.	Rutaceae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla A2.3. Abundancia de plántulas por especie registrada en un total de 10 cuadrantes de 1m². E: parcelas con exclusión; P: Parcelas con pastoreo.

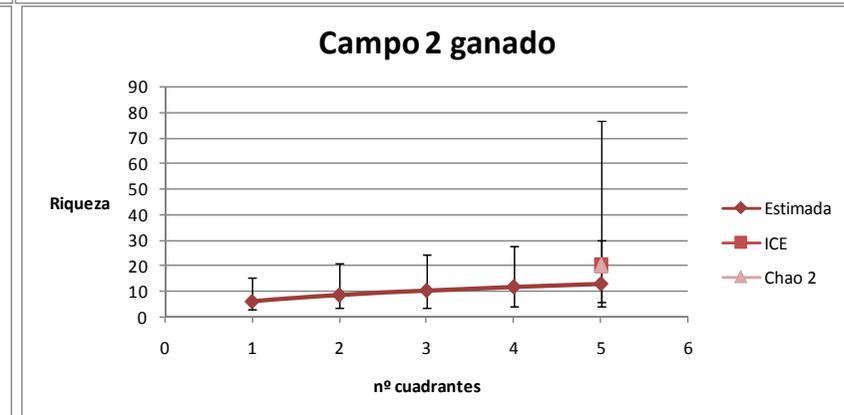
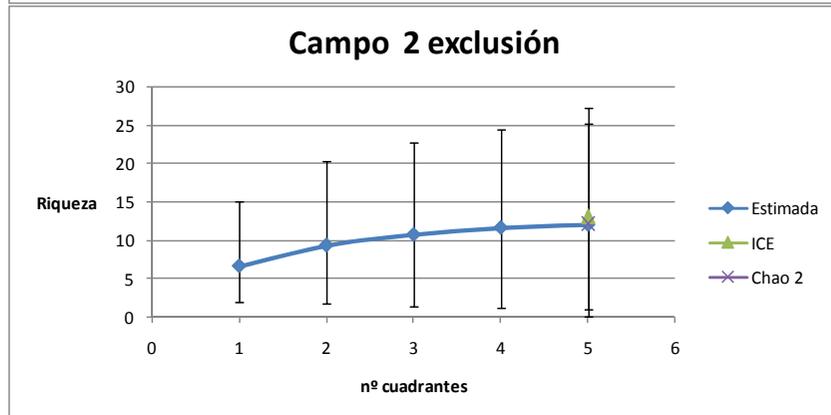
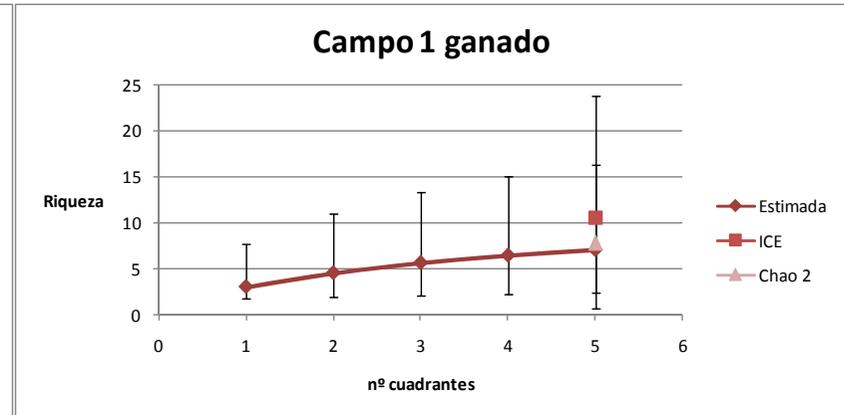
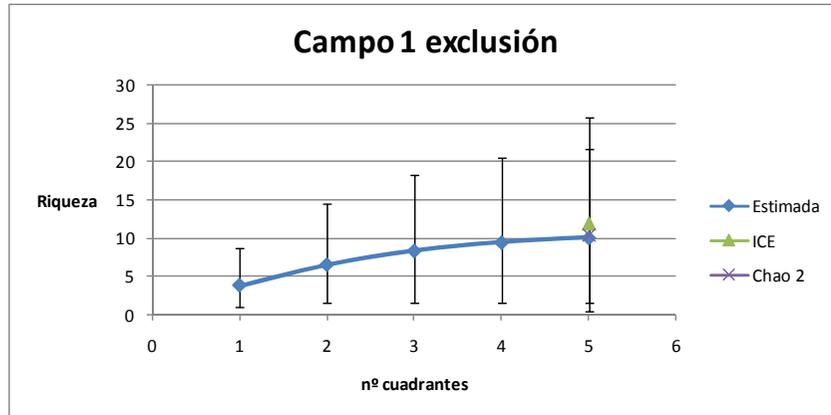
Nombre común	Nombre científico	Familia	campo 1		campo 2		campo 3		campo 4		campo 5		campo 6	
			E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P
Arrayán	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Myrtaceae	17	11	0	26	45	20	22	36	2	16	52	22
Aruera	<i>Lithraea brasiliensis</i>	Anacardiaceae	0	0	4	1	11	5	10	5	0	5	21	4
Azará	<i>Azara uruguayensis</i>	Salicaceae	0	2	1	0	0	0	0	7	0	2	0	0
Blanquillo	<i>Sebastiania sp.</i>	Euphorbiaceae	0	0	0	1	15	0	0	0	1	0	2	0
Canelón	<i>Myrsine spp.</i>	Primulaceae	4	6	4	8	32	9	12	10	3	18	8	1
Carne de Vaca	<i>Styrax leprosus</i>	Styraceae	8	15	1	0	1	2	9	23	25	3	0	0
Carobá, Molle Ceniciento	<i>Schinus lentiscifolia</i>	Anacardiaceae	0	0	1	1	0	0	4	0	0	1	0	0
Chal-Chal	<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	6	2	3	3	2	1	1	3	24	5	11	4
Coronilla	<i>Scutia buxifolia</i>	Rhamnaceae	0	0	2	3	0	4	2	2	6	1	4	0
Espina Corona	<i>Xilosma sp.</i>	Salicaceae	0	0	1	5	5	3	2	0	1	0	3	0
Guayabo Colorado	<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	Myrtaceae	2	1	2	3	1	1	14	0	0	11	1	0
Ligustro	<i>Ligustrum lucidum</i>	Oleaceae	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
Molle	<i>Schinus longifolia</i>	Anacardiaceae	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Murta	<i>Myrceugenia glauca</i>	Myrtaceae	0	0	0	2	0	1	1	6	0	0	0	1
Palo de Fierro	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	Myrtaceae	1	2	34	33	8	18	0	0	18	19	0	3
Pindó	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Arecaceae	0	0	6	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Tala	<i>Celitis sp.</i>	Celtidaceae	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Tembetari	<i>Zanthoxylum sp.</i>	Rutaceae	0	0	1	0	3	0	0	0	1	0	0	0

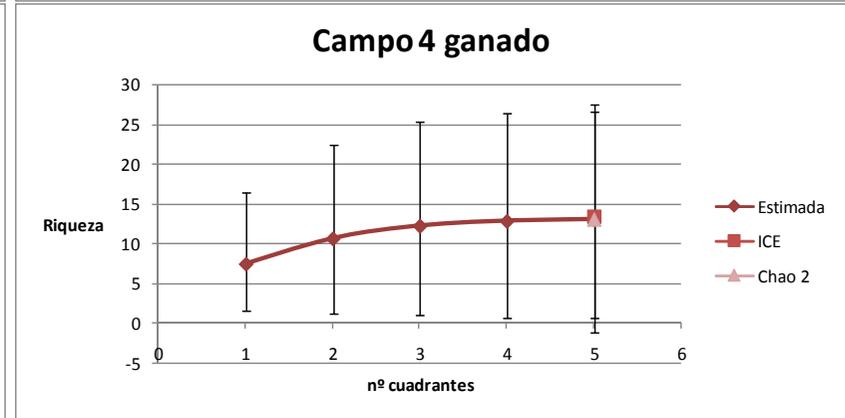
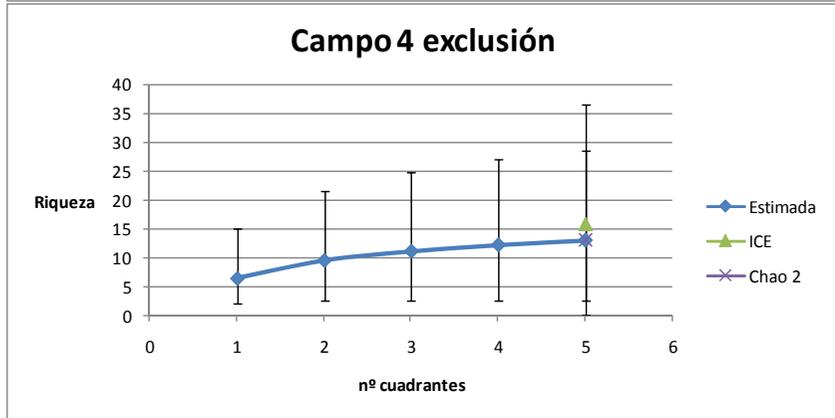
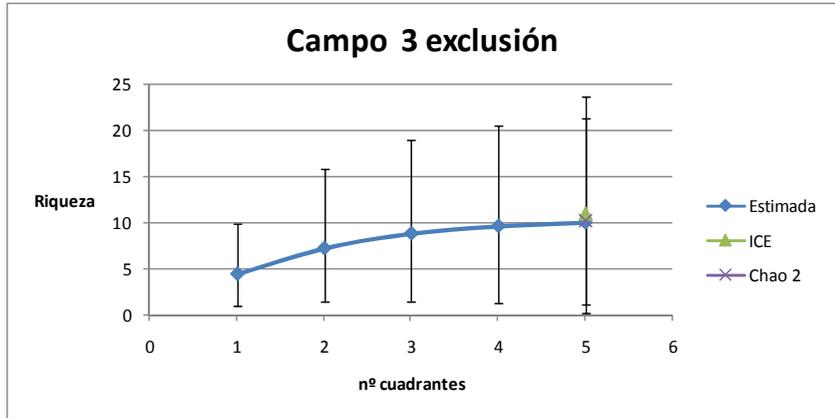
Cuentrillo, Teta de Perra															
Mirtacea	Myrtaceae	Myrtaceae	4	0	4	2	2	8	0	1	0	2	0	3	
No identificada	No identificada	No identificada	1	1	1	0	0	0	0	2	0	1	1	4	

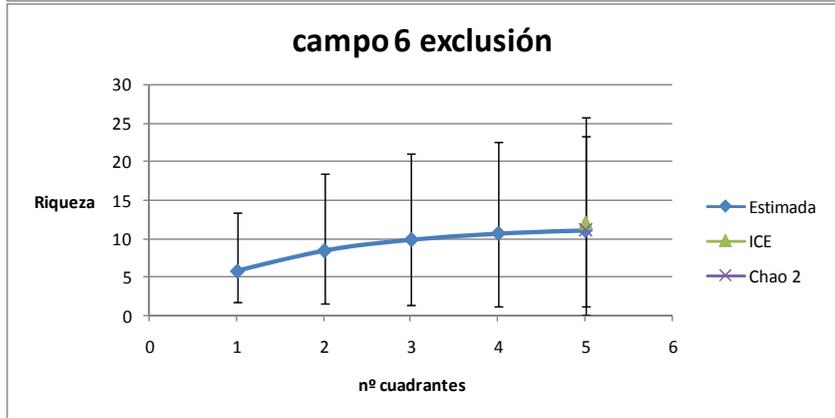
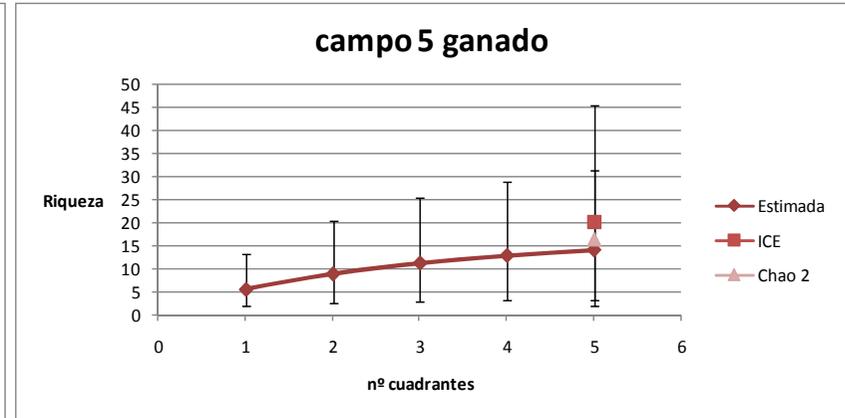
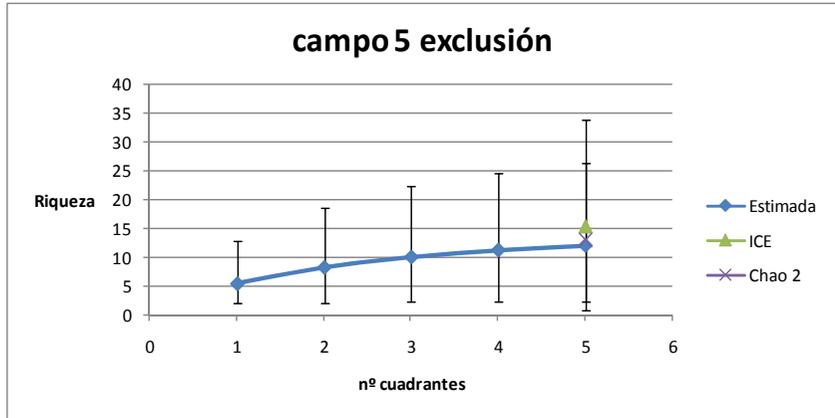
ANEXO 3

CURVAS DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES

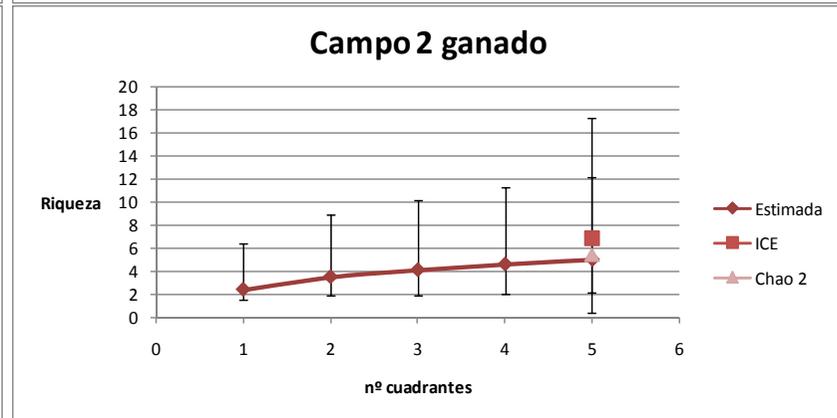
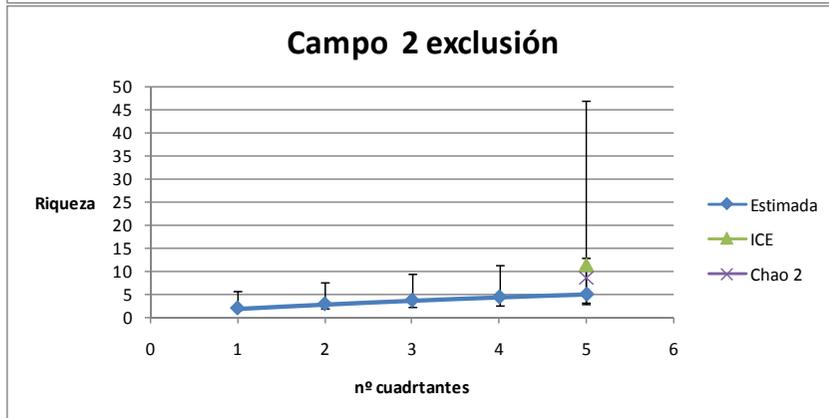
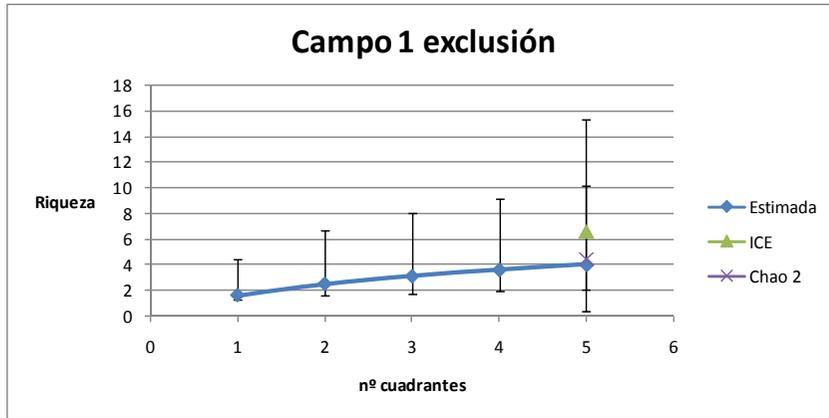
ADULTOS

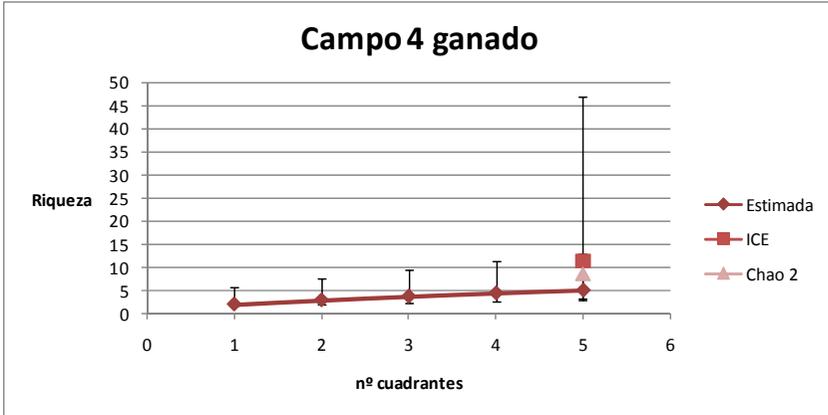
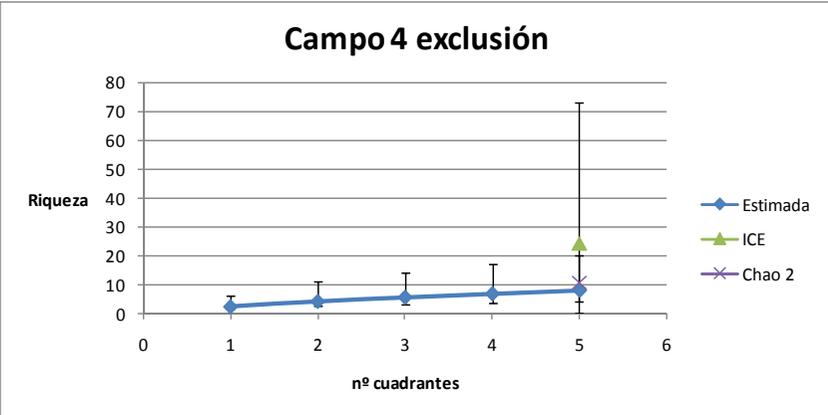
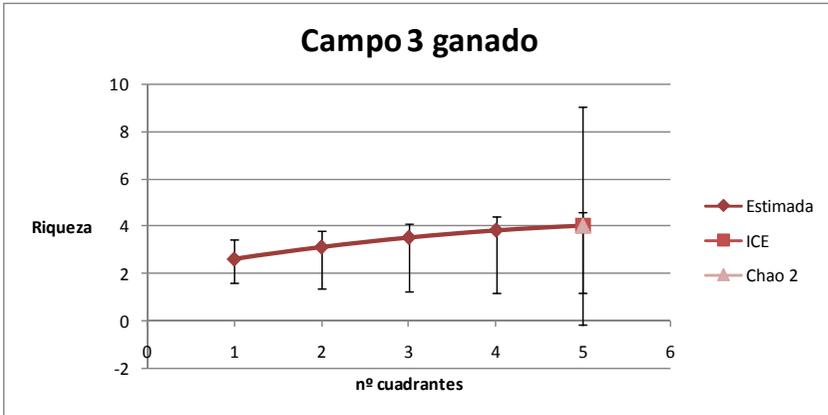
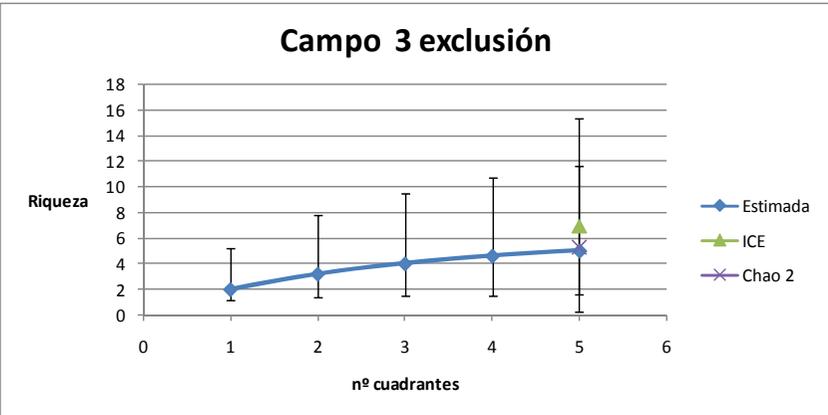


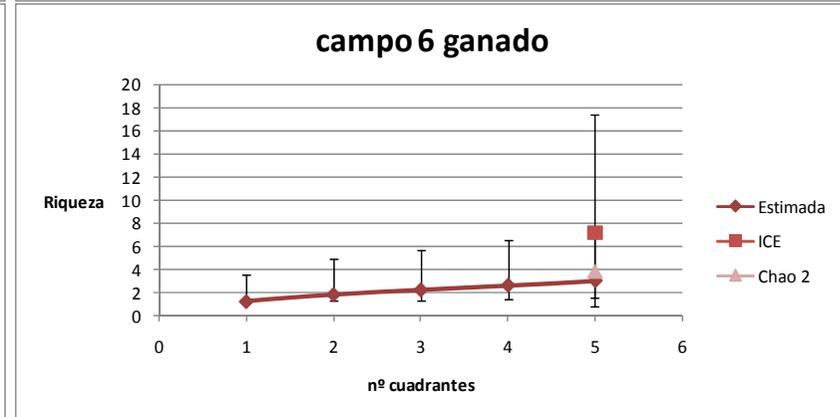
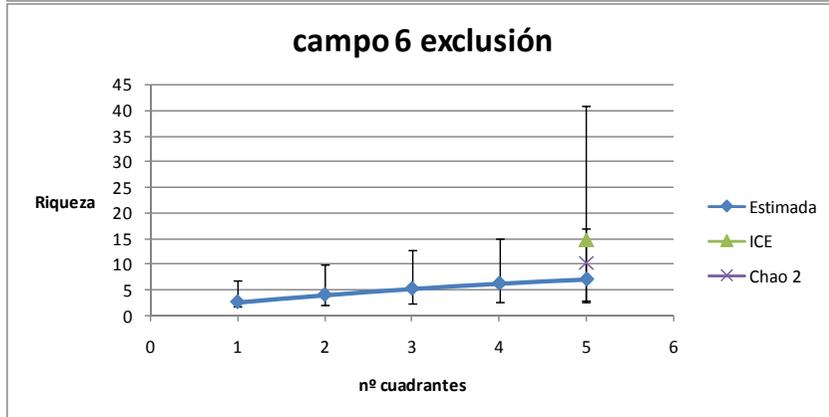
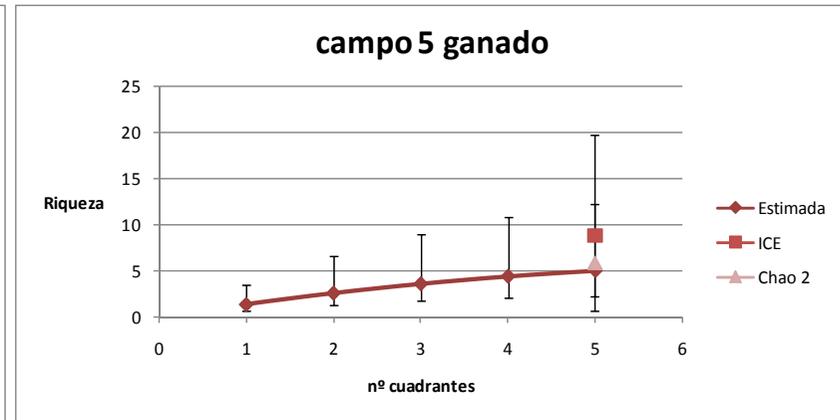
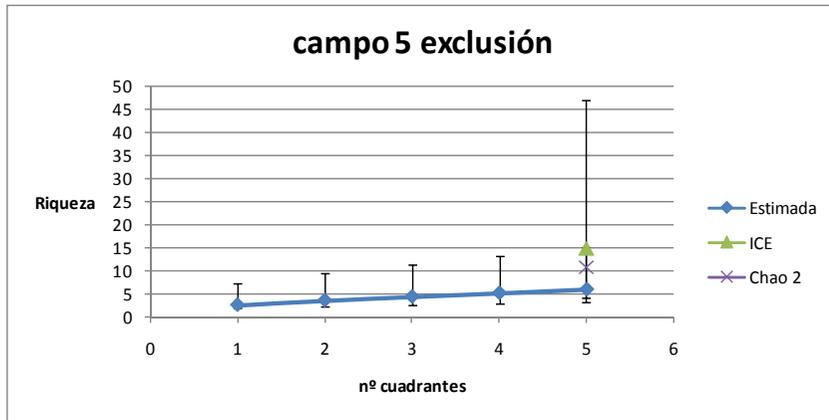




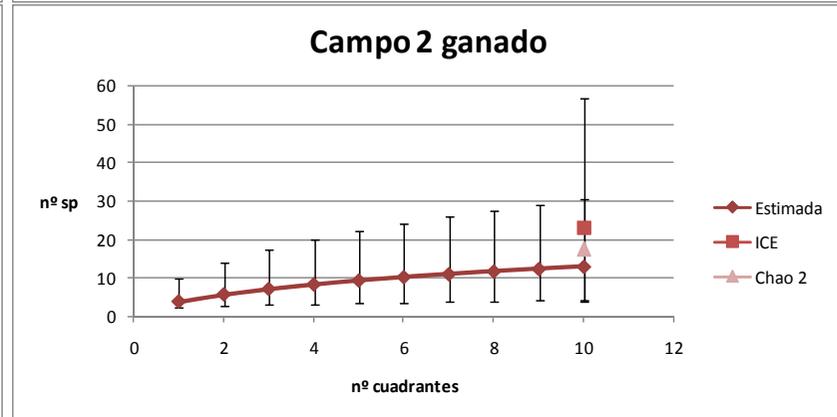
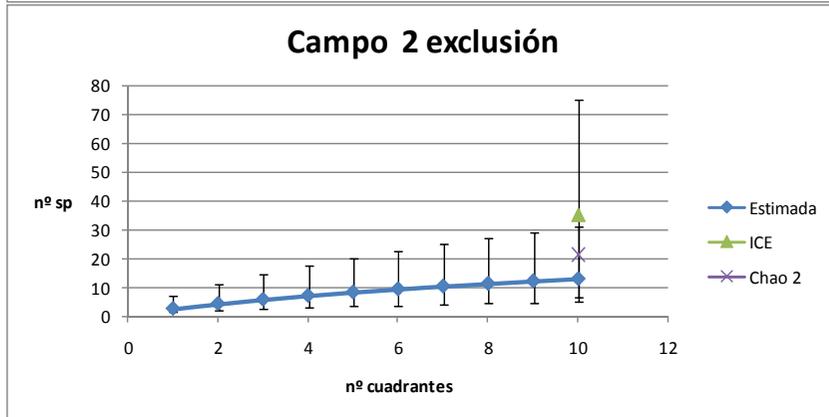
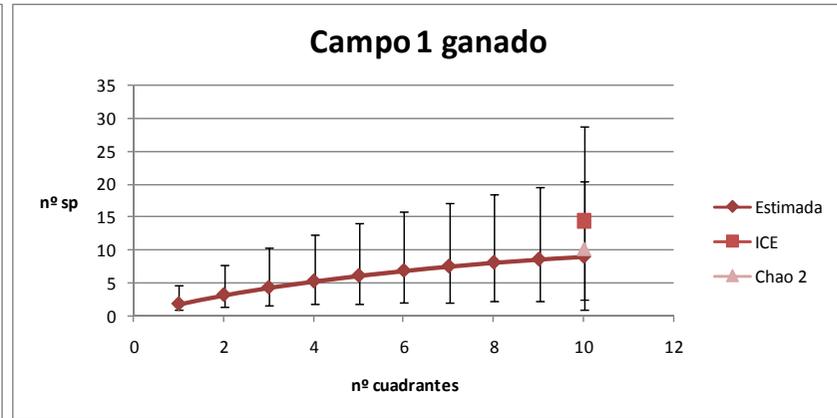
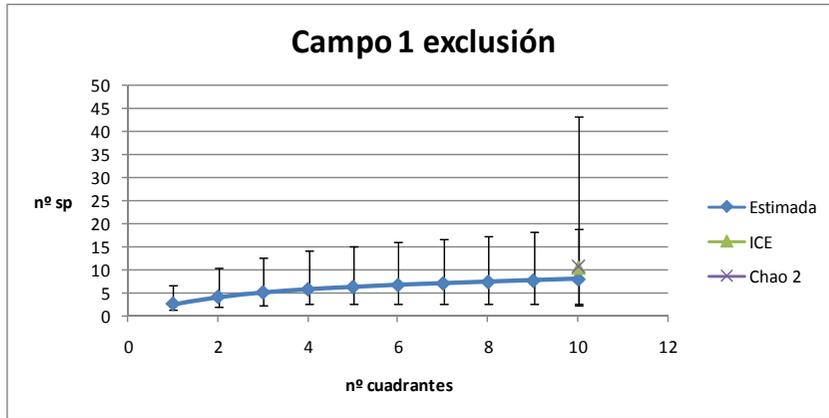
ÁRBOLES JÓVENES

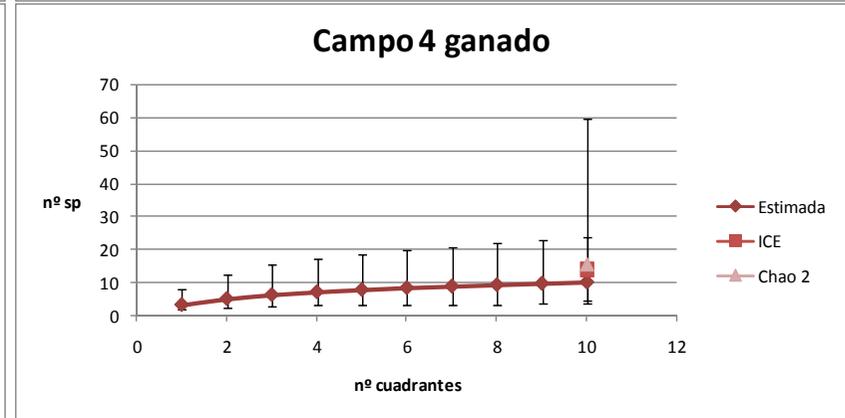
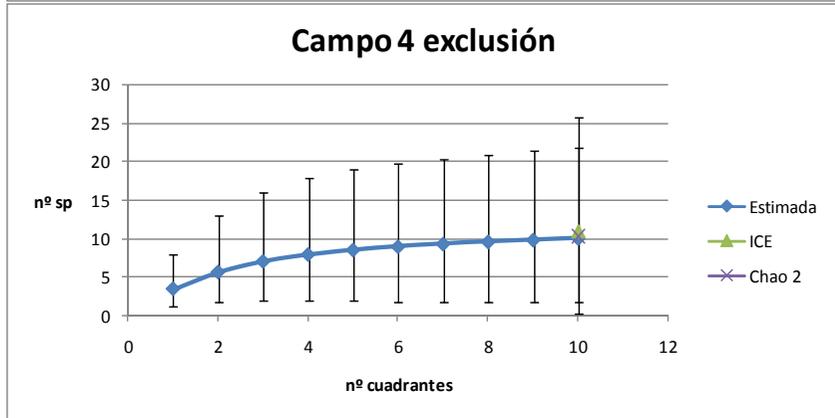
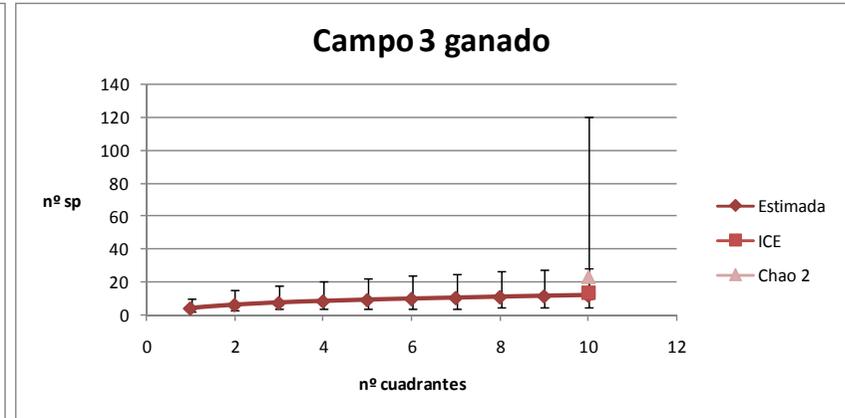
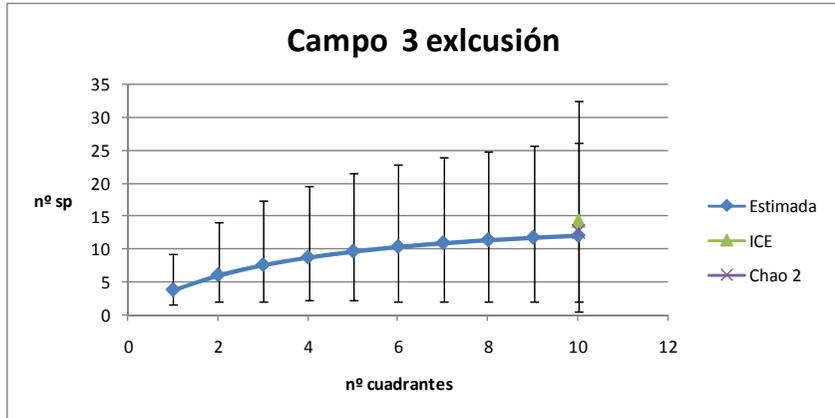


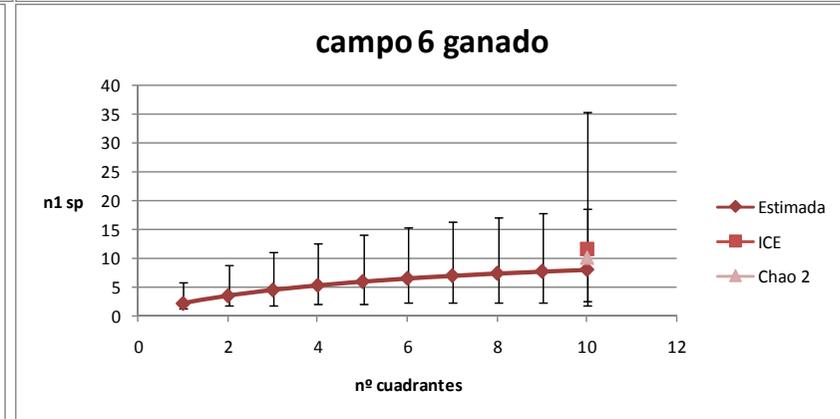
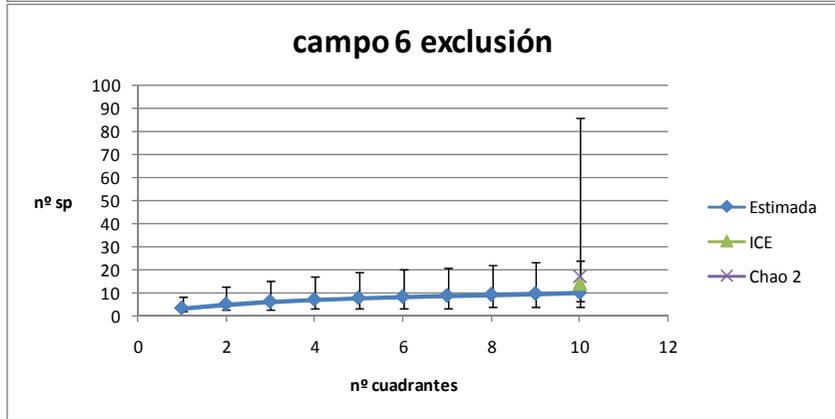
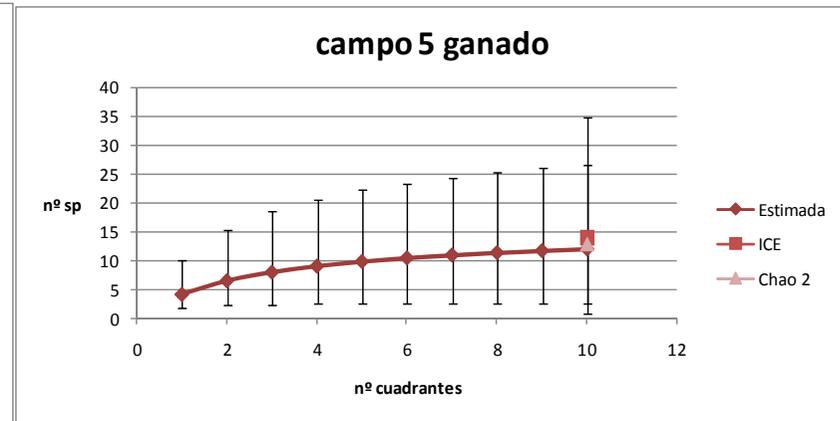
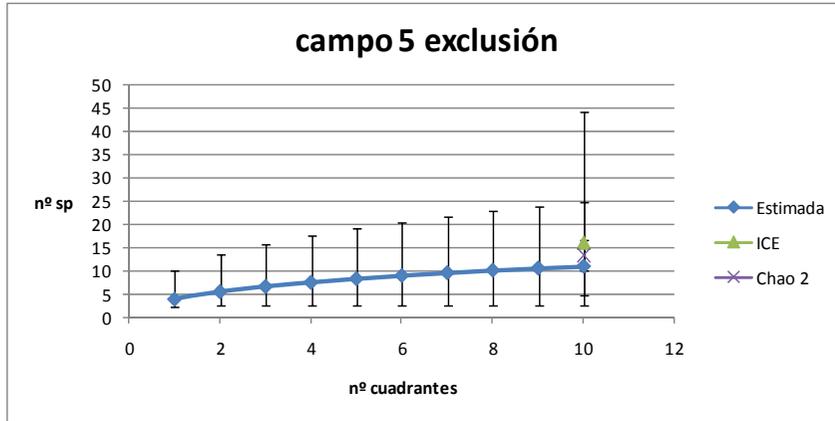




PLÁNTULAS







ANEXO 4

DENSIDADES DE PLÁNTUAS Y ÁRBOLES JÓVENES CALCULADAS A PARTIR DE LOS GLMM

Tabla 4.1. Valores para los parámetros y densidades en el caso de las plántulas de 0.31 a 0.50 m. μ : valor del parámetro que da cuenta de la densidad de plántulas en las exclusiones; α : valor del parámetro que da cuenta de la presencia de ganado; De: promedio de densidad de plántulas en parcelas con exclusión al ganado; Dg: promedio de densidad de plántulas en parcelas con pastoreo

Predio	μ	α	De (n° ind m ⁻²)	Dg (n° ind m ⁻²)	De/Dg
1	0.716	-0.721	2.05	1.01	2.03
2	0.856	-0.721	2.35	1.14	2.06
3	1.188	-0.721	3.28	1.60	2.05
4	0.770	-0.721	2.16	1.05	2.06
5	0.787	-0.721	2.20	1.07	2.06
6	0.839	-0.721	2.23	1.13	1.97

Anexo 4.2 Valores para los parámetros y densidad de árboles jóvenes de las altura que los modelos de densidad fueron significativos según campo. μ : valor del parámetro que da cuenta de la densidad de juveniles en las exclusiones; α : valor del parámetro que da cuenta de la presencia de ganado; De: promedio de densidad de árboles jóvenes en parcelas con exclusión al ganado; Dg: promedio de densidad de árboles juveniles en parcelas con pastoreo

Altura (m)	Predio	μ	α	De (n° ind m ⁻²)	Dg (n° ind m ⁻²)	De/Dg
0.51 a 0.70	1	0.550	-0.275	0.550	0.275	2
	2	0.639	-0.275	0.639	0.364	1.76
	3	0.766	-0.275	0.766	0.491	1.56
	4	0.576	-0.275	0.576	0.301	1.91
	5	0.791	-0.275	0.791	0.516	1.53
	6	0.677	-0.275	0.677	0.402	1.68
0.71 a 0.90	1	0.278	-0.192	0.278	0.086	3.23
	2	0.476	-0.192	0.476	0.284	1.68
	3	0.589	-0.192	0.589	0.397	1.51
	4	0.448	-0.192	0.448	0.256	1.75
	5	0.419	-0.192	0.419	0.227	1.85
	6	0.490	-0.192	0.490	0.298	1.64
0.91 a 1.10	1	0.175	-0.092	0.175	0.083	2.11
	2	0.173	-0.092	0.173	0.081	2.14
	3	0.179	-0.092	0.179	0.087	2.06
	4	0.171	-0.092	0.171	0.079	2.16
	5	0.171	-0.092	0.171	0.079	2.16
	6	0.183	-0.092	0.183	0.091	2.01

ANEXO 5

Expansión del bosque

Con el objetivo de determinar si una exclusión contribuía a la regeneración del bosque más allá del límite del parche de bosque se realizaron mediciones de la comunidad arbórea regenerando por fuera del bosque. Esto se pudo realizar solo en el campo 1, ya que los otros campos tienen la exclusión hasta el borde mismo del parche. Este campo tiene la exclusión en el total del predio y no solo en el parche de bosque.

Para esto se tomó una sección de 50m de perímetro de bosque como referencia. En esos 50 m se midió la comunidad de plántulas arbóreas y árboles jóvenes en 15 cuadrantes al azar de 2 x 2 m, cinco de estos cuadrantes a la distancia 0 (abarcó desde los 0m a 2m) del bosque (borde hacia afuera de la copa de los árboles del bosque), otros cinco a 4m de distancia (abarcó desde los 4 a 6m) y los últimos cinco a 8m de distancia del bosque (abarcó de los 8 a 10m). Este procedimiento se realizó en los bordes de un parche en el campo con exclusión y en un parche de similares características (en cuanto a pendiente y rocosidad) en el campo con ganado. Se midieron todas las plántulas y juveniles arbóreos entre 0.10m a 1.30m. Se consideró como plántulas arbóreas aquellas entre 0.10m a 0.50 m de altura y juveniles arbóreos aquellos entre de 0.51 a 1.3m de altura. Asimismo se registraron otras especies leñosas que fueran arbustos o trepadoras en los cuadrantes donde se registraron plántulas o juveniles arbóreos. Se registró la identidad y altura de cada individuo.

En la exclusión se registraron plántulas arbóreas en los cuadrantes a 0m y 4m de distancia del parche, aunque se registró una sola plántula a los 4m. En la zona con ganado solo se registraron plántulas en la distancia 0m. Los árboles jóvenes solo fueron registrados en la exclusión y en la distancia 0m al parche.

Se registraron tres especies de plántulas arbóreas en ambas parcelas. La abundancia total para plántulas fue de 22 plántulas para la exclusión y tres para la parcela con ganado (una plántula por especie). La especie más abundante en la exclusión fue la Aruera (*Lithraea brasiliensis*). En cuanto a juveniles se registraron 4 especies en la exclusión, y un total de cinco individuos mientras que no se registró ningún individuo en la parcela con ganado.

Se registraron cuatro especies de arbustos en la exclusión y cuatro en la parcela con ganado. Únicamente compartieron al arbusto Espina Amarilla (*Berberis laurina*). En cuanto a las trepadoras crecieron dos especies en la exclusión, y una en la parcela con ganado, siendo común para ambos tratamientos la Uva del Diablo (*Cissus striata*). La abundancia de enredaderas fue de siete para la parcela con agnado y de 1 en la parcela sin ganado.

Esto sugiere que la exclusión, más allá de los bordes del parche, está favoreciendo el desarrollo de algunos individuos arbóreos, especialmente de la aruera, especie que requiere luz y en la que no se observó una gran regeneración debajo de los bosques a pesar de ser importante en adultos. Por otro lado, la comunidad de especies arbustivas que se desarrollan afuera de la parcela de bosque tiende a ser más espinosa, probablemente porque a esas especies las evita el ganado.

Especies y su abundancia, registradas por fuera de los parches de bosque, en el campo con exclusión y en el campo pastoreado.

		Exclusión	Pastoreo
Árboles			
Plántulas			
Aruera	<i>Lithraea brasiliensis</i>	19	1
Molle rastrero	<i>Schinus engleri</i>	2	0
Carobá	<i>Schinus lentiscifolia</i>	1	0
Canelón	<i>Mysine laetevirens</i>	0	1
Arrayán	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	0	1
Árboles jóvenes			
Aruera	<i>Lithraea brasiliensis</i>	2	0
Canelón 2	<i>Myrsine coriaceae</i>	1	0
Carobá	<i>Schinus lentiscifolia</i>	1	0
Arrayán	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1	0
Arbustos			
Envira	<i>Daphnopsis racemosa</i>	3	0
Lantana	<i>Lantana megapotamica</i>	4	0
Carquejilla	<i>Baccharis articulata</i>	12	0
Espina de la Cruz	<i>Colletia paradoxa</i>	0	20
Espina amarilla	<i>Berberis laurina</i>	2	2
Quina de campo	<i>Discaria americana</i>	0	4
Mimosa	<i>Mimosa cf. ramulosa</i>	0	4
Trepadoras		4	4
Uva del diablo	<i>Cissus striata</i>	6	1
	<i>Clematis</i> sp.	1	0